



REDE COOPERATIVA DE PESQUISAS

REÚSO DAS ÁGUAS DE ESGOTO SANITÁRIO,
INCLUSIVE DESENVOLVIMENTO DE
TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO
PARA ESSE FIM

INSTITUIÇÕES PARTICIPANTES

PUC-PR, UFBA, UFES, UFC, UFMG, UFPE, UFRGS, UFRJ,
UFRN, UFSC, UFT, UFV, UNB, UNICAMP, USP



Apresentação

Esta publicação é um dos produtos da Rede de Pesquisas sobre o tema “Reúso das águas de esgoto sanitário, inclusive desenvolvimento de tecnologias de tratamento para esse fim”, do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico PROSAB - Edital 04, coordenada pela Profa. Maria de Lourdes Florêncio dos Santos do Grupo de Saneamento Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco.

O PROSAB visa ao desenvolvimento e aperfeiçoamento de tecnologias nas áreas de águas de abastecimento, águas residuárias (esgoto), resíduos sólidos (lixo e biossólidos) que sejam de fácil aplicabilidade, baixo custo de implantação, operação e manutenção, bem como visem à recuperação ambiental dos corpos d'água e à melhoria das condições de vida da população, especialmente as menos favorecidas e que mais necessitam de ações nessas áreas.

Até o final de 2005 foram lançados quatro editais do PROSAB, financiados pela FINEP, pelo CNPq e pela CAIXA, contando com diferentes fontes de recursos, como BID, Tesouro Nacional, Fundo Nacional de Recursos Hídricos (CT-HIDRO) e recursos próprios da Caixa. A gestão financeira compartilhada do PROSAB viabiliza a atuação integrada e eficiente de seus órgãos financiadores que analisam as solicitações de financiamento em conjunto e tornam disponíveis recursos simultaneamente para as diferentes ações do programa (pesquisas, bolsas e divulgação), evitando a sobreposição de verbas e tornando mais eficiente a aplicação dos recursos de cada agência.

Tecnicamente, o PROSAB é gerido por um grupo coordenador interinstitucional, constituído por representantes da FINEP, do CNPq, da CAIXA, do Ministério das Cidades, das universidades, da associação de classe e das companhias de saneamento. Suas principais funções são: definir os temas prioritários a cada edital; analisar as propostas, emitindo parecer para orientar a decisão da FINEP e do CNPq; indicar consultores ad hoc para avaliação dos projetos; e acompanhar e avaliar permanentemente o programa.

O Programa funciona no formato de redes cooperativas de pesquisa formadas a partir de temas prioritários lançados a cada Chamada Pública. As redes integram os pesquisadores das diversas instituições, homogeneizam a informação entre seus integrantes e possibilitam a capacitação permanente de instituições emergentes. No âmbito de cada rede, os projetos das diversas instituições tem interfaces e enquadram-se em uma proposta global de estudos, garantindo a geração de resultados de pesquisa efetivos e prontamente aplicáveis no cenário nacional. A atuação em rede permite, ainda, a padronização de metodologias de análises, a constante difusão e circulação de informações entre as instituições, o estímulo ao desenvolvimento de parcerias e a maximização dos resultados.

As redes de pesquisas são acompanhadas e permanentemente avaliadas por consultores, pelas agências financiadoras e pelo Grupo Coordenador, através de reuniões periódicas, visitas técnicas e seminários anuais.

Os resultados obtidos pelo PROSAB estão disponíveis através de manuais, livros, artigos publicados em revistas especializadas e trabalhos apresentados em encontros técnicos, teses de doutorado e dissertações de mestrado publicadas. Além disso, várias unidades de saneamento foram construídas nestes últimos anos por todo o país e, em maior ou menor grau, utilizaram informações geradas pelos projetos de pesquisa do PROSAB

Além de seu portal (www.finep.gov.br/prosab/index.html), a divulgação do PROSAB tem sido feita através de artigos em revistas da área, da participação em mesas-redondas, de trabalhos selecionados para apresentação em eventos, bem como pela publicação de porta-fólios e folders contendo informações sobre os projetos de cada edital.



GRUPO COORDENADOR DO PROSAB:

Jurandy Povinelli SAE/SC e EESC
saaegabi@terra.com.br e jpovinel@sc.usp.br

Cícero O. de Andrade Neto - UFRN
cicero@ct.ufrn.br

Deíza Lara Pinto - CNPq
dlara@cnpq.br

Marcos Helano Montenegro Ministério das Cidades
marcos.montenegro@idades.gov.br

Sandra Helena Bondarowsky CAIXA
sandra.bondarowsky@caixa.gov.br

Jeanine Claper - CAIXA
jeanine.claper@caixa.gov.br

Anna Virgínia Machado ABES
anna.virginia@abes-dn.org.br

Ana Maria Barbosa Silva - FINEP
anamaria@finep.gov.br

Célia Maria Poppe de Figueiredo - FINEP
cmfigue@finep.gov.br

O edital 4 do PROSAB foi financiado pela FINEP, CNPq e CAIXA com as seguintes fontes de recursos: Fundo Setorial de Recursos Hídricos e Recursos Ordinários do Tesouro Nacional do Fundo Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico e Caixa Econômica Federal.



Lourdinha Florencio
Rafael Kopschitz Xavier Bastos
Miguel Mansur Aisse
(coordenadores)

Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários

Recife - PE
2006

Copyright © 2006 ABES RJ

1ª Edição tiragem: 1000 exemplares

Projeto Gráfico, editoração eletrônica e fotolitos

SERMOGRAF Artes Gráficas e Editora Ltda:

Rua São Sebastião, 199

CEP 25645-045 São Sebastião Petrópolis - RJ

TEL: (0xx24) 2237 3769 Fax: (0xx24) 2237-3709

sermograf@sermograf.com.br

Coordenadores

Lourdinha Florencio

Rafael Kopschitz Xavier Bastos

Miguel Mansur Aisse

Tratamento e utilização de esgotos sanitários /
Lourdinha Florencio, Rafael Kopschitz Xavier
Bastos, Miguel Mansur Aisse (Coord.). Rio de
Janeiro: ABES, 2006.

427 p. : il

Projeto PROSAB

ISBN: 85-7022-152-5

ISBN: 978-85-7022-152-0

1. Tratamento de esgotos. 2. Reúso de água. 3. Fertirrigação. 4. Hidroponia. 5. Produção animal. I. Florencio, Lourdinha. II. Bastos, Rafael Kopschitz Xavier. III. Aisse, Miguel Mansur.



Maria de Lourdes Florencio dos Santos
Rafael Kopschitz Xavier Bastos
Miguel Mansur Aisse
(coordenadores)

Intituições Participantes e Coordenadores de Projeto

Pontifícia Universidade Católica do Paraná – PUCPR
Curso de Engenharia Ambiental
Coordenador: Miguel Mansur Aisse (Vice Coordenador da Rede)
E-mail: miguel.aisse@pucpr.br

Universidade Federal da Bahia – UFBA
Departamento de Engenharia Ambiental
Coordenador: Asher Kiperstok
E-mail: asher@ufba.br

Universidade Federal do Ceará – UFC
Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental
Coordenador: Francisco Suetônio Bastos Mota
E-mail: suetonio@ufc.br

Universidade Federal do Espírito Santo – UFES
Departamento de Hidráulica e Saneamento
Coordenador: Regina de Pinho Keller
E-mail: kellygtr@gmail.com.br

Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
Coordenador: Carlos Augusto Lemos Chernicharo
E-mail: calemos@desa.ufmg.br

Universidade Federal de Pernambuco – UFPE
Departamento de Engenharia Civil
Coordenador: Maria de Lourdes Florencio dos Santos (Coordenadora da Rede)
E-mail: flor@ufpe.br

Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS
IPH - Instituto de Pesquisas Hidráulicas
Departamento de Hidráulica e Saneamento SHS
Coordenador: Luiz Fernando Cybis
Email: lfcybis@iph.ufrgs.br

Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ
Departamento de Recursos Hídricos e Meio Ambiente
Coordenador: Isaac Volschan Junior
E-mail: volschan@poli.ufrj.br

Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN
Departamento de Engenharia Química
Coordenador: Hênio Normando de Souza Melo
E-mail: henio@eq.ufrn.br

Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS
Instituto de Pesquisas Hidráulicas
Coordenador: Luiz Olinto Monteggia
E-mail: monteggia@iph.ufrgs.br

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
Coordenador: Flávio Rubens Lapolli
E-mail: frl@ens.ufsc.br

Universidade Federal do Tocantins – UFT
Faculdade de Engenharia Ambiental
Coordenador: Liliana Pena Naval
E-mail: liliana@uft.edu.br

Universidade Federal de Viçosa – UFV
Departamento de Engenharia Civil
Coordenador: Rafael Kopschitz Xavier Bastos (Vice Coordenador da Rede)
E-mail: rkxb@ufv.br

Universidade de Brasília – UnB
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental
Coordenador: Marco Antônio Almeida de Souza
E-mail: maasouza@unb.br

Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP
Departamento de Saneamento e Ambiente
Coordenador: Bruno Coraucci Filho
E-mail: bruno@fec.unicamp.br

Universidade de São Paulo – USP
Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária
Coordenador: Roque Passos Piveli
E-mail: roque.piveli@poli.usp.br

Consultores

Eugênio Foresti
Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos – EESC/USP
Departamento de Hidráulica e Saneamento

José Marques Junior
Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Faculdade de
Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal – FCAV/UNESP
Departamento de Solos e Adubos

Marcelo Antônio Teixeira Pinto
COMPANHIA DE AGUA E ESGOTO DE BRASILIA – CAESB



Autores

ADRIEL FERREIRA DAFONSECA – USP

Engenheiro Agrônomo (UEPG), Mestre em Agronomia (ESALQ – USP), Doutor em Agronomia (ESALQ USP), Pós-Doutorando (CENA – USP). Pesquisador do Núcleo de Pesquisa em Geoquímica e Geofísica da Litosfera (NUPEGEL USP). E-mail: affonsec@cena.usp.br

ASHER KIPERSTOK – UFBA

Engenheiro Civil (Technion Israel Institute of Technology), Mestre em Engenharia Química (University of Manchester, UMIST – Inglaterra), Doutor em Engenharia Química (UMIST). Professor Adjunto da UFBA, Escola Politécnica, Departamento de Engenharia Ambiental. Coordenador Geral do TECLIM – Rede de Tecnologias Limpas e Minimização de Resíduos. E-mail: asher@ufba.br

BRUNO CORAUCCI FILHO – UNICAMP

Engenheiro Civil (UNICAMP), Mestre em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento (EESC – USP), Doutor em Engenharia Civil (USP). Professor Titular da UNICAMP, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Departamento de Saneamento e Ambiente. E-mail: bruno@fec.unicamp.br

CARLOS AUGUSTO DE LEMOS CHERNICHARO – UFMG

Engenheiro Civil (UFMG), Especialização em Engenharia Sanitária (UFMG), Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos (UFMG), Doutor em Engenharia Ambiental (University of Newcastle Upon Tyne – Inglaterra), Professor Adjunto da UFMG, Escola de Engenharia, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. E-mail: calemos@desa.ufmg.br

CÉLIA REGINA MONTES – USP

Física (Faculdade de Filosofia Ciências e Letras Oswaldo Cruz), Mestre em Geofísica (IAG – USP), Doutora em Geofísica (IAG – USP), Pós-Doutorado (USP). Professora Doutora do CENA – USP, Divisão de Funcionamento de Ecossistemas Tropicais. Pesquisadora do Núcleo de Pesquisa em Geoquímica e Geofísica da Litosfera (NUPEGEL – USP). E-mail: crmlauar@usp.br

CÍCERO ONOFRE DE ANDRADE NETO – UFRN

Engenheiro Civil (UFRN), Mestre em Engenharia Civil (UFPB), Doutor em Recursos Naturais (UFCEG). Professor Adjunto da UFRN, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil. E-mail: cicero@ct.ufrn.br

DANIEL VIDAL PÉREZ – EMBRAPA/RJ

Engenheiro Agrônomo (UFRRJ), Mestre em Agronomia (UFRRJ), Doutor em Química (PUC – RJ). Pesquisador III da EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro. E-mail: daniel@cnps.embrapa.br

EDUARDO ARRUDA TEIXEIRA LANNA – UFV

Biólogo (UFV), Mestre em Zootecnia (UFV), Doutor em Zootecnia (UNESP). Professor Adjunto UFV, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Zootecnia. E-mail: elanna@ufv.br

EDUARDO COHIM – UFBA

Engenheiro Sanitarista (UFBA), Especialização em Engenharia de Irrigação (UFBA), Mestre em Gerenciamento e Técnicas Ambientais no Processo Produtivo (UFBA). Pesquisador da UFBA, Escola Politécnica, Departamento de Engenharia Ambiental. E-mail: ecohim@ufba.br

EUGÊNIO FORESTI – USP

Engenheiro Civil (USP), Mestre em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento (EESC – USP), Doutor em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento (EESC – USP), Pós-Doutorado (University of Newcastle Upon Tyne – Inglaterra). Professor Titular da USP, Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento. E-mail: eforesti@sc.usp.br

FLÁVIO RUBENS LAPOLLI – UFSC

Engenheiro Civil (UFSC), Especialização em Engenharia Sanitária (USP), Mestre em Engenharia de Produção (UFSC), Doutor em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento (USP e Université de Montpellier II – França). Professor Titular da UFSC, Centro Tecnológico, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. E-mail: frl@ens.ufsc.br

HÊNIO NORMANDO DE SOUZA MELO – UFRN

Engenheiro Químico (UFPE), Mestre em Química (UFPE), Doutor em Engenharia Ambiental (Institut National des Sciences Appliquées – França). Professor Adjunto da UFRN, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Química. E-mail: henio@eq.ufrn.br

ISAAC VOLSCHAN JÚNIOR – UFRJ

Engenheiro Civil (Universidade Santa Úrsula, USU), Especialização em Engenharia Sanitária (UERJ), Mestre em Engenharia Sanitária (Institute For Hydraulics And Environmental Engineering, IHE – Holanda), Doutor em Engenharia de Produção (UFRJ). Professor Adjunto da UFRJ, Escola Politécnica, Departamento de Recursos Hídricos e Meio Ambiente. E-mail: volschan@poli.ufrj.br

JOSÉ MARQUES JÚNIOR – UNESP

Engenheiro Agrônomo (Escola Superior de Agricultura e Ciências de Machado, ESACM), Mestre em Agronomia (UFLA), Doutor em Agronomia (ESALQ – USP). Professor Doutor da UNESP, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal, Departamento de Solos e Adubos. E-mail: marques@fcav.unesp.br

LILIANA NAVAL – UFT

Bióloga (Universidade de Santo Amaro, UNISA), Doutorado em Engenharia Química (Universidad Complutense de Madrid – Espanha). Professora Adjunta da UFT, Faculdade de Engenharia Ambiental. E-mail: liliana@uft.edu.br

LOURDINHA FLORENCIO – UFPE

Engenheira Civil (UFPE), Especialização em Engenharia Sanitária (UFC) e em Tratamento Anaeróbico de Águas Residuárias (IHE-Holanda), Mestre em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento (EESC-USP), Doutora em Tecnologia Ambiental (Wageningen Universiteit – Holanda). Professora Adjunta da UFPE, Centro de Tecnologia e Geociências, Departamento de Engenharia Civil, Laboratório de Saneamento Ambiental. E-mail: flor@ufpe.br

LUIZ CARLOS PAVANI – UNESP

Engenheiro Agrônomo (UNESP), Mestre em Irrigação e Drenagem (USP), Doutor em Agronomia (Irrigação e Drenagem, UNESP). Professor Doutor da UNESP, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal, Departamento de Engenharia Rural. E-mail: lcpavani@fcav.unesp.br

MARCELO ANTÔNIO TEIXEIRA PINTO – CAESB

Engenheiro Químico (UFRJ), Especialização em Engenharia de Qualidade de Serviço (FGV) Mestre em Saúde Pública e Engenharia de Controle Ambiental (University of Strathclyde – Inglaterra) Superintendente de Meio Ambiente da Companhia de Água e Esgoto de Brasília, CAESB. E-mail: marceloteixeira@caesb.df.gov.br

MARCO ANTONIO ALMEIDA DE SOUZA – UNB

Engenheiro Químico (UFPR), Mestre em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento (EESC – USP), Doutor em Engenharia Ambiental (University of Birmingham – Inglaterra). Professor da UnB, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. E-mail: maasouza@unb.br

MARCOS VON SPERLING – UFMG

Engenheiro Civil (UGMG), Especialização em Engenharia Sanitária (IHE-Holanda) Mestre em Engenharia Sanitária (UFMG), Doutor em Engenharia Ambiental (University of London – Inglaterra), Pós-doutorado (University of London – Inglaterra). Professor Adjunto da UFMG, Escola de Engenharia, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. E-mail: marcos@desa.ufmg.br

MARIO TAKAYUKI KATO – UFPE

Engenheiro Civil (UFPR) Administrador (Faculdade Católica de Economia e Administração do Paraná), Mestre em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento (EESC-USP), Doutor em Tecnologia Ambiental (Wageningen Universiteit – Holanda). Professor Adjunto da UFPE, Centro de Tecnologia e Geociências, Departamento de Engenharia Civil, Laboratório de Saneamento Ambiental. E-mail: kato@ufpe.br

MIGUEL MANSUR AISSÉ – PUCPR

Engenheiro Civil (UFPR), Mestre em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento (EESC-USP), Doutor em Engenharia Civil: Hidráulica e Sanitária (USP). Professor Titular da PUCPR, Curso de Engenharia Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Gestão Urbana. Professor Adjunto da UFPR. Departamento de Hidráulica e Saneamento. E-mail: miguel.aisse@pucpr.br

PAUL ADIAS BEVILACQUA – UFV

Médica Veterinária (UFV), Mestra em Medicina Veterinária (UFMG), Doutora em Ciência Animal (UFMG). Professora Adjunta da UFV, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Veterinária. E-mail: paula@ufv.br

RAFAEL KOPSCHITZ XAVIER BASTOS – UFV

Engenheiro Civil (UFJF), Especialização em Engenharia de Saúde Pública (FIOCRUZ), Doutor em Engenharia de Saúde Pública (University Of Leeds – Inglaterra). Professor Adjunto da UFV, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Departamento de Engenharia Civil. E-mail: rkxb@ufv.br

REGINA KELLER – UFES

Bióloga (UERJ), Mestra em Bioquímica (UFRJ), Doutora em Microbiologia (Universite de Paris VI – França). Pesquisadora da UFES, Centro Tecnológico, Departamento de Hidráulica e Saneamento. E-mail: kellygtr@gmail.com.br

RENATA CAROLINA PIFER ABU JAMRA – UFRN

Engenheira Agrônoma (UFPR), Mestre em Engenharia Sanitária (UFRN). Doutoranda da UFRN, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Química. Email: abujamrarenata@eq.ufrn.br

RONALDO STEFANUTTI – UNICAMP

Engenheiro Agrônomo (UNESP), Mestre em Ciências (CENA USP), Doutor em Ciências (CENA – USP). Pesquisador e Professor Colaborador da UNICAMP, Faculdade de Engenharia Civil Arquitetura e Urbanismo. E-mail: ronaldos@fec.unicamp.br

ROQUE PASSOS PIVELI – USP

Engenheiro Civil (EESC-USP), Mestre em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento (EESC-USP), Doutor em Engenharia Civil: Hidráulica e Sanitária (USP). Professor Doutor da USP, Escola Politécnica, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. E-mail: roque.piveli@poli.usp.br

SUETÔNIO MOTA – UFC

Engenheiro Civil (UFC), Especialização em Engenharia Sanitária (USP), Mestre em Saúde Pública (USP), Doutor em Saúde Pública (USP). Professor Titular da UFC, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. E-mail: suetonio@ufc.br

Colaboradores

ANDRÉ BEZERRA DOS SANTOS – UFC

Engenheiro Civil (UFC), Mestre em Engenharia Civil (UFC), Doutor em Tecnologia Ambiental (Wageningen Universiteit – Holanda), Pós-doutorado (UFC). Professor Adjunto da UFC, Centro de Tecnologia, Departamento de Hidráulica e Ambiental. E-mail: andre23@ufc.br

DÉCIO JÜRGENSEN – SANEPAR

Engenheiro Civil (UFPR), Especializado em Espaço Sociedade e Meio Ambiente (Instituto Brasileiro de Pós Graduação e Extensão, IBPEX). Gerente da Unidade de Serviços – Processo Esgoto (SANEPAR). E-mail: deciojur@sanepar.com.br

FABIANA TESSELE – UFRGS

Engenheira Química (UFRGS), Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (UFRGS). Doutoranda da UFRGS, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Departamento de Obras Hidráulicas. E-mail: ftessele@ppgiph.ufrgs.br

GENER TADEU PEREIRA – UNESP

Estatístico (UNICAMP), Mestre em Ciências Biológicas (Bioestatística) (USP), Doutor em Agronomia (USP). Professor Doutor da UNESP, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal, Departamento de Ciências Exatas. E-mail: genertp@fcav.unesp.br

JOSE RONALDO DE MACEDO – EMBRAPA

Engenheiro Agrônomo, Mestre em Agronomia (UFRRJ), Doutor em Ciências (CENA – USP). Pesquisador da EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro. E-mail: jrmacedo@cnpq.embrapa.br

MARIA ANGELES LOBO-RECIO – UFSC

Química (Universidad Complutense de Madrid (UCM) – Espanha), Mestra em Química (UCM), Doutora (UCM). Pós-Doutorado (Universite de Montpellier – França). Pesquisadora da UFSC, Centro Tecnológico, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. E-mail: malobo@ens.ufsc.br

ROBERTO FEIJÓ DE FIGUEIREDO – UNICAMP

Engenheiro Civil (UNICAMP), Mestre em Engenharia Civil Hidráulica e Saneamento (EESC-USP) e em Engenharia Sanitária (University Of California, Berkeley), Doutor em Engenharia Ambiental (University of California, Davis), Pós-doutorado (University of California, Davis e Politecnico di Milano). Professor Titular da UNICAMP, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. E-mail: nsfigueiredo@uol.com.br

SÁVIA GAVAZZA – UFPE

Engenheira Civil (UFAL), Doutora em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento (EESC-USP), Pós-doutorado (UFPE e Universidad Autónoma de Madrid – Espanha). Professora Adjunta da UFPE, Centro Acadêmico do Agreste, Núcleo de Tecnologia. E-mail: savia@ufpe.br

SERGIO FRANCISCO DE AQUINO – UFMG

Químico (UFV), Mestre em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento (EESC-USP), Doutor em Engenharia Química (University of London – Inglaterra), Pós-doutorado (UFMG). Professor Titular da UFOP, Instituto de Ciências Exatas e Biológicas, Departamento de Química. E-mail: sergio@iceb.ufop.br

SILVANA DE QUEIROZ SILVA

Bióloga (UFSCAR), Mestra em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento (EESC-USP), Doutora em Microbiologia Ambiental (University of Essex – Inglaterra), Pós-Doutorado (DESA – UFMG). Pesquisadora da UFMG, Escola de Engenharia, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. E-mail: ssilva@desa.ufmg.br



Instituições Parceiras nos Projetos de Pesquisa

PUC/PR:	Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR Prefeitura Municipal de Campo Largo – PR Indústria INCEPA (Campo Largo-PR) Indústria Lorenzetti (Campo Largo-PR)
UFBA:	Empresa Baiana de Águas e Saneamento S/A – EMBASA Superintendência de Recursos Hídricos da Bahia – SRH-BA
UFC:	Companhia de Água e Esgoto de Ceará – CAGECE
UFES:	Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural – INCAPER
UFMG:	Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA
UFPE:	Companhia Pernambucana de Saneamento – COMPESA
UFRGS:	Departamento Municipal de Água e Esgotos / Porto Alegre – DMAE/POA
UFRJ:	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA (Serviço Nacional de Solos)
UFRN:	Secretaria de Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte – SERHID Companhia de Águas e Esgoto do Rio Grande do Norte – CAERN
UFSC:	Companhia Catarinense de Águas e Saneamento – CASAN
UFT:	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA (Serviço Nacional de Solos) Companhia de Saneamento do Tocantins – SANEATINS
UFV:	Serviço Autônomo de Água e Esgotos – SAAE Viçosa
UNB:	Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB
UNICAMP:	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP Companhia Águas de Limeira S/A
USP:	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP

Sumário

Capítulo 1	- Utilização de Esgotos Sanitários – Marcos Conceituais e Regulatórios	1
Capítulo 2	- Normas e Critérios de Qualidade para Reúso da Água	17
Capítulo 3	- Tratamento de Esgotos e Produção de Efluentes Adequados a Diversas Modalidades de Reúso da Água	63
Capítulo 4	- Reúso Urbano e Industrial	111
Capítulo 5	- Irrigação com Esgotos Tratados: Impactos no Solo e Aquíferos	155
Capítulo 6	- Irrigação com Esgotos Sanitários e Efeitos nas Plantas	201
Capítulo 7	- Utilização de Esgotos Tratados em Hidroponia	239
Capítulo 8	- Uso de Esgotos Tratados para Produção Animal	275
Capítulo 9	- Aspectos Metodológicos para Estudos de Utilização de Águas Residuárias em Agricultura	331
Capítulo 10	- Reúso de Águas Residuárias. Uma Análise Crítica	393



Prefácio

Desde 1996, com a constituição da rede de pesquisas PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico), diversas instituições brasileiras vêm se dedicando, de forma articulada, à pesquisa em técnicas de tratamento de esgotos sanitários e, a partir do Edital 3 (2000), à visão integrada do tratamento e utilização de efluentes para diversos fins.

No Edital 4 (objeto desta publicação) este tema foi aprofundado, envolvendo pesquisas realizadas em quinze universidades brasileiras, provenientes de doze 12 estados e do Distrito Federal, abrangendo todas as regiões brasileiras. Foram desenvolvidos quarenta e três sub-projetos de pesquisa, abordando temas relacionados com o reúso das águas de esgoto sanitário, incluindo o aprimoramento de tecnologias de tratamento que resultassem em efluentes com qualidade compatível com as exigidas para sua aplicação, com segurança do ponto de vista sanitário, econômico e ambiental. Para isso foi necessária uma ampla articulação multistitucional e multidisciplinar, com destaque para as parcerias com prefeituras, indústrias e companhias de saneamento.

Com relação aos tipos de tratamento estudados, estes foram agrupados em função dos aspectos tecnológicos, grau de tratamento alcançado, assim como a sua posição relativa na seqüência do tratamento, a saber, pré-tratamento, tratamento biológico e pós-tratamento. Como pré-tratamento foram estudados: (i) decantadores primários, com e sem adição de coagulantes; (ii) peneiramento forçado. As unidades de tratamento biológico pesquisadas foram: (i) reator UASB com modificação no decantador interno; (ii) filtro biológico percolador; (iii) lagoa de estabilização com biofilme; (iv) biorreator com membranas. Como pós-tratamento foram avaliadas unidades de tratamentos biológico e físico-químico. O biológico reuniu: (i) lagoas de maturação; (ii) lagoas de polimento; (iii) filtros de areia - filtro intermitente, filtração rápida; (iv) biofiltro de pedra em lagoas; (v) wetlands (áreas alagadas ou banhados). Como tratamento físico-químico foram avaliados: (i) coagulação-floculação; (ii) sedimentação; (iii) flotação; (iv) cloração.

Em termos de utilização de efluentes, a fertirrigação foi a principal opção de uso produtivo de efluentes tratados. A hidroponia também foi

objeto de estudo, bem como a aqüicultura (piscicultura) e a produção animal (caprinos, alimentados com forrageira irrigada com esgoto). O uso de efluentes tratados para fins industriais, assim como sua aplicação para uso urbano não-potável também foram objetos de pesquisa.

Portanto, a presente publicação apresenta grande parte da experiência reunida nos trabalhos desenvolvidos no âmbito deste Edital 4 do PROSAB, na rede Cooperativa de Pesquisa 2, dividida em 10 capítulos.

No Capítulo 1 o tema é introduzido e contextualizado no cenário brasileiro e internacional. A partir de uma breve reflexão sobre a “crise da água”, destacam-se as oportunidades e, por que não, a necessidade do reúso.

No Capítulo 2 procura-se sintetizar o estado da arte do conhecimento sobre critérios de qualidade para o reúso da água. Com base no acervo de informações disponíveis, incluindo as importantes contribuições do PROSAB, apresenta-se uma contribuição à regulamentação do reúso no Brasil, em termos de padrão de qualidade de efluentes tratados.

O Capítulo 3, em pleno diálogo com o anterior, traz uma visão geral das técnicas de tratamento de esgotos de mais ampla utilização no país e da qualidade esperada dos respectivos efluentes. Apresenta-se, assim, a aplicabilidade das diferentes técnicas de tratamento *vis a vis* a qualidade requerida para as diversas modalidades de reúso da água, de acordo com os padrões propostos no Capítulo 2.

Os Capítulos 4 a 8 são desenvolvidos em formato semelhante: uma breve apresentação do estado da arte do conhecimento do tema em questão, envolvendo o potencial e as limitações de diversas modalidades de reúso, seguida da apresentação, sintética que seja, dos principais resultados obtidos no âmbito deste edital do PROSAB.

No Capítulo 4, abordam-se algumas das oportunidades de reúso urbano, predial e industrial. O capítulo traz uma importante contribuição em torno da discussão da qualidade da água para reúso em descarga de sanitários. Tratam-se de temas na ordem do dia e não contemplados no livro anterior do Edital 3, dedicado essencialmente ao reúso agrícola.

Nos Capítulos 5 e 6 é focado o reúso agrícola, em particular e respectivamente, os impactos da aplicação de esgotos sanitários tratados sobre o solo e as plantas: alterações nas propriedades do solo, possíveis impactos sobre os aquíferos, produtividade alcançável e qualidade dos mais diversos produtos irrigados. Pretende-se que a leitura destes dois capítulos proporcione uma visão integrada e indissociável do sistema solo-água-planta, sob a aplicação de esgotos sanitários, como uma forma de fertirrigação.

No Capítulo 7 são exploradas diferentes oportunidades de

hidroponia com esgotos sanitários tratados, por exemplo, no cultivo de flores, grama e hortaliças. Este capítulo traz importantes contribuições em termos de recomendações práticas de manejo de sistemas hidropônicos com esgotos tratados, no que tange a busca de otimização da produção e de segurança sanitária.

O Capítulo 8 é dedicado à utilização de esgotos sanitários na produção animal, mais especificamente, na piscicultura e na irrigação de forrageiras para alimentação de caprinos. Em relação à piscicultura, explora-se o potencial de lagoas de polimento na produção de alimento (plâncton) para o cultivo de peixes; a produção é avaliada em termos da busca de otimização da fase de alevinagem (tilápias do Nilo). Na produção de forrageira são avaliados aspectos de produtividade, qualidade sanitária e nutricional de milho forrageiro irrigado com esgotos tratados. Este capítulo preenche importantes lacunas de informação em termos da viabilidade desta prática e de riscos à saúde animal.

Como contribuição adicional, no Capítulo 9 procura-se reunir informações sobre técnicas de planejamento de experimentos e sobre as principais metodologias de análises para a caracterização do sistema solo-água-planta em estudos de utilização agrícola de esgotos sanitários. Pretende-se que esta seja apenas uma forma de facilitar a introdução ao tema, remetendo o público leitor (provavelmente de formação diversa) as principais referências de literatura.

Finalmente, e como de praxe nos livros do PROSAB, o último capítulo (Capítulo 10) é dedicado a uma análise crítica do tema tratado nesta publicação, frente ao estado da arte do conhecimento e às possibilidades técnicas e econômicas de transferência de tecnologia e aplicação prática dos resultados dos experimentos desenvolvidos neste edital.

Esperando termos contribuído para o avanço do conhecimento e do domínio tecnológico no país, desejamos aos leitores um bom uso (e reuso) desta publicação.

Em nome de toda a equipe da Rede 2 do PROSAB, Edital 4

Lourdinha Florencio
Rafael Kopschitz Xavier Bastos
Miguel Mansur Aisse

Capítulo 1

Utilização de Esgotos Sanitários – Marcos Conceituais e Regulatórios

Lourdinha Florencio, Miguel Mansur Aisse, Rafael Kopschitz Xavier Bastos e Roque Passos Piveli

Reúso da Água: Oportunidade ou Necessidade?

A água foi por muito tempo considerada pela humanidade como um recurso inesgotável e, talvez por isso, mal gerido. Não faltam exemplos de escassez de água doce, observada pelo abaixamento do nível dos lençóis freáticos, o “encolhimento” dos lagos, a secagem dos pântanos. Várias regiões do mundo possuem este panorama exacerbado, sendo que para explicar tais fenômenos não raras vezes o setor técnico evoca as condições meteorológicas ou os “caprichos do tempo”. No entanto, o problema do balanço oferta versus demanda por recursos hídricos não é um problema apenas das regiões áridas e semi-áridas, pois os conflitos de uso da água também se notam em outras regiões, inclusive os que dispõem de recursos hídricos com oferta significativa.

O panorama torna-se ainda mais dramático, quando se constata, simultaneamente, a deterioração dos mananciais de abastecimento, como resultado, dentre outros fatores, do baixo nível de cobertura dos serviços de tratamento de águas residuárias, da fragilidade da implementação de políticas de proteção de mananciais, da não observação de boas práticas agropecuárias.

Por outro lado, cresce em todo o mundo a consciência em torno da importância do uso racional, da necessidade de controle de perdas e desperdícios e do reúso da água, incluindo a utilização de esgotos sanitários para diversos fins com seus inegáveis atrativos, dentre os quais: (i) o reúso da água, proporcionando alívio na demanda e preservação de oferta de água para usos múltiplos; (ii) a reciclagem de nutrientes, proporcionando economia significativa de insumos, por exemplo, fertilizantes e ração animal; (iii) a ampliação de áreas irrigadas e a

recuperação de áreas improdutivas ou degradadas; (iv) a redução do lançamento de esgotos em corpos receptores, contribuindo para a redução de impactos de poluição, contaminação e eutrofização.

A utilização de esgotos sanitários oferece, portanto, oportunidades de natureza econômica, ambiental e social, mas em situações de acentuada escassez de recursos hídricos pode mesmo constituir uma necessidade.

Modalidades de Reúso da Água

Lavrador Filho (1987), citado por Brega Filho e Mancuso (2003) sugere a seguinte terminologia para descrever as diversas possibilidades de reúso da água:^{1 2}

- Reúso indireto não planejado: ocorre quando a água já utilizada é descarregada no meio ambiente, portanto sendo diluída, e novamente utilizada a jusante de maneira não intencional.
- Reúso indireto planejado: ocorre quando os efluentes, depois de convenientemente tratados, são descarregados de forma planejada nos cursos d'água superficiais ou subterrâneos, para serem utilizados a jusante de forma intencional e controlada, no intuito de algum uso benéfico.
- Reúso direto planejado: ocorre quando os efluentes, depois de convenientemente tratados, são encaminhados diretamente ao local de reúso.

A terminologia sugerida por Lavrador Filho assume como sinônimos “reúso planejado” e “reúso intencional”, pressupondo a existência de um

1. Para Lavrador Filho (1987) reúso da água seria o aproveitamento de águas previamente utilizadas, uma ou mais vezes, para suprir as necessidades de outros usos, incluindo o original.

2. Felizzato (2001) salienta que até 1998 esta palavra não constava na língua portuguesa e era traduzida literalmente do inglês 'reuse' e escrita de duas formas: re-uso ou reuso. No entanto, a grafia correta da palavra é reúso com acento agudo, pois se trata de um hiato crescente advindo do verbo reusar. Os leitores poderão encontrar na literatura nacional e internacional o emprego do termo reúso de águas residuárias ('wastewater reuse'). Entretanto, de maneira fiel ao uso da língua portuguesa, nesta publicação serão empregados os termos reúso da água, ou utilização (uso) de esgotos.

sistema de tratamento de efluentes que atenda aos padrões de qualidade requeridos pelo novo uso que se deseja fazer da água. Entretanto, vários são os exemplos em todo o mundo de reúso direto intencional, ou mesmo planejado, que não necessariamente incluem o tratamento dos esgotos. Por isso, Van der Hoek (2004) sugere que os esforços de uniformização de terminologia poderiam limitar-se a: (i) reúso planejado ou não planejado (formal ou informal); (ii) uso direto de esgotos não tratados; (iii) uso direto de esgotos tratados; (iii) uso indireto de esgotos, tratados ou não. Por reúso formal Van der Hoek (2004) sugere a referência a práticas com algum nível de permissão ou controle por parte das autoridades competentes, e o reúso informal à ausência destes mecanismos.

A literatura internacional, principalmente a norte-americana, emprega com frequência o termo 'reclaimed wastewater' (to reclaim = recuperar, regenerar, aproveitar), para designar o aproveitamento de esgotos tratados, no mínimo, em nível secundário (ASANO; LEVINE, 1998). Estes autores distinguem também os termos reúso e 'reciclagem da água', referindo-se o segundo a situação de um único usuário que faz uso de um efluente retornando-o como fonte suplementar de abastecimento ao uso original. Brega Filho e Mancuso (2003) entendem a reciclagem como um caso particular do reúso direto.

Os autores deste capítulo sugerem ainda o termo 'reúso controlado', referindo-se à utilização segura do ponto de vista sanitário, sustentável do ponto de vista ambiental e viável do ponto de vista de produção.

Praticamente consagrada na literatura internacional é a categorização das modalidades de reúso da água em reúso potável e reúso não potável, incluindo este: (i) reúso para fins urbanos; (ii) reúso para fins agrícolas e florestais; (iii) reúso para fins ambientais; (iv) reúso para fins industriais; (v) reúso na aquicultura; (vi) reúso na recarga artificial de aquíferos.

O reúso potável, embora encontre exemplos de aplicação prática não tem sido recomendado (ou recomendado com reservas), em função da dificuldade de caracterização pormenorizada dos esgotos sanitários (ou urbanos) e, portanto, dos riscos associados à saúde (HESPANHOL, 1999).

As modalidades de reúso urbano e ambiental (paisagístico) envolvem uma grande variedade de aplicações, dentre outras: (i) irrigação de campos

de esporte, parques, jardins, cemitérios, canteiros de rodovias, etc; (ii) usos ornamentais e paisagísticos; (iii) descarga de toaletes, (iv) combate a incêndios; (v) lavagem de veículos, (vi) limpeza de ruas; (vii) desobstrução de redes de esgotos e de drenagem pluvial; (viii) usos na construção, como a compactação do solo e o abatimento de poeira.

Finalmente, também bastante disseminada é a subdivisão dos usos agrícolas e urbanos em uso restrito e irrestrito; o que define estas duas categorias é o grau de restrição de acesso ao público, de áreas e técnicas de aplicação dos esgotos ou de plantas irrigadas (controle da exposição humana) e, conseqüentemente, as exigências de tratamento e o padrão de qualidade de efluentes (ver Capítulo 2 deste livro).

Embora a utilização de esgotos sanitários seja uma prática mais que centenária, é também um conceito moderno, na medida em que ganha cada vez mais reconhecimento como uma importante estratégia para o desenvolvimento sustentável. Os exemplos em todo o mundo vão desde sistemas rigidamente controlados por diretrizes governamentais, com elevados níveis de planejamento e respaldados em políticas de gestão de recursos hídricos, até as iniciativas espontâneas de pequenos agricultores envolvendo sérios riscos à saúde pública. Entretanto, apenas recentemente foram-se consolidando as bases técnicas e científicas para o reúso controlado (STRAUSS; BLUMENTHAL, 1989; STRAUSS, 2001).

O Quadro 1.1 apresenta, como um relato histórico, alguns dos mais emblemáticos exemplos de utilização de esgotos sanitários em várias partes do mundo.

Institucionalização e Regulamentação do Reúso da Água

A regulamentação da utilização de esgotos sanitários para diversos fins é observada em vários países, os mais distintos em termos de características sócio-econômicas e localização geográfica, a exemplo do México, Arábia Saudita, Japão, Austrália, Tunísia, Peru, Alemanha, África do Sul, Chipre, Israel, Kuwait, China (MARA; CAIRNCROSS, 1989; STRAUSS; BLUMENTHAL, 1989; BLUMENTHAL *et al.*, 2000; STRAUSS, 2001; USEPA, 2004; VAN DER HOEK; 2004). Como já referido em vários países o reúso da água é componente de programas e políticas de

gestão de recursos hídricos; em outros as práticas de reúso carecem de regulamentação e também do devido controle, sanitário e ambiental.

Nos EUA, ainda em 1918, o Departamento de Saúde Pública do Estado da Califórnia emitiu a primeira regulamentação oficial sobre a utilização agrícola de esgotos sanitários que se tem conhecimento (CROOK, 1978). Neste país, o reúso da água (utilização de esgotos sanitários tratados) em suas diversas modalidades (agrícola, urbano, industrial, etc.) é hoje objeto de regulamentação em todo o território nacional, complementada por legislações vigentes em vários estados (USEPA, 2004). Organismos internacionais, como a Organização Mundial da Saúde (OMS), também têm se dedicado à recomendação de critérios de saúde para a utilização de esgotos sanitários. Em 1973 a OMS publicou suas primeiras diretrizes sanitárias sobre o uso de águas residuárias, constantemente atualizadas (WHO, 1973; WHO, 1989; WHO, 2006a, b).

Quadro 1.1a Exemplos de utilização de esgotos sanitários nos Estados Unidos

Ano	Localidade	Aplicação de água de reúso
Estados Unidos		
1912-1985	Parque Golden Gate, São Francisco, Califórnia	Irrigação de gramados e abastecimento de lagos ornamentais
1926	Parque Nacional Grand Canyon, Arizona	Descarga em sanitários, aspersão em gramados, água para resfriamento e água para aquecedores.
1929	Cidade de Pomona, Califórnia	Irrigação de gramados e jardins
1942	Cidade de Baltimore, Maryland	Resfriamento de metais e em processamento de aço na Companhia Siderúrgica Bethlehem
1960	Cidade de Colorado Springs, Colorado	Irrigação de campos de golfe, parques, cemitérios e rodovias
1961	Distrito de Irvine Ranch Water, Califórnia	Irrigação de jardins e descarga de sanitários em grandes edificações
1962	Distrito de County Sanitation de Los Angeles, Califórnia	Recarga de aquíferos usando bacias de inundação em Montebello Forebay
1977	Cidade de São Petersburgo, Flórida	Irrigação de parques, campos de golfe, pátio de escolas, gramados residenciais e água de reposição em torres de resfriamento
1985	Cidade de El Paso, Texas	Recarga de aquíferos por injeção direta, no aquífero Hueco Bolson, e como água de resfriamento em usinas de geração de energia elétrica
1987	Agência Regional de Monterey de Controle da Poluição da Água, Monterey, Califórnia	Irrigação de diversas hortaliças, incluindo alcachofra, aipo, brócolis, alface e couve-flor

Fonte: Adaptado de Tchobanoglous *et al.* (2003) e Mara e Cairncross (1989).

Quadro 1.1b Exemplos de utilização de esgotos sanitários em outras partes do mundo

Ano	Localidade	Aplicação de água de reúso
Outros países		
1890	Cidade do México, México	Atualmente, cerca de 45 m ³ seg ⁻¹ de esgotos sanitários, combinados a 10 m ³ seg ⁻¹ de águas pluviais, são utilizados em 80.000 ha, a 60 km da região metropolitana (Valle Mezquital), organizados em perímetros irrigados, abastecidos por um complexo sistema de canais e reservatórios.
1929	Calcutá, Índia	Praticamente todo o esgoto bruto da cidade de Calcutá é utilizado em cerca de 4.400 ha de tanques de criação de peixes, a mais de 27 km ao leste da região metropolitana, alimentados por um complexo sistema de canais; algumas unidades produtivas são arrendadas pelo poder público, outras são propriedade privada ou operam em sistema de cooperativas. A produtividade alcança 1 - 1,4 t ha ⁻¹ e responde por cerca de 10-20% do pescado comercializado na Grande Calcutá
1962	La Soukra, Tunísia	Irrigação com água de reúso para plantas cítricas e recarga de aquíferos para reduzir a intrusão de águas salinas na água subterrânea.
1968	Cidade de Windhoek, Namíbia	Sistema avançado de tratamento de esgoto para aumentar o abastecimento de água potável
1969	Cidade de Wagga Wagga, Austrália	Irrigação de campos esportivos, gramados e cemitérios
1977	Projeto Região Dan, Tel-Aviv, Israel	Recarga de águas subterrâneas por bacias; águas subterrâneas bombeadas são transferidas via sistema adutor com 100 km de extensão para irrigação irrestrita de culturas alimentares no sul de Israel
1984	Governo Metropolitano de Tóquio, Japão	Projeto em Shinjuku, distrito de Tóquio, incentiva reaproveitamento de água para descarga em descarga de vasos de 19 altas edificações em áreas metropolitanas altamente congestionadas
1989	Consórcio da Costa Brava, Girona, Espanha	Irrigação de campos de golfe

Fonte: Adaptado de Tchobanoglous *et al.* (2003) e Mara e Cairncross (1989).

É importante destacar que na formulação de marcos regulatórios para o reúso da água, o problema deve ser considerado em suas várias dimensões: de saúde pública, ambiental, econômica e financeira, social e cultural. A questão sócio-cultural incluindo crença religiosa, hábitos locais e situação sócio-econômica deve ser adequadamente dimensionada, pois pode determinar a aceitação ou rejeição pública (WHO, 2006a; HESPANHOL, 1997).

No Brasil, desde a promulgação da Lei N° 9433 de 8 de janeiro de 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997), a gestão dos recursos hídricos é respaldada em um moderno aparato normativo e institucional, em fase crescente de implementação. Por sua vez, a Resolução CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de

lançamento de efluentes (BRASIL, 2005a), define diretrizes de qualidade da água a serem observadas de acordo com os usos preponderantes dos cursos d'água. Entretanto, as referidas legislações dispõem essencialmente sobre o uso direto da água, ainda que na Lei N° 9433 / 97 se percebam vários dispositivos que apontam na direção do reúso como um processo importante para a racionalização do uso da água.

Mais recentemente, o Projeto de Lei N° 5296 / 2005 (que institui as diretrizes para os serviços públicos de saneamento básico e a Política Nacional de Saneamento Básico) já se refere diretamente ao reúso da água, por exemplo em seu Artigo 10, Inciso III (BRASIL, 2005b): ³

“São diretrizes relativas ao esgotamento sanitário: incentivar o reúso da água, a reciclagem dos demais constituintes dos esgotos e a eficiência energética, condicionado ao atendimento dos requisitos de saúde pública e de proteção ambiental pertinentes”.

Também em 2005, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) promulgou a Resolução N° 54 que estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água no Brasil, remetendo para regulamentação complementar os padrões de qualidade e os códigos de práticas para as diversas modalidades de reúso: (i) reúso para fins agrícolas e florestais; (ii) reúso para fins urbanos; (iii) reúso para fins ambientais, (iv) reúso para fins industriais, (v) reúso na aqüicultura (BRASIL, 2006) ⁴.

Portanto, a regulamentação do reúso da água encontra-se em pleno curso no Brasil, até mesmo pelo reconhecimento (explicitado nos considerandos da Resolução CNRH N° 54/2005) de que práticas de reúso já são uma realidade no país. É importante salientar que a Resolução CNRH 54/2005 coloca a atividade de reúso da água como integrante das políticas de gestão de recursos hídricos vigentes no país.

3. Projeto de Lei em trâmite à época da elaboração deste texto.

4. Processo em curso à época da elaboração deste texto.

Compatibilidade entre o Tratamento dos Esgotos, a Utilização e o Lançamento em Corpos d' Água

As tecnologias de tratamento de esgotos são desenvolvidas tendo por principal referência o lançamento em corpos d'água. As exigências para atender aos padrões de qualidade dos corpos receptores / mananciais de abastecimento são restritivas, em decorrência da fragilidade dos ecossistemas aquáticos e da necessidade de preservação dos usos múltiplos da água. Assim, necessita-se de substancial redução da carga de matéria orgânica biodegradável e de sólidos em suspensão, de macronutrientes como o nitrogênio e o fósforo, de remoção ou inativação de diversos grupos de organismos patogênicos, além do controle das concentrações de inúmeros constituintes químicos com propriedades tóxicas à saúde humana e à biota aquática.

Os processos biológicos de remoção de matéria orgânica biodegradável constituem a alternativa mais interessante sob os pontos de vista técnico e econômico para a efetiva redução de concentração dos compostos predominantes no esgoto. A histórica utilização e reconhecida eficiência elevada de processos aeróbios mecanizados, como os sistemas de lodos ativados e filtros biológicos, tem evoluído pela inclusão de etapa de tratamento anaeróbio prévio, representada principalmente pelos reatores UASB⁵. Nestas novas concepções, o sistema de tratamento ganha maior racionalidade, economizando em energia elétrica e produzindo quantidade de lodo substancialmente menor, dentre outras vantagens.

Entretanto, com o crescente rigor dos critérios e padrões para a proteção da qualidade das águas, requer-se também elevada remoção dos principais macronutrientes, o nitrogênio e o fósforo. Em relação ao nitrogênio, encontra-se consolidada, no meio técnico, a consensual aplicação da alternativa de remoção biológica em sistemas de nitrificação e desnitrificação. Este benefício adicional levou ao desenvolvimento de processos com tempos de residência celular nos reatores e de taxas de aplicação de oxigênio compatíveis com o metabolismo das bactérias nitrificadoras, bem como manutenção de fases anóxicas em condições

5. *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (ver Capítulo 3).

adequadas para a redução biológica de nitratos. Em relação ao fósforo, em que pesem exímios trabalhos procurando caminhos bioquímicos que levem à sua maior remoção, parece que somente os processos físico-químicos, com utilização de sais de alumínio ou ferro e filtração terciária, são capazes de resultar em efluentes que mais se aproximem dos restritivos padrões de qualidade, sobretudo em águas de ambientes lênticos. Deve-se reparar que tal tratamento químico muito se assemelha ao aplicado nas estações de tratamento de água para abastecimento público.

Portanto, as dificuldades de atendimento a exigentes padrões de lançamento despertam, de forma nítida, o apelo à reciclagem de nutrientes por meio de diversas modalidades de reúso da água.

Resta ainda o essencial desafio da redução de patógenos, malgrado nos sistemas biológicos compactos e mecanizados. Nestes, o emprego de agentes químicos ou físicos são imprescindíveis, destacando-se nesta função os compostos clorados e a radiação ultravioleta. Porém, se por um lado o elevado potencial, bactericida e virucida dos principais agentes desinfetante, são conhecidos, por outro, também o são suas limitações na inativação de (oo)cistos de protozoários e ovos de helmintos, principalmente em relação aos compostos clorados e helmintos.

Assim, para a remoção da ampla gama de patógenos nestas estações de tratamento biológico e mecanizado necessita-se, complementarmente, de filtração terciária, possivelmente assistida quimicamente. Se a combinação tão complexa destes processos de tratamento é de fato capaz de produzir efluentes de excelente qualidade microbiológica, por outro lado, há que se refletir sobre os aspectos de custo-benefício envolvidos na concepção integrada de tratamento e utilização do efluente.

Nas Tabelas 1.1 e 1.2 apresentam-se, respectivamente, as concentrações de patógenos usualmente encontradas no esgoto bruto e a capacidade de remoção de diversos processos de tratamento, revelando as dificuldades de obtenção de efluentes compatíveis com exigentes padrões de qualidade microbiológica.

Há também o problema de constituintes tóxicos que podem se misturar ao esgoto doméstico e não sofrer qualquer tipo de transformação ou separação na estação de tratamento. Nestes casos, os esforços devem ser concentrados no controle das emissões por parte das indústrias que

descarregam seus efluentes no sistema público de coleta de esgoto sanitário. Como uma última barreira, constituintes mais finos cujos esforços para o tratamento na ETE sejam desproporcionais podem ser controlados na própria atividade de utilização do esgoto, principalmente nos casos de uso industrial.

Tabela 1.1 Concentrações usuais de organismos patogênicos e indicadores de contaminação em esgotos sanitários.

Microrganismo	Concentração
<i>Escherichia coli</i>	$10^6 - 10^8 100^{-1} \text{ mL}^{-1}$
<i>Salmonella</i> spp.	$1 - 10^4 100^{-1} \text{ mL}^{-1}$
<i>Shigella</i> spp.	$1 - 10^3 100^{-1} \text{ mL}^{-1}$
<i>Vibrio cholerae</i>	$10 - 10^4 100^{-1} \text{ mL}^{-1}$
Cistos de <i>Giardia</i> sp.	$10^2 - 10^4 \text{ L}^{-1}$
Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp.	$10^1 - 10^3 \text{ L}^{-1}$
Cistos de <i>Entamoeba histolytica</i>	$1 - 10^2 \text{ L}^{-1}$
Ovos de helmintos	$10^1 - 10^3 \text{ L}^{-1}$
Vírus	$10^2 - 10^5 \text{ L}^{-1}$

Fonte: Adaptado de WHO (2006a)

Tabela 1.2 Eficiência típica de remoção de organismos patogênicos em processos de tratamento de esgotos.

Processo de tratamento	Eficiência típica de remoção (\log_{10})			
	Bactérias	Vírus	Protozoários	Helmintos
Decantação primária	0 - 1	0 - 1	0 - 1	0 - <1
Decantação primária quimicamente assistida	1 - 2	1 - 2	1 - 2	1 - 3
Processos secundários convencionais + decantação secundária	0 - 2	0 - 2	0 - 1	1 - 2
Biofiltros aerados submersos	0,5 - 2	0 - 1	0 - 1	0,5 - 2
Reatores UASB	0,5 - 1,5	0 - 1	0 - 1	0,5 - 1
Lagoas de estabilização, polimento e maturação	1 - 6	1 - 4	1 - 4	1 - 3
Lagoas aeradas + lagoas de decantação	1 - 2	1 - 2	0 - 1	1 - 3
Terras úmidas construídas (wetlands)	0,5 - 3	1 - 2	0,5 - 2	1 - 3
Desinfecção	2 - 6	1 - 4	0 - 3	0 - 1
Coagulação + floculação + filtração terciária	1 - 2	1 - 2	1 - 3	1 - 3
Coagulação + floculação + filtração terciária + desinfecção	2 - 6	1 - 4	1 - 4	1 - 3
Filtração em membranas	3 - 6	3 - 6	> 6	> 6

Fonte: Adaptado de Bastos *et al.* (2003) e WHO (2006a)

Paralelamente a esta trajetória, os sistemas de tratamento de esgotos por lagoas têm preservado seu espaço, um pouco à parte dos grandes centros urbanos e difundidos nos incontáveis pequenos municípios do nosso país. Reconhecidamente um pouco inferiores aos processos mecanizados em termos de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, prosperaram em função do baixo custo de implantação e simplicidade operacional. Atualmente, o excesso de algas no efluente final, ou mais propriamente o potencial de proliferação de cianobactérias, associado a concentrações elevadas de clorofila-*a*, nitrogênio, fósforo e sólidos em suspensão, tem aguçado o rigor dos legisladores ambientais em relação às lagoas.

Por outro lado, os sistemas de lagoas gozam de invejável capacidade de remoção de patógenos. Especialmente quando se incluem as lagoas de maturação e de polimento, é possível reduzir a densidade de coliformes termotolerantes abaixo de 10^3 org 100 mL^{-1} , número tomado por referência por constituir padrão de classificação de certas águas naturais, inclusive as usadas para irrigação (ver Capítulo 2). Além disso, as lagoas produzem plâncton, alimento vivo de reconhecido valor nutritivo e econômico para a piscicultura tecnificada.

Este conjunto de constatações induz à consorciação lagoas-reúso, já que o processo, à exceção de lagoas de polimento / maturação especialmente rasas e à custa de elevados tempos de detenção, não remove nutrientes com a mesma eficiência elevada de descontaminação.

Certamente que a prática agrícola exige a necessidade do controle de outros parâmetros relacionados principalmente com espécies iônicas, por seus efeitos esperados sobre a estrutura física e química do solo. Mas a premissa inicial é encorajadora, alavancando projetos de pesquisa em diversos países. Sob o mote “bom para o solo, ruim para as águas”, os processos de tratamento de esgoto pouco eficientes na remoção de nutrientes são candidatos a disponibilizar seus efluentes para o uso agrícola e, sob esse sentido, os objetivos do tratamento são distintos daqueles que objetivam o lançamento em corpos d'água. Em sentido análogo se encontra o problema específico da remoção de nitrogênio, agora sob o mote “nutriente para as plantas, tóxico aos peixes”.

Com a prática do reúso busca-se a dupla contribuição para os setores agrícola e de saneamento. Do lado agrônômico, a contribuição com insumos

importantes como a água e nutrientes parece sedutora, mas a avaliação precisa dos possíveis efeitos adversos sobre o sistema solo-planta e sobre o lençol freático deve ser considerada.

Os resultados disponíveis demonstram indiscutível ganho em produtividade comparado às culturas não irrigadas, prática comum no Brasil. A procura por culturas exigentes em nitrogênio parece ser também uma estratégia importante. Vale ainda ressaltar que o manejo agrônomico necessário à irrigação com esgoto sanitário, em essência, não difere do manejo na agricultura convencional, ou seja, o manejo adequado do sistema solo-água-planta. De mais a mais, se a tecnologia agrícola avançou a ponto de facilitar a irrigação com água salina, não deveria encontrar (como não encontra mundo afora) maiores dificuldades em lidar com a (ferti)irrigação com esgotos. Por fim, cabe destacar que raciocínio análogo cabe à piscicultura, uma atividade de crescente importância econômica em todo o mundo e também no Brasil.

Do lado do saneamento, a indagação principal é a de que a irrigação com efluentes pode exigir áreas de extensão tais que tornem difícil imaginar sistemas com “efluente zero”, ou seja, que se elimine por completo a descarga direta em corpos receptores. Neste sentido, é provável que esta prática, a princípio, se mostre mais viável em pequenas localidades, muito embora experiências em várias partes do mundo desmintam este postulado. Mas isto não é desmotivante, pois existem muitos pequenos municípios, já possuidores de sistema de lagoas e com vocação agrícola.

Outra limitação referir-se-ia às regiões de elevados índices pluviométricos, o que restringiria a aplicação de esgotos em solos invariavelmente saturados. Em tese, isto faria das regiões semi-áridas do país as principais candidatas a avaliar a adoção do reúso agrícola. Em relação à piscicultura, como a produtividade é altamente dependente do clima, em regiões de temperaturas mais elevadas e constantes, em geral esta atividade pode ser desenvolvida continuamente, ao longo de todo o ano, mas em outras regiões as atividades rentáveis limitam-se ao verão.

Percebe-se, assim, que a concepção integrada de sistemas de tratamento e reúso podem demandar complexidade e flexibilidade necessárias para atender a padrões de qualidade de efluentes compatíveis com a utilização e, ou, o lançamento em corpos receptores. Por exemplo,

caso se necessite de um tratamento terciário para a remoção de fósforo, os custos operacionais desta etapa de tratamento seriam limitados a épocas específicas do ano, sendo com isso drasticamente reduzidos a ponto de, inclusive, viabilizar o próprio tratamento. Por outro lado, sistemas integrados de tratamento e reúso podem muito bem incluir unidades de reservação de água para o atendimento de demandas sazonais; aliás, esta é uma prática corrente na agricultura convencional e verificada também no caso do reúso, com exemplos notáveis em Israel e México.

Referências Bibliográficas

ASANO, T.; LEVINE, A.D. Wastewater reclamation, recycling, and reuse: an introduction. In: ASANO, T. (ed.) Water quality management library 10, wastewater reclamation and reuse. Lancaster, Pennsylvania: Technomic Publishing Company, Inc., 1988. p. 156.

BASTOS R.K.X., BEVILACQUA P.D.; ANDRADE NETO, C.O., von SPERLING, M. Utilização de esgotos tratados em irrigação - aspectos sanitários. In: BASTOS R. K. X. (coord.) Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. p. 23-59 (Projeto PROSAB).

BLUMENTHAL, U.J.; PEASEY, A.; RUIZ-PALACIOS, G.; MARA, D.D. Guidelines for wastewater reuse in agriculture and aquaculture: recommended revisions based on new research evidence. London: WELL, 2000 (WELL Study, Task n. 68, Part I).

BRASIL. Lei n. 9.433 - 8 jan. 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, Brasília, Seção 1, 9 jan. 1997. p.470.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 357 - 17 mar. 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 18 mar. 2005a.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Projeto de Lei n. 5296/2005: diretrizes para os serviços públicos de saneamento básico e política nacional de saneamento básico PNS. Brasília: Ministério das Cidades, 2005b. 270p.

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução n. 54 - 28 nov. 2005. Estabelece modalidades, diretrizes para a prática do reúso direto não potável de água e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 9 mar. 2006.

BREGA FILHO, D.; MANCUSO, P.C.S. O conceito de reúso da água. In: MANCUSO, P.C. S. e SANTOS, H.F. (Ed.). Reúso da água. Barueri: Manole, 2003. Cap.2, p.21-36.

CROOK, J. Health aspects of water reuse in California. *Journal of ASCE Environmental Engineering Division*, v.104 (EE4), p.601-610, 1978.

FELIZATTO, M. R. ETE CAGIF - Processo integrado de tratamento e reúso de água. In: 21o. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001, João Pessoa - Paraíba. Anais... CD-Rom, 2001.

LAVRADOR FILHO, J. Contribuição para o entendimento do reúso planejado da água e algumas considerações sobre suas possibilidades no Brasil. São Paulo: Escola Politécnica de São Paulo, Universidade de São Paulo, 1987 (Dissertação, Mestrado) apud BREGA FILHO, D. e MANCUSO, P.C.S. O conceito de reúso da água. In: MANCUSO, P.C. S. e SANTOS, H.F. (Ed.). Reúso da água. Barueri: Manole, 2003. Cap.2, p.21-36.

Hespanhol, I. Esgotos como recursos hídricos. Parte I: dimensões políticas, institucionais, legais, econômico-financeiras e sócio-culturais. *Engenharia*, v.55, n.523, p.45-58, 1997.

Hespanhol, I. Água e saneamento básico- uma visão realista. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. (org.). Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação. São Paulo: Escrituras, 1999. p. 249-304.

MARA, D. D.; CAIRNCROSS, S. Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture. Geneva: World Health Organization, 1989. 187p.

STRAUSS, M. Reuse of wastewater in urban agriculture. In: BRUINSMA, W. & HERTOOG, W. (Eds.) Annotated bibliography on urban agriculture. The Netherlands: ETC Urban Agriculture Programme, 2001. P.479-510.

STRAUSS, H.; BLUMENTHAL, U.J. Human waste use in agriculture and aquaculture. Utilization practices and health perspectives. Switzerland: International Reference Centre for Waste Disposal, 1989 (Report 8/89).

Tchobanoglous, G., Burton, F.; Stensel, D. (2003), *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. Metcalf and Eddy 4ª edição. McGraw-Hill. Boston, 2003. P.1044

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Guidelines for water reuse. Washington DC: USEPA, 2004.

VAN DER HOEK, W. A framework for a global assessment of the extent of wastewater irrigation: the need for a common wastewater typology In: SCOT, C.A.; FARUQUI, N.I.; RASHID-SALY, L. (ed.) *Wastewater use in irrigated agriculture: coordinating the livelihood and environmental realities*. Wallingford: CAB International, IWMI, IDRC, 2004. P.19-33.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. Reuse of effluents: methods of wastewater treatment and health safeguards. *Report of a WHO Meeting of Experts*. Geneva: WHO, 1973 (Technical Report Series, 517).

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Geneva: WHO, 1989 (Technical Report Series, 778).

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 2: Wastewater use in agriculture. Geneva: WHO. 2006a. 213p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 3: Wastewater and excreta use in aquaculture. Geneva: WHO. 2006b. 149p.

Capítulo 2

Normas e Critérios de Qualidade para Reúso da Água

Rafael Kopschitz Xavier Bastos e Paula Dias Bevilacqua

Introdução

O conteúdo deste capítulo é desenvolvido com base nas premissas do que se convencionou denominar reúso controlado: a utilização segura do ponto de vista sanitário, sustentável do ponto de vista ambiental e viável do ponto de vista de produção. Ou seja, na discussão dos critérios de qualidade da água, são considerados os diversos parâmetros físicos, químicos e biológicos de interesse para as distintas modalidades de reúso, mais especificamente, aquelas investigadas no âmbito do PROSAB: reúso urbano, industrial, agrícola e para a produção animal. Como os aspectos de saúde interessam a todas as modalidades, este tópico será desenvolvido primeiro, em suas bases conceituais.

Aspectos de Saúde

Risco à Saúde - Aspectos Conceituais

Os esgotos sanitários podem conter os mais variados organismos patogênicos e em concentrações elevadas. Portanto, não restam dúvidas sobre a possibilidade de transmissão de patógenos em qualquer modalidade de reúso da água, colocando em risco diferentes grupos populacionais.

Dependendo de sua origem os esgotos podem também conter agentes químicos, alguns de toxicidade relevante e outros de padrão de ocorrência e significado à saúde ainda pouco conhecido (os chamados químicos emergentes, tais como os disruptores endócrinos e os resíduos farmacêuticos). Embora o risco à saúde associado à substâncias químicas não possa ser negligenciado (CHANG., 2002; WHO, 2006a), bem aqui se

aplicam os postulados defendidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS) em relação ao consumo humano de água: os riscos microbiológicos de transmissão de doenças (de curto prazo, inquestionáveis), são, em geral, de maior impacto que os riscos à saúde impostos pelas substâncias químicas (de longo prazo, por vezes não muito bem fundamentados do ponto de vista toxicológico e epidemiológico) (WHO, 2004).

Entretanto, mesmo em relação aos riscos microbiológicos, muita controvérsia perdura na definição do padrão de qualidade de efluentes e, por conseguinte, do grau de tratamento dos esgotos que garantam a segurança sanitária. Neste sentido, prevalecem hoje no cenário técnico-científico internacional abordagens bastante distintas, as quais têm como pano de fundo a conceituação de risco.

De início, é importante distinguir risco potencial de risco real, termos de emprego corrente na Engenharia Sanitária (mais especificamente no tema reúso da água) e correspondentes aos conceitos de perigo e risco na área da Epidemiologia. Perigo é uma característica intrínseca de uma situação que, podendo estar associada a determinado agente (químico, físico ou biológico) com propriedades tóxicas ou infecciosas, pode vir a causar efeitos adversos à saúde. O conceito de risco, em sua perspectiva quantitativa, está relacionado à identificação e, ou, caracterização de relações entre a exposição a determinados agentes e os potenciais danos causados à saúde humana, e sua tradução em um valor numérico, que, ancorada na teoria das probabilidades, possibilita a quantificação ou previsão de eventos em saúde em uma população exposta.

Neste sentido, a utilização de esgotos sanitários constituiu um perigo (risco potencial), porém a “passagem” do perigo ao risco (risco real, caracterizado pela ocorrência de doença ou agravo à saúde) depende da combinação de uma série de fatores relativos: (i) ao agente – no caso de agentes microbianos, ciclo biológico (ex.: período de latência no ambiente, existência de hospedeiros intermediários, existência de reservatório animal), resistência aos processos de tratamento de esgotos, sobrevivência no ambiente, dose infectante, patogenicidade, virulência; no caso de agentes químicos, remoção por meio de processos de tratamento de esgotos, estabilidade e persistência no ambiente, bioacumulação e, ou, biomagnificação na cadeia trófico-alimentar; toxicocinética e toxicodinâmica; (ii) à exposição – duração e intensidade; (iii) às populações expostas – suscetibilidade, estado imunológico, dentre outros.

Assim, para que um organismo patogênico presente em um efluente chegue a provocar doença, o mesmo teria que: (i) resistir aos processos de tratamento de esgotos; (ii) sobreviver no ambiente em número suficiente, ou se multiplicar no meio ambiente e atingir a dose infectante, para infectar um indivíduo suscetível com quem venha a ter contato (favorecido ou não pelo tipo de exposição); (d) a infecção resultar em doença ou transmissão posterior (casos secundários) (Figura 2.1) ¹.

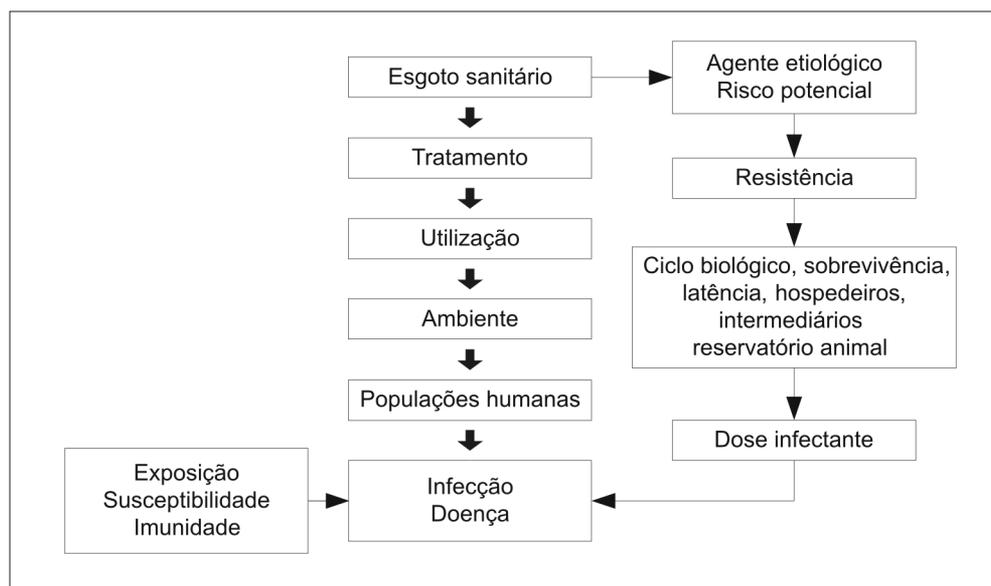


Figura 2.1 Utilização de esgotos sanitários e riscos de transmissão de doenças (adaptado de MARA e CAIRNCROSS, 1989).

Critérios para a Formulação de Padrões de Qualidade para o Reuso da Água

Atualmente reconhecem-se as seguintes abordagens possíveis para o estabelecimento de critérios de qualidade para a utilização de esgotos sanitários (BLUMENTHAL *et al.*, 2000): (i) a ausência de riscos potenciais

1. Raciocínio análogo é aplicável aos agentes químicos.

(perigos), caracterizada pela ausência de organismos indicadores e, ou, patogênicos no efluente; (ii) a medida de risco atribuível à utilização de esgotos dentre uma população exposta; (iii) a aplicação da metodologia de Avaliação de Risco e a definição de níveis de risco aceitáveis, ou seja, a estimativa da concentração de patógenos no efluente correspondente ao nível de risco aceitável em uma dada população.

A primeira abordagem tem sido referida como abordagem do “risco nulo” e criticada por sua fragilidade em termos de fundamentação epidemiológica (BLUMENTHAL *et al.*, 2000, CARR *et al.*, 2004). Tal abordagem inevitavelmente dá lugar a critérios de qualidade de efluentes bastante rigorosos.

Na segunda abordagem buscam-se *evidências epidemiológicas* de associação entre a prática do reúso e a ocorrência de agravos / doença na população e a quantificação dessa associação através de 'medidas de risco' (por exemplo: risco relativo, risco atribuível, risco atribuível proporcional ou fração etiológica nos expostos, razão de chances ou odds ratio).

Entretanto, essa abordagem apresenta diferentes problemas como, por serem estudos observacionais, a dificuldade em delimitar claramente ou unicamente a relação causal a ser estudada, podendo haver a interferência de uma série de outros fatores conformando essa relação, os quais 'confundem' a relação principal a ser avaliada. Também a coleta de dados pode se ver comprometida, uma vez que a presença da doença ou agravamento de interesse na população pode ser de difícil detecção / observação.

Em função dessas e outras questões, a ferramenta de análise de risco tem sido incorporada aos estudos dos diferentes e possíveis impactos na saúde pública decorrentes da prática do reúso e, de forma conjunta aos estudos epidemiológicos clássicos, tem proporcionado novas possibilidades de identificação e, ou, estimativa do risco atribuível à essa prática.

Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico

A princípio, a Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) incorporou as etapas utilizadas na avaliação de risco químico, quais sejam: identificação do perigo, avaliação da exposição, avaliação da dose-resposta e caracterização do risco. Entretanto, diferenças existentes

entre os agentes químicos e os microrganismos² resultaram em uma adaptação da metodologia especificamente para a abordagem do risco microbiológico. As etapas da AQRM aplicada à área do reúso estão descritas a seguir, conforme, essencialmente, o que foi sistematizado por Petterson e Ashbolt (2002).

1) *Formulação do problema:*

Consiste no planejamento sistemático das etapas da avaliação de risco, com a identificação dos objetivos, amplitude e enfoque, envolvendo a caracterização do marco regulatório e do contexto político. Nessa fase é realizada uma caracterização inicial da exposição e dos efeitos adversos com a elaboração de um modelo conceitual que descreva o bio-agente patogênico ou o ambiente de interesse, definindo população e cenários de exposição. A 'formulação do problema' consiste numa abordagem mais ampliada da etapa de 'identificação do perigo' na avaliação de riscos químicos.

2) *Fase de análise:*

2.1) Caracterização da exposição: envolve a avaliação da interação entre patógeno, ambiente e população humana. Para isso são necessárias a *caracterização do patógeno* (incluindo os aspectos de infectividade e patogenicidade), a caracterização da *ocorrência do patógeno* (distribuição, forma de ocorrência, sobrevivência, maturação, transformação ou multiplicação no meio ambiente) e a *análise da exposição* (caracterização da fonte e tempo de exposição). A partir desses elementos é elaborado o *perfil da exposição*, com a descrição qualitativa e, ou, quantitativa da magnitude, frequência e padrões de exposição para os cenários desenvolvidos durante a formulação do problema.

2.2) Caracterização dos efeitos adversos à saúde humana

a) Caracterização do hospedeiro: avaliação das características da

2. (i) a concentração dos patógenos em amostras ambientais pode aumentar ou diminuir devido à reprodução ou inativação dos mesmos; (ii) os microrganismos não estão distribuídos de forma uniforme; (iii) as doenças infecciosas, diferentemente das intoxicações, são transmissíveis, (iv) variações na suscetibilidade, por exemplo com o desenvolvimento de imunidade, ou entre grupos populacionais particularmente mais susceptíveis (crianças, idoso, gestantes, imunocomprometidos).

população humana potencialmente exposta que podem influenciar a suscetibilidade a um patógeno específico como: idade, estado imune, uso de medicamentos, predisposição genética, gestação, estado nutricional. Deve-se ainda considerar a existência de condições sociais ou comportamentais que possam influenciar a suscetibilidade ao agente e, ou, a gravidade dos efeitos.

b) Efeitos à saúde: são caracterizadas as doenças associadas com o patógeno ou o meio, devendo ser considerado todo o espectro de possíveis manifestações clínicas, incluindo a ocorrência de infecções não sintomáticas; também devem ser caracterizadas a duração da doença, letalidade e seqüelas.

c) Análise da dose-resposta: avalia a relação entre dose, infectividade e manifestação de doença, estabelecida a partir de estudos experimentais ou epidemiológicos.

Os elementos acima são utilizados para a elaboração do *perfil do hospedeiro*, com a descrição qualitativa e, ou, quantitativa da natureza e da magnitude dos efeitos adversos para os cenários elaborados na etapa de formulação do problema.

3) *Caracterização do risco:*

Nessa etapa as informações sobre o perfil da exposição e a dose-resposta são analisadas conjuntamente para o cálculo das probabilidades de infecção (risco) para um cenário de exposição de uma população a um organismo patogênico ou a um ambiente de interesse.

Resultados de estudos experimentais indicaram dois modelos matemáticos (modelo beta-Poisson e modelo exponencial, Equações 2.1 e 2.2) como os que melhor se aproximaram da infeciosidade experimental do microrganismo, para expressar a probabilidade de infecção resultante da ingestão de determinado volume de líquido contendo um número médio conhecido de organismos (HAAS, *et al.*, 1999; WHO, 2006a). Ambos estimam o risco de infecção associado a uma única exposição.

$$P_I(d) = 1 - [(1 + d/DI_{50}) (2^{1/\alpha} - 1)]^{-\alpha} \quad \text{Equação 2.1}$$

$$P_I(d) = 1 - \exp(r - d) \quad \text{Equação 2.2}$$

onde:

- P_I = probabilidade de infecção para uma única exposição
 d = número de organismos ingeridos por exposição (dose)
 DI_{50} = dose infectante média
 e e r = parâmetros característicos da interação agente-hospedeiro
 (HAAS *et al.*, 1999)

A partir das equações 2.1 e 2.2 pode-se estimar o risco para períodos de tempo maiores (por exemplo, anual) ou seja, para múltiplas exposições à mesma dose:

$$P_{I(A)}(d) = 1 - [1 - P_I(d)]^n \quad \text{Equação 2.3}$$

onde:

- $P_{I(A)}$ = probabilidade anual de infecção decorrente de
 n exposições à mesma dose (d)
 n = número de exposições por ano

Assim, conhecida a concentração de um determinado organismo na água e estimada a ingestão de determinado volume de líquido, pode-se estimar o risco anual de infecção. Inversamente, estabelecido o risco aceitável (tolerável, na terminologia utilizada pela OMS) pode-se estimar a concentração admissível de organismos patogênicos no efluente tratado e, por conseguinte, o grau de tratamento requerido (usualmente expresso em termos de unidades logarítmicas de remoção).

Portanto, uma decisão fundamental e inerente ao processo de AQRM é a definição do que seja risco aceitável. Hunter e Fewtrell (2001) sugerem que um risco é aceitável quando: (i) está abaixo de um limite definido arbitrariamente; (ii) está abaixo de um nível já tolerado; (iii) está abaixo de uma fração do total da carga de doença na comunidade; (iv) o custo de redução do risco excederia o valor economizado; (v) o custo de oportunidade da prevenção do risco seria mais bem gasto em outras ações de promoção da saúde pública; (vii) os profissionais de saúde dizem que é

aceitável e (viii) o público em geral diz que é aceitável (ou não diz que é inaceitável). Nos EUA admite-se um risco anual de infecção de 10^{-4} ⁽³⁾ para os diversos organismos patogênicos transmissíveis via abastecimento de água para consumo humano, considerando um padrão de consumo de 2 L d^{-1} (HAAS *et al.*, 1999).

Entretanto, a metodologia de Avaliação de Risco não é de fácil aplicação ao fator de risco “utilização de esgotos”, dada a complexidade desta exposição. Não obstante, alguns estudos sugerem que o consumo de hortaliças irrigadas com efluentes contendo $1 - 40 \text{ vírus } 40 \text{ L}^{-1}$ redundaria em risco anual entre 10^{-9} e 10^{-4} (ASANO; SAKAJI, 1990; ASANO *et al.*, 1992); outros trabalhos sugerem que a irrigação com efluentes contendo $\leq 10^3$ coliformes termotolerantes (CTer) ⁽⁴⁾ por 100 mL resultaria em risco anual de infecções virais de 10^{-5} a 10^{-7} e de cólera de 10^{-9} (SHUVAL *et al.*, 1997). Asano *et al.* (1992) estimaram também que a prática de golfe, duas vezes por semana durante todo o ano em campos irrigados com efluente contendo $1 - 100 \text{ vírus } 100 \text{ L}^{-1}$, resultaria em risco da ordem de 10^{-5} a 10^{-2} . Nestes estudos a ingestão de efluente tratado foi estimada em 10 mL dia^{-1} no caso de consumo de hortaliças e 1 mL dia^{-1} no caso da manipulação de bolas de golfe. Destes exemplos percebe-se a dificuldade da aplicação da AQRM em diferentes práticas de reúso, tais como a irrigação de parques e jardins, a limpeza de logradouros, o reúso de água para descarga de vasos sanitários, etc.

Em estudos mais recentes de Mara *et al.* (2005) citados em WHO (2006a), foram estimados riscos de infecções virais e bacterianas em diferentes cenários de exposição via irrigação restrita e irrestrita (Tabela 2.1). Nota-se que a irrigação com esgoto bruto ou apenas parcialmente tratado poderia implicar riscos relativamente elevados, principalmente para infecções virais, mas a irrigação com efluentes contendo $10^3 \text{ E.coli } 100 \text{ mL}^{-1}$, mesmo considerando a irrigação irrestrita e simulando situações bastante desfavoráveis em termos de cenários de exposição, resultaria em

3. Um caso de infecção dentre 10.000 pessoas consumindo 2 L por dia de água.

4. Coliformes termotolerantes é o termo atualmente reconhecido como mais apropriado para a referência ao grupo de bactérias tradicionalmente denominado de coliformes fecais. Como ainda não há uma simbologia consagrada para a expressão do termo, os autores deste capítulo se dão a licença de usar ‘CTer’.

riscos nos mesmos patamares ou inferiores àqueles admitidos nos EUA para o consumo de água.

Tabela 2.1 Risco de infecção em diferentes cenários de exposição via irrigação com esgotos sanitários.

Irrigação restrita: risco de infecção pela ingestão involuntária de partículas de solo ⁽¹⁾			
<i>E.coli</i> 100 g ⁻¹	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>Cryptosporidium</i>
10 ⁷ - 10 ⁸	0,99	0,50	1,4 x 10 ⁻²
10 ⁴ - 10 ⁵	2,0 x 10 ⁻²	7,0 x 10 ⁻⁴	1,3 x 10 ⁻⁵
10 ² - 10 ³	1,4 x 10 ⁻⁴	5,6 x 10 ⁻⁶	1,4 x 10 ⁻⁷
Irrigação irrestrita: risco de infecção pelo consumo de alface ⁽²⁾			
<i>E.coli</i> 100 mL ⁻¹	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>Cryptosporidium</i>
10 ⁷ - 10 ⁸	0,99	0,28	0,50
10 ⁴ - 10 ⁵	9,6 x 10 ⁻³	2,6 x 10 ⁻⁴	6,8 x 10 ⁻⁴
10 ² - 10 ³	8,6 x 10 ⁻⁵	3,1 x 10 ⁻⁶	6,4 x 10 ⁻⁶
Irrigação irrestrita: risco de infecção pelo consumo de cebola ⁽³⁾			
<i>E.coli</i> 100 mL ⁻¹	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>Cryptosporidium</i>
10 ⁷ - 10 ⁸	1,0	0,99	3,6 x 10 ⁻²
10 ⁴ - 10 ⁵	0,43	1,6 x 10 ⁻²	3,7 x 10 ⁻⁵
10 ² - 10 ³	5,6 x 10 ⁻³	1,0 x 10 ⁻⁴	3,0 x 10 ⁻⁷

(1) 10 - 100 g de solo ingeridos por dia; exposição de 300 dias por ano; 0,1 - 1,0 rotavirus e *Campylobacter* e 0,01 - 0,1 *Cryptosporidium* por 10⁵ *E.coli*. (2) Consumo de 100 g alface a cada dois dias; 10 -15 mL de esgotos em 100 g de alface irrigada; 0,1 - 1,0 rotavirus e *Campylobacter* e 0,01 - 0,1 *Cryptosporidium* por 10⁵ *E.coli*; decaimento de 10² - 10³ de rotavirus e *Campylobacter* e de 0 - 0,1 de *Cryptosporidium* entre a colheita e o consumo. (3) Consumo de 100 g cebola por pessoa por semana; 1 -5 mL de esgotos em 100 g de cebola irrigada; 1 -10 rotavirus e *Campylobacter* e 0,1 - 1 *Cryptosporidium* por 10⁵ *E.coli*; decaimento de 0,1 - 1 de rotavirus e *Campylobacter* e de 0,01 - 0,1 de *Cryptosporidium* entre a colheita e o consumo. (1) (2) (3) Rotavirus: DI₅₀ = 6,17 ± 25%; α = 0,253 ± 25%; *Campylobacter*: DI₅₀ = 896 ± 25%; α = 0,145 ± 25%(modelo β - Poisson); *Cryptosporidium*: r = 0,0042 ± 25% (modelo exponencial).

Fonte: Adaptado de WHO (2006a)

Avaliação Quantitativa de Risco Químico

A Avaliação Quantitativa de Risco Químico (AQRQ) é tradicionalmente a metodologia empregada no desenvolvimento do padrão de potabilidade da água em diversos países, tais como os EUA (USEPA, 2004a) e Canadá (HEALTH CANADA, 1995), além da OMS (WHO, 2004), e vem sendo adaptada e aplicada para a proposição de critérios de qualidade para o reúso da água, particularmente para a irrigação. Essencialmente, são observadas as mesmas etapas já descritas: identificação do perigo, avaliação da exposição, avaliação da dose-resposta e caracterização do risco.

Na etapa de identificação do perigo, são identificadas as substâncias

a serem consideradas, usualmente em função de sua toxicidade, de seu padrão de ocorrência em efluentes e de sua dinâmica ambiental.

As informações sobre dose-resposta em geral são obtidas a partir de provas de toxicidade crônica em ensaios de laboratório com cobaias. Destes estudos extrai-se a maior dose administrada correspondente ao nível (de exposição) do efeito adverso não observado (NOAEL), aplicando-se a este valor um fator de incerteza (de 10 - 10.000 vezes, em geral 100), como margem de segurança para as seguintes *incertezas*: as variações inter-espécie (animal - seres humanos), as variações intra-espécie (visando proteger grupos ou indivíduos mais sensíveis ou suscetíveis), a confiabilidade dos estudos ou da base de dados, a natureza ou severidade dos efeitos adversos. Dos ensaios de toxicidade pode-se também extrair o LOAEL nível (mínimo de exposição) do efeito adverso observado, sobre o qual é aplicado um fator de incerteza maior que para o NOAEL.

Define-se, assim, a Ingestão Diária Aceitável (IDA) (Ingestão Diária Tolerável, na terminologia utilizada pela OMS) (Equação 2.4), ou seja a dose abaixo da qual as pessoas poderiam estar expostas sem que ocorram danos à saúde. Em outras palavras, a IDA é uma estimativa da quantidade de uma substância presente nas diversas formas de exposição, por exemplo nos alimentos ou na água, que se pode ingerir diariamente ao longo de toda a vida sem risco considerável para a saúde.

$$IDA = NOAEL \text{ ou } LAOEL / FI$$

Equação 2.4

onde:

IDA = ingestão diária aceitável ($\text{mg kg}_{\text{pc}}^{-1}$)

pc = peso corporal (kg)

FI = fator de incerteza

Em uma abordagem integrada, a estimativa da Ingestão Total Diária (ITD) ($\text{mg kg}_{\text{pc}}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) é realizada a partir da caracterização e combinação de diferentes exposições (por exemplo, água, ar, solo e alimentos). Se a estimativa da ITD de uma determinada substância excede a IDA, a mesma é considerada tóxica (HEALTH CANADA, 1995). Em uma perspectiva análoga de quantificação de risco global, se a exposição (Ingestão Total Diária) é inferior à toxicidade (IDA) o risco resultante é considerável tolerável (USEPA, 1999). A etapa de caracterização do risco

culmina com o estabelecimento de Limites Máximos de Resíduos (LMR) ou Valor Máximo Permitido (VMP) para os diversos fatores de risco, os quais serão ponderados na quantificação do risco global.

Em água para consumo humano o VMP para cada substância não carcinogênica é calculado partir da IDA, considerando um peso corporal médio, a fração da IDA proveniente do consumo de água e um consumo médio diário de água⁵:

$$\text{VMP} = (\text{IDA} \cdot \text{pc} \cdot \text{P}) / (\text{C}) \quad \text{Equação 2.5}$$

onde:

$$\begin{aligned} \text{VMP} &= \text{valor máximo permitido (mg L}^{-1}\text{)} \\ \text{IDA} &= \text{ingestão diária aceitável (mg kg}_{\text{pc}}^{-1} \text{d}^{-1}\text{)} \\ \text{pc} &= \text{peso corporal (kg)} \\ \text{P} &= \text{fração de IDA proveniente da água de consumo (\%)} \\ \text{C} &= \text{consumo diário de água (L d}^{-1}\text{)} \end{aligned}$$

Para as substâncias carcinogênicas genotóxicas, a partir da extrapolação matemática do NOAEL (ou LOAEL) (modelo linearizado de múltiplas etapas), o VMP é estabelecido para um determinado risco de câncer (10^{-5} ou seja, 1 caso de câncer dentre uma população, consumindo 2L água por dia, durante 70 anos), correspondente ao limite superior do intervalo de confiança (95%) da curva dose-resposta, quando esta se aproxima da dose zero (ou não exposição) (WHO, 2004).

Para a irrigação com esgotos sanitários, o procedimento adotado pela OMS, com larga margem de segurança tem sido o seguinte (CHANG *et al.*, 2002; WHO, 2006a).

$$\text{C}_{\text{solo}} = (\text{IDA} \cdot \text{pc} \cdot \text{P}) / \Sigma(\text{Ci} \cdot \text{C}_{\text{ei}} \cdot \text{K}_{\text{spi}}) \quad \text{Equação 2.6}$$

5. OMS: pc = 60 kg para adultos; P = 0,1; C = 2 L d⁻¹ para adultos (WHO, 2004). Canadá: pc = 70 Kg para adultos; P = 0,2; C = 1,5 L d⁻¹ para adultos (HEALTH CANADA, 1995). EUA: pc = 70 Kg para adultos; P = 0,2; C = 2 L d⁻¹ para adultos (USEPA, 2004b)

onde:

C_{solo} = concentração máxima do contaminante no solo ($\text{mg kg}_{\text{solo}}^{-1}$)

IDA = ingestão diária aceitável ($\text{mg kg}_{\text{pc}}^{-1} \text{d}^{-1}$)

pc = peso corporal (60 kg)

P = fração de IDA proveniente do consumo de alimentos (0,5)

C_i = consumo médio diário de alimentos (kg d^{-1})

C_{ei} = fração da dieta proveniente da irrigação com esgotos (1 ou seja, 100%)

K_{spi} = fator de transferência do contaminante do solo para as plantas [$(\text{mg kg}_{\text{alimento}}^{-1}) / (\text{mg kg}_{\text{solo}}^{-1})$]

i = vários tipos de alimentos: vegetais, grãos, cereais, tubérculos, frutas, etc.

Assim como o exposto para o consumo de água, para as substâncias tóxicas não-carcinogênicas o valor da IDA é obtido a partir do NOAEL dividido por um fator de incerteza (usualmente 100); para as substâncias carcinogênicas, o valor da IDA é obtido a partir da extrapolação do NOAEL ou LOAEL, correspondente para um risco de 10^{-6} . O limite fixado para a concentração de contaminantes no solo (C_{solo}) pode ser ainda utilizado para expressar a taxa máxima de aplicação (kg ha^{-1}), o que permitiria fixar um VMP no efluente (água de irrigação). Entretanto, a OMS opta por limitar-se ao valor de C_{solo} , uma vez que a acumulação dos diversos contaminantes no solo é cercada de especificidades locais (WHO, 2006a).

Estimativa da Carga de Doença (Burden of Disease)

Na metodologia de AQR a estimativa do risco e a caracterização do risco tolerável são feitas considerando um desfecho específico (por exemplo, câncer e diarreia). Entretanto, a expressão do risco dessa forma não leva em consideração características particulares de cada agente e, conseqüentemente, dos efeitos adversos produzidos, supondo-se que

6. A idéia de que agravos/doenças devam ser avaliados considerando os efeitos adversos produzidos (gravidade e duração) para a definição de risco tolerável, está implícita na própria definição da USEPA para os riscos toleráveis relacionados à exposição a microrganismos patogênicos e a substâncias/produtos químicos via água de consumo. No primeiro caso, o efeito considerado é diarreia e tolera-se 10^{-4} casos em uma população por ano (1 caso em cada 10.000 indivíduos por ano); no segundo caso, o efeito considerado é câncer e tolera-se 10^{-5} casos em uma população ao longo de 70 anos (1 caso em cada 100.000 indivíduos em 70 anos).

efeitos mais graves e duradouros devam ser mais significativos e prioritários⁶. Também não considera a idade e o estado de saúde anterior à ocorrência da doença ou óbito. Assim, o risco tolerável para uma determinada infecção/doença pode ser consideravelmente diferente do de outra, dependendo dos variados efeitos adversos que são produzidos. Adicionalmente, no gerenciamento de risco é importante a consideração de diferentes formas de exposição e a comparação entre diferentes efeitos produzidos, o que não pode ser feito diretamente quando se trabalha com medidas de risco específicas para um desfecho (por exemplo, os impactos na saúde da população devido a diarreia e ao câncer são muito distintos um do outro, não permitindo uma comparação direta entre esses dois desfechos) (PETTERSON; ASHBOLT, 2002; WHO, 2006a).

No sentido de comparar o impacto de diferentes agentes (químicos e, ou, microbiológicos) na saúde da população tem sido proposto o uso do indicador 'Anos de Vida Ajustados para a Incapacidade' (da sigla inglesa DALYs – *Disability Adjusted Life Years*), permitindo estimar a 'carga de doença'⁷ em uma população (CHAN, 1997). Esse indicador leva em consideração a probabilidade da doença resultar em óbito e, ou, a ocorrência de efeitos adversos de caráter agudo (imediatos) e crônico (duração prolongada de efeitos). A abordagem utilizada na construção desse indicador envolve a transformação de uma 'incapacidade vivenciada' (por exemplo, três dias com diarreia ou óbito devido à diarreia) em 'anos de vida saudáveis perdidos'. Portanto, DALY quantifica a saúde utilizando o tempo como medida (Figura 2.2).

De forma simplificada, o DALY pode ser calculado a partir da expressão (Equação 2.7):

$$DALY = N * D * S$$

Equação 2.7

onde:

N = número de pessoas afetadas (obtido a partir de registros médicos, estudos epidemiológicos, sistemas de notificação de agravos ou estimativas feitas utilizando modelos de dose-resposta)

7. O conceito de carga de doença leva em consideração não apenas a ocorrência de casos (prevalência) de um determinado agravo em uma população, mas agrega diferentes condições e desfechos, de maior ou menor gravidade, que podem estar associados a uma determinada condição patológica.

- D = duração média do efeito adverso (no caso de doença, obtido a partir de consulta a especialistas, dados hospitalares ou de estudos epidemiológicos; no caso de óbito, avalia-se a média de anos perdidos devido ao grave tendo-se como referência, por exemplo, a expectativa de vida da população)
- S = peso atribuído à gravidade do efeito de interesse (variando de 0 a 1, sendo que 0 significa o indivíduo saudável e 1 óbito)⁸

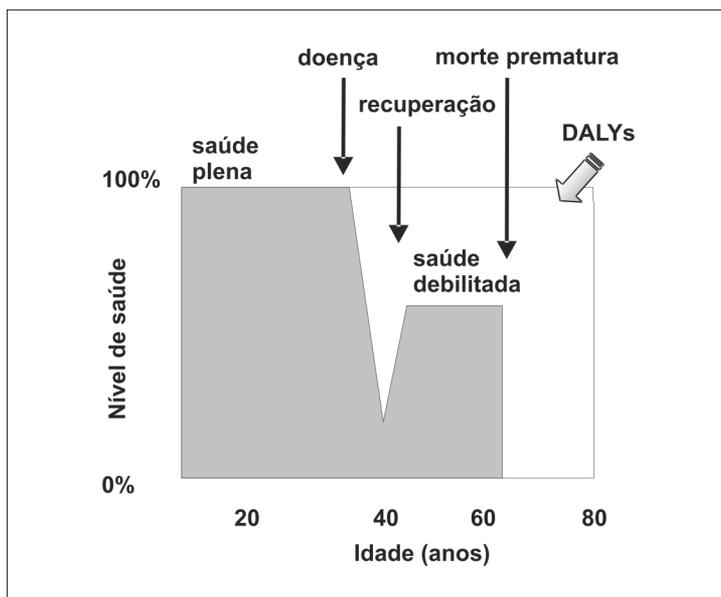


Figura 2.2 Ilustração esquemática do conceito de anos de vida ajustados por incapacitação (DALYs)

Na construção do DALY são então incorporadas as duas frações da carga de doença em uma população: a morbidade (casos de doença e suas diferentes gravidades) e a mortalidade (casos de óbitos). Assim, quando o efeito adverso de interesse é o óbito, a medida utilizada é “anos de vida perdidos devido ao óbito prematuro” (years of life lost - YLL) e quando o

8. Variadas publicações informam valores de peso definidos para diferentes agravos causados por microrganismos ou substâncias químicas ou, ainda, a caracterização de pesos específicos de classes de incapacidades com pesos respectivos, para a definição de pesos específicos O estudo do Banco Mundial, 'Carga de Doença Global' (*Global Burden of Disease*) é a principal de fonte de informações sobre as incógnitas 'duração' (D) e 'peso' (S) para uma variedade de condições (WORLD BANK, 1993).

efeito de interesse é a doença (aguda ou crônica) ou uma seqüela, a medida utilizada é 'anos vividos com a incapacidade' (*Years Lived with a Disability* – YLD); quando os dois efeitos são importantes, utilizam-se ambas as medidas (CHAN, 1997; PETTERSON; ASHBOLT, 2002; HAVELAAR; MELSE, 2003).

Pode-se ainda, na elaboração do DALY, levar em consideração diferentes características da população que signifiquem maior suscetibilidade ao agente ou condição, como, por exemplo, idade e sexo, dentre outras, aumentando a complexidade da Equação 2.7⁹. Também, se necessário, o processo patogênico pode ser subdividido em vários estágios com diferentes valores de duração e gravidade.

Dessa forma, expressando-se a carga de doença com um único indicador tendo o tempo como medida, podemos comparar o impacto de diferentes agentes (químicos e, ou, microbiológicos) na saúde da população. Adicionalmente, o cálculo dos DALYs permite a definição de padrões de 'risco tolerável / aceitável' em uma dada população, independentemente do tipo de efeito deletério à saúde ou da natureza da sua causa.

Na Tabela 2.2 apresentam-se algumas informações para o cálculo da carga de doença relacionada à infecção por *Cryptosporidium*.

Tabela 2.2 Valores de peso atribuído à gravidade, duração média do efeito adverso e carga de doença relacionada à infecção por *Cryptosporidium*.

Agente / Efeito	Gravidade (S)	Duração (anos) (D)	Carga de doença por caso DALY (YLD ou YLL) ⁽¹⁾	Carga de doença para 1.000 casos de doença
Diarréia aquosa	0,067	0,02	0,0013	1,32
Óbito	1	13,2	13,2	0,13

(1) YLD ou YLL expressos a partir do produto $S * D$, respectivamente.

Fonte: Adaptado de Havelaar e Melse (2003).

9. Outra questão fundamental para a estimativa da carga de doenças é a consideração e análise de erros sistemáticos (ocorrência de confundimento, viés de seleção) e erros aleatórios, o que requer tratamento estatístico adequado; a técnica de Monte Carlo tem sido utilizada especialmente com essa finalidade (HUBBARD, 2000). (D) e 'peso' (S) para uma variedade de condições (WORLD BANK, 1993).

A partir dos valores de carga de doença por caso (YLD) e considerando a ocorrência de apenas um episódio de diarreia por *Cryptosporidium* por pessoa por ano, teríamos que cada indivíduo teria 0,0013 anos perdidos por ano devido à diarreia, sendo equivalente a 0,47 dias por ano ou 11,4 horas por ano. Os valores também podem ser extrapolados para uma população; assim, considerando a ocorrência de 1.000 casos de diarreia por *Cryptosporidium*, teríamos uma carga de doença (YLD) de 1,32; significando que essa população apresentaria 1,32 anos perdidos por ano devidos à diarreia. De forma semelhante, para a letalidade, a quantidade de anos perdidos por pessoa por ano devido ao óbito (YLL) por *Cryptosporidium* seria de 13,2; equivalente a 4.818 dias. Considerando uma taxa de letalidade de 10^{-5} e a ocorrência de 1.000 casos de diarreia por *Cryptosporidium*, a quantidade de anos perdidos por ano devido ao óbito (YLL) para essa população seria de 0,13; equivalente a 47,45 dias por ano. Para os eventos diarreia e óbito e a população de 1.000 casos, o DALY total seria expresso por 1,47 (YLD + YLL).

Para substâncias carcinogênicas na água para consumo humano, a OMS trabalha com o risco tolerável de 10^{-5} (um caso de câncer por 100.000 pessoas ao longo de 70 anos) (WHO, 2004). A carga de doença correspondente a este nível de risco (ajustada para a gravidade da doença) é de aproximadamente 1×10^{-6} DALY (1μ DALY) por pessoa por ano. A carga de doença estimada para diarreias leves (por exemplo, com mortalidade de 1×10^{-5}) com o risco anual de doença de 10^{-3} (ou risco para toda a vida de 1 em 10 pessoas) é também de 1μ DALY por pessoa por ano (WHO, 2004). Este é o valor assumido pela OMS como carga de doença tolerável, tanto para o consumo de água quanto para a exposição à utilização de esgotos sanitários na agricultura e piscicultura, a qual representa um elevado nível de proteção à saúde (WHO, 2004; WHO, 2006a,b). Uma vez definido o valor da carga de doença tolerável, este pode ser convertido em termos de risco tolerável anual de doença (Equação 2.8).

$$\text{Risco tolerável de doença ppa} = \text{DALYs tolerável ppa} / \text{DALYs pcd}$$

Equação 2.8

sendo:

ppa = por pessoa por ano
pcd = por caso de doença

O risco tolerável de doença pode ser ainda convertido em risco tolerável de infecção (ppa) conhecendo-se ou estimando-se a proporção de infecção : doença (Tabela 2.3).

Risco tolerável de infecção ppa = Risco de doença / razão doença : infecção (Equação 2.8).

Tabela 2.3 DALYS, risco de doença, razão doença : infecção e risco tolerável de infecção para rotavírus, *Campylobacter* e *Cryptosporidium*

Organismo	DALYS pcd	Risco de doença equivalente à 10^{-6} DALY ppa	Razão doença : infecção	Risco tolerável de infecção
Rotavírus				
Países industrializados	$1,4 \times 10^{-2}$	$7,1 \times 10^{-5}$	0,05	$1,4 \times 10^{-3}$
Países em desenvolvimento	$2,6 \times 10^{-2}$	$3,8 \times 10^{-5}$	0,05	$7,7 \times 10^{-4}$
<i>Campylobacter</i>	$4,6 \times 10^{-3}$	$2,2 \times 10^{-4}$	0,7	$3,1 \times 10^{-4}$
<i>Cryptosporidium</i>	$1,5 \times 10^{-3}$	$6,7 \times 10^{-4}$	0,3	$2,2 \times 10^{-3}$

Fonte: WHO (2006a)

O(s) risco(s) tolerável(eis) de infecção constituem, assim, “parâmetros de projeto” para diferentes microrganismos para a estimativa da qualidade da “água” e, portanto, do grau de tratamento do esgoto, compatíveis com tal nível desejado de proteção à saúde.

Estes procedimentos (AQR e DALYs) serviram de base para a atualização das diretrizes da OMS para água de consumo humano e reúso da água (utilização de esgotos sanitários) em irrigação e piscicultura (WHO, 2004, 2006a, 2006b), e podem muito bem ser adaptados para outras modalidades de reúso.

Cabe ainda destacar que, assim como para o risco tolerável, a definição do que seja carga de doença tolerável é uma decisão permeada por aspectos políticos, sociais e econômicos e que os riscos expressos na Tabela 2.3 representam valores conservadores se comparados à incidência global de doenças diarréicas nas faixas de idade 5-80+ anos: 0,1 - 1 ppa (WHO, 2006a).

Normas e Critérios de Qualidade da Água para as Diversas Modalidades de Reúso

Reúso Agrícola - Irrigação com Esgotos Sanitários

Aspectos Sanitários

A discussão em torno dos critérios de qualidade microbiológica para o reúso agrícola será desenvolvida com base nas diretrizes adotadas nos EUA e recomendadas pela OMS, pois reconhecidamente, as duas abordagens têm servido de referência e sido adotadas como normas em diversos países, sejam como meras cópias, sejam adaptadas a particularidades locais.

A USEPA (United States Environmental Protection Agency) recomenda critérios gerais a serem observados em todo o território nacional, não substituindo as legislações existentes nos estados norte-americanos (ao todo 40 estados dispõem de regulamentação para o reúso agrícola) (USEPA, 2004a) (Tabela 2.4)¹⁰. Tais diretrizes, de certa forma ainda refletem o “padrão Califórnia”, em referência à pioneira legislação (1968) deste estado.

O critério da USEPA exige para a irrigação irrestrita, ou a irrigação por aspersão em qualquer situação, um padrão de qualidade de efluentes semelhante ao padrão de potabilidade da água (ausência de coliformes e organismos patogênicos, turbidez 2 uT e cloro residual 1 mg L^{-1}). Depreende-se que o critério de ausência de coliformes asseguraria a ausência de bactérias patogênicas, enquanto a inclusão da turbidez e cloro residual prestam-se ao papel complementar da indicação da remoção de protozoários por filtração e da inativação de vírus (USEPA, 2001¹¹).

10. Os padrões de qualidade estabelecidos nas legislações estaduais variam em torno do apresentado na Tabela 2.4; entretanto este representa em boa medida os padrões praticados nos EUA. Em alguns estados a irrigação de culturas alimentícias não é permitida.

11. Para o atendimento do nível de risco de 10^{-4} a USEPA recomenda os seguintes critérios de tratamento e qualidade de água para consumo humano: (i) remoção/inativação conjunta, por meio da filtração-desinfecção, de 99,9% ($3 \log_{10}$) de cistos de *Giardia* - turbidez da água filtrada inferior a $0,5 \text{ uT}$ ($2,5 \log_{10}$ de remoção), complementada por desinfecção adequada para inativação equivalente a $0,5 \log_{10}$, controlada pelo tempo de contato, residual de cloro livre e temperatura (ii) remoção de 99% de oocistos de *Cryptosporidium* - turbidez da água filtrada inferior a $0,3 \text{ uT}$. (ii) inativação de 99,99% ($4 \log_{10}$) de vírus: turbidez da água pré-desinfecção inferior a $0,5 \text{ uT}$ e controle dos parâmetros de desinfecção.

Tabela 2.4 Diretrizes da USEPA para o uso agrícola de esgotos sanitários

Tipo de irrigação e cultura	Processo de tratamento	Qualidade do efluente
Culturas alimentícias não processadas comercialmente ⁽¹⁾ Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura, incluindo culturas a serem consumidas cruas	Secundário + filtração + desinfecção ⁽²⁾⁽³⁾	pH 6 a 9 DBO ≤ 10 mg L ⁻¹ . Turbidez ≤ 2 uT ⁽⁴⁾ CRT ≥ 1 mg L ⁻¹ . ⁽⁵⁾⁽⁶⁾ CTer ND ⁽⁷⁾ Organismos patogênicos ND
Culturas alimentícias processadas comercialmente ⁽¹⁾ Irrigação superficial de pomares e vinhedos Silvicultura e irrigação de áreas com acesso restrito ao público	Secundário + desinfecção ⁽²⁾	pH 6 a 9 DBO ≤ 30 mg L ⁻¹ . SST ≤ 30 mg L ⁻¹ ⁽⁸⁾ CRT ≥ 1 mg L ⁻¹ . ⁽⁵⁾ CTer ≤ 200 100 mL ⁻¹ ⁽⁹⁾
Culturas não alimentícias Pastagens para rebanhos de leite ⁽¹⁰⁾ , forrageiras, cereais, fibras e grãos	Secundário + desinfecção ⁽²⁾	pH 6 a 9 DBO ≤ 30 mg L ⁻¹ . SST ≤ 30 mg L ⁻¹ ⁽⁸⁾ CRT ≥ 1 mg L ⁻¹ . ⁽⁵⁾ CTer ≤ 200 100 mL ⁻¹ ⁽⁹⁾

ND: não detectável; CTer: coliformes termotolerantes; CRT: cloro residual total. (1) Culturas alimentícias processadas comercialmente são aquelas que recebem processamento físico ou químico, prévio à comercialização, suficiente para a destruição de patógenos. (2) Tratamento secundário é considerado aquele capaz de produzir efluentes com DBO e SST ≤ 30 mg L⁻¹. (3) A coagulação química pré-filtração pode ser necessária para o atendimento da qualidade do efluente recomendada. (4) Turbidez pré-desinfecção, média diária; nenhuma amostra > 5 uT (ou 5 mgL SST L⁻¹). (5) Cloro residual total após tempo de contato mínimo de trinta minutos. (6) Residuais ou tempos de contato mais elevados podem ser necessários para a garantia de inativação de vírus e parasitas. (7) Média móvel de sete dias; nenhuma amostra > 14 CTer 100 mL⁻¹. (8) Um padrão mais exigente pode ser necessário no caso de irrigação por aspersão. (9) Média móvel de sete dias; nenhuma amostra > 800 CTer 100 mL⁻¹; lagoas de estabilização podem alcançar o critério de qualidade sem a necessidade de desinfecção. (10) O consumo das culturas irrigadas não deve ser permitido antes de 15 após a irrigação; desinfecção mais rigorosa (≤ 14 CTer 100 mL⁻¹) se o período de 15 dias não for observado

Fonte: Adaptado de USEPA (2004a)

Obviamente, um padrão com tais níveis de exigência somente pode ser contemplado (aliás como explicitado) por processos rigorosos de tratamento de esgotos, incluindo a filtração e desinfecção.

Para a irrigação restrita (culturas alimentícias processadas comercialmente e culturas não alimentícias, silvicultura) exige-se também a desinfecção, a garantia de cloro residual 1 mg L⁻¹, mas um padrão bacteriológico 200 CTer 100 mL⁻¹, o que pressupõe a tolerância à presença de patógenos em alguma densidade.

Com raras exceções em alguns estados, não se explicitam padrões e não se exige o monitoramento de vírus e protozoários, com base no seguinte

entendimento: (i) no caso da irrigação irrestrita, a combinação de requerimentos de tratamento e o emprego dos indicadores (turbidez e cloro residual x tempo de contato) deve assegurar efluentes livres de níveis detectáveis de patógenos; (ii) no caso da irrigação restrita, exigências mais rigorosas de tratamento não se justificariam em termos de custo-benefício (proteção à saúde); (iii) atendidos os padrões de qualidade de efluentes recomendados, não há evidências de risco relacionado à protozoários e vírus; (iv) não há consenso sobre o risco associado à presença de vírus em baixas densidades nos efluentes utilizados para irrigação. As diretrizes da USEPA são também omissas em relação aos helmintos, provavelmente no pressuposto de que “ovos de helmintos são eficientemente removidos pelos processos de tratamento usualmente empregados, tais como sedimentação, filtração ou lagoas de estabilização” (USEPA, 2004a). Os autores deste capítulo, entretanto, apontam que isto não seria necessariamente garantido com o que é especificado para a irrigação restrita.

A Tabela 2.5 apresenta as diretrizes recomendadas pela OMS, publicadas em 1989 e vigentes até recentemente (WHO, 1989). Estes critérios são relativamente rigorosos em relação à remoção de helmintos, mais permissíveis no tocante à qualidade bacteriológica e omissos em relação aos vírus e protozoários, sob o argumento de estarem fundamentados em evidências epidemiológicas. Para a irrigação restrita sequer era explicitado um padrão bacteriológico. Os grupos de riscos a serem protegidos com a observação dos critérios de qualidade propostos são explicitados - na irrigação irrestrita, os agricultores, consumidores, público em geral; na irrigação restrita os agricultores.

Desde a publicação dessas diretrizes da OMS, diversos estudos vêm sendo conduzidos no sentido de sua avaliação, desde o ponto de vista de riscos potenciais e reais à saúde; em 2000, o estado da arte do conhecimento sugeria as seguintes observações em relação às recomendações originais da OMS: (i) a confirmação das helmintoses como as principais responsáveis *pelos riscos atribuíveis* à irrigação com esgotos; (ii) a validação do padrão bacteriológico (10^3 CTer 100 mL⁻¹) para irrigação irrestrita; (iii) a propriedade do estabelecimento de um padrão parasitológico mais exigente em algumas situações, por exemplo de exposição de crianças (0,1 ovo L⁻¹); (iv) a propriedade do estabelecimento de um padrão bacteriológico (10^4 - 10^5 CTer 100 mL⁻¹) para a irrigação restrita; (v) a confirmação da inexistência de justificativas epidemiológicas para o estabelecimento de um padrão explícito para vírus; (vi) a

persistência de dúvidas em relação à necessidade de um padrão explícito para protozoários (BLUMENTHAL *et al*, 2000).

É de se observar que estas diretrizes da OMS encontravam-se centradas no emprego de lagoas de estabilização e no entendimento de que, neste caso, o padrão 1 ovo nematóides por litro prestar-se-ia como indicador da remoção dos demais organismos sedimentáveis (outros helmintos e protozoários), enquanto o padrão 1.000 CTer 100 mL⁻¹ seria indicativo da inativação de bactérias patogênicas e vírus (WHO, 1989).

Tabela 2.5 Diretrizes da OMS para o uso agrícola de esgotos sanitários (1989-2005)

Categoria	Tipo de irrigação e cultura	Helmintos (ovos L ⁻¹) ⁽¹⁾	Coliformes termotolerantes (org 100 mL ⁻¹) ⁽²⁾	Processo de tratamento
A	Culturas a serem consumidas cruas	≤ 1	≤ 1.000	Lagoas de estabilização em série, ou tratamento equivalente em termos de remoção de patogênicos
B	Culturas processadas industrialmente, cereais, forragens, pastagens, árvores ⁽³⁾	≤ 1	SR ⁽⁴⁾	Lagoas de estabilização com 8 - 10 dias de tempo de detenção ou remoção equivalente de helmintos e coliformes termotolerantes
C	Irrigação localizada de plantas da categoria B na ausência de riscos para os agricultores e público em geral	NA ⁽⁴⁾	NA ⁽⁴⁾	Pré-tratamento de acordo com o método de irrigação, no mínimo sedimentação primária

(1) Nematóides intestinais humanos: *Ascaris*, *Trichuris*, *Necator* e *Ancylostoma*; média aritmética durante o período de irrigação. (2) Média geométrica durante o período de irrigação. (3) No caso de árvores frutíferas, a irrigação deve terminar duas semanas antes da colheita e nenhum fruto deve ser apanhado do chão; irrigação por aspersão não deve ser empregada. (4) SR: sem recomendação; em revisão posterior sugeria-se 10⁴ -10⁵ CTer 100 mL⁻¹. (5) NA: não se aplica

Fonte: WHO (1989)

Ao longo do contínuo processo de avaliação das diretrizes da OMS foram sendo incorporadas, de forma cada vez mais convincente, as ferramentas de avaliação de risco (incluindo a AQRM e os conceitos de risco e de carga de doença toleráveis), culminando com a publicação das novas diretrizes para a utilização de águas residuárias na agricultura (WHO, 2006a). Na formulação das novas diretrizes da OMS, o “parâmetro de projeto” (maior risco tolerável de infecção) foi assumido como o associado à exposição à rotavírus (10⁻³ ppa) (Tabela 2.3), assumindo que a remoção correspondente e necessária deste patógeno, garantiria suficiente proteção contra infecções bacterianas e por protozoários.

Os exercícios de avaliação de risco (em parte descritos no item sobre o **Risco à saúde – aspectos conceituais**) sugerem que para se alcançar uma meta de carga de doenças virais (rotavírus) 10^{-6} DALY ppa, deve-se garantir uma redução de 6 a 7 unidades logarítmicas deste patógeno para as situações mais desfavoráveis: irrigação de culturas ingeridas cruas e que se desenvolvem rente ao solo e de raízes e tubérculos (irrigação irrestrita, risco do consumidor e risco do trabalhador / ocupacional) (Tabela 2.2). Tais níveis de proteção podem ser alcançados por meio de técnicas adequadas de tratamento de esgotos, combinadas ou complementadas com a remoção adicional por decaimento natural no ambiente e, ou, com medidas outras de proteção à saúde, tais como: técnicas de irrigação que minimizem o contato esgoto-planta ou a exposição humana, uso de equipamentos de proteção individual, higiene dos alimentos. Para a irrigação restrita (risco do trabalhador / ocupacional), sugere-se que para alcançar uma meta de carga de doenças virais (rotavírus) 10^{-6} DALY ppa, deve-se garantir uma redução de 4 unidades logarítmicas em termos de *E.coli* (Tabela 2.2).

No que diz respeito aos riscos associados a doenças helmínticas, o padrão de qualidade de efluentes permanece baseado nas evidências epidemiológicas disponíveis (BLUMENTHAL *et al*, 2000), aos se reconhecer a insuficiência de informações para a aplicação da metodologia de AQRMe estimativa de DALYs ppa.

A Tabela 2.6 e a Figura 2.3 sintetizam as novas diretrizes da OMS para a irrigação com esgotos sanitários (WHO, 2006a), associando a remoção de patógenos com outras medidas de proteção à saúde, considerando uma meta de carga de doenças de doenças tolerável $\leq 10^{-6}$ DALY ppa.^{12 13}

Para a irrigação irrestrita, a opção E acomoda situações em que se quer reduzir ao máximo os *perigos*, o que exigiria o emprego de rigorosos processos de tratamento (remoção de $7 \log_{10}$), aproximando-se da

12. Para informações sobre remoção de patógenos por meio de variadas técnicas de tratamento de esgotos, consultar o capítulo 3 desta publicação.

13. Este texto contém algumas interpretações de responsabilidade dos autores deste capítulo. Recomenda-se a leitura do documento original da OMS (WHO, 2006a).

abordagem adotada nas diretrizes da USEPA (Tabela 2.4). Nas demais opções é considerada a caracterização da exposição (Figura 2.1), sendo que a remoção de patógenos delegada aos processos de tratamento de esgotos (vírus, bactérias e protozoários) é contrabalançada com outras medidas ou situações de proteção. Assim, na situação mais desfavorável - cultivo de culturas comestíveis cruas e mais susceptíveis à contaminação devido ao estreito contato com o solo, (opções A e B), requer-se até $4 \log_{10}$ de remoção de patógenos, complementada por redução adicional esperada por decaimento natural ou pela praxe de limpeza das culturas irrigadas (o que bem se aplicaria ao caso de raízes, tubérculos e hortaliças folhosas). A diferença de redução total de patógenos requerida entre as opções A e B, C, D decorre da maior contaminação esperada em raízes e tubérculos e, portanto, do maior risco de infecção associado ao consumo destas culturas (Tabela 2.3). Nas opções C e D, o requerimento de remoção de patógenos é contrabalançada com a maior ou menor intensidade de contato entre a água de irrigação e as culturas irrigadas, minimizada com o emprego de irrigação por gotejamento e o cultivo de plantas que crescem mais distantes do nível do solo.

Para a irrigação irrestrita, a utilização de efluentes tratados por técnicas com reduzida capacidade de remoção de patógenos (por exemplo, tanques sépticos ou reatores UASB) poderia ser acomodada ao emprego de técnicas de irrigação com elevado potencial de minimização da exposição (contato solo-água-planta-trabalhadores), por exemplo a irrigação subsuperficial (opção H). No caso de agricultura com baixo nível tecnológico e uso intensivo de mão de obra (elevada exposição) (opção F) é de se esperar que meta de remoção de vírus, bactérias e protozoários ($4 \log_{10}$) ($10^3 - 10^4 E.coli$ 100 mL⁻¹) seja inteiramente garantida por meio do tratamento dos esgotos. No caso de agricultura com elevado nível tecnológico e mecanização (opção G), supondo-se portanto, exposição menos acentuada, seriam recomendadas 3 unidades logarítmicas de remoção, isto é, um efluente tratado com $10^4 - 10^5 E.coli$ 100 mL⁻¹. Nas três opções, medidas de proteção adicionais, como a técnica de irrigação empregada ou a utilização de equipamentos de proteção individual poderiam, em tese, contribuir para elevados níveis de proteção, comparáveis ao da opção A.

Cabe notar o grande avanço das diretrizes da OMS ao incorporar em sua formulação ferramentas de avaliação de risco e diferentes cenários de exposição. Entretanto, em que pese o detalhamento e a sofisticação das formulações, sua tradução objetiva em termos de qualidade de efluentes permanece bastante similar aos critérios vigentes na versão anterior (Tabela 2.5).

Tabela 2.6 Diretrizes da OMS o uso agrícola de esgotos sanitários (2006).

Categoria irrigação	Opção ⁽¹⁾	Tratamento de esgotos e remoção de patógenos (\log_{10}) ⁽²⁾	Qualidade do efluente	
			<i>E. coli</i> 100 mL ⁻¹ ⁽³⁾	Ovos helmintos L ⁻¹
Irrestrita	A	4	$\leq 10^3$	≤ 1 ^{(4) (5)}
	B	3	$\leq 10^4$	
	C	2	$\leq 10^5$	
	D	4	$\leq 10^3$	
	E	6 ou 7	$\leq 10^1$ ou 10^0	
Restrita	F	4	$\leq 10^4$	
	G	3	$\leq 10^5$	
	H	< 1	$\leq 10^6$	

(1) Combinação de medidas de proteção à saúde (ver Figura 2.1). (A): cultivo de raízes e tubérculos; (B): cultivo de folhosas; (C): irrigação localizada de plantas que se desenvolvem distantes do nível do solo; (D): irrigação localizada de plantas que se desenvolvem rentes ao nível do solo; (E): qualidade de efluentes alcançável com o emprego de técnicas de tratamento tais como tratamento secundário + coagulação + filtração + desinfecção; qualidade dos efluentes avaliada ainda com o emprego de indicadores complementares (por exemplo, turbidez, SST, cloro residual); (F): agricultura de baixo nível tecnológico e mão de obra intensiva; G: agricultura de alto nível tecnológico e altamente mecanizada; (H): técnicas de tratamento com reduzida capacidade de remoção de patógenos (por exemplo, tanques sépticos ou reatores UASB) associada ao emprego de técnicas de irrigação com elevado potencial de minimização da exposição (irrigação subsuperficial). (2) remoção de vírus que associada a outras medidas de proteção à saúde corresponderia à uma carga de doenças virais tolerável $\leq 10^{-6}$ DALY ppa e riscos menores de infecções bacterianas e por protozoários. (3) Qualidade do efluente correspondente à remoção de patógenos indicada em (2). (4) No caso de exposição de crianças (15 anos) recomenda-se um padrão e, ou, medidas complementares mais exigentes: $\leq 0,1$ ovo L⁻¹, utilização de equipamentos de proteção individual, tratamento quimioterápico. No caso da garantia da remoção adicional de 1 \log_{10} na higiene dos alimentos pode-se admitir ≤ 10 ovos L⁻¹. (5) Média aritmética em pelo menos 90 % do tempo, durante o período de irrigação. A remoção requerida de ovos de helmintos (\log_{10}) depende a concentração presente no esgoto bruto. Com o emprego de lagoas de estabilização, o tempo de detenção hidráulica pode ser utilizado como indicador de remoção de helmintos. No caso da utilização de técnicas de tratamento mais complexas (opção E), o emprego de outros indicadores (por exemplo, turbidez ≤ 2 uT) pode dispensar a verificação do padrão ovos helmintos. No caso de irrigação localizada, em que não haja contato da água com as plantas e na ausência de riscos para os agricultores (por exemplo, opção H) o padrão ovos de helmintos poderia ser dispensável.

Fonte: Adaptado de WHO (2006a)

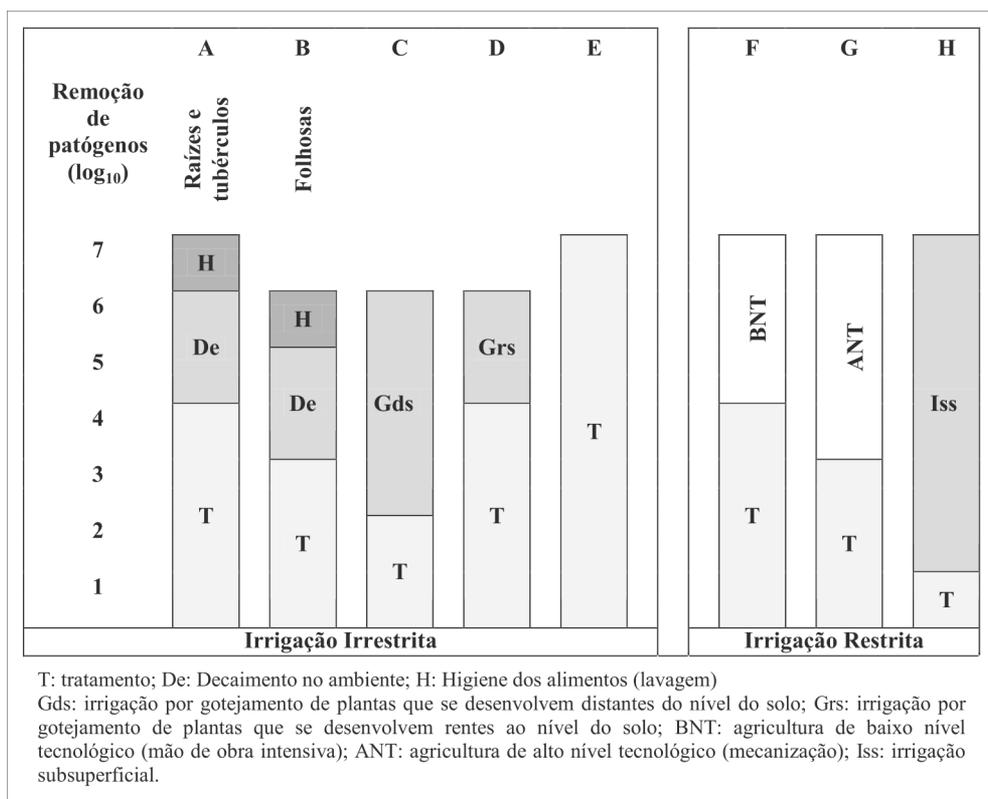


Figura 2.3 Exemplos de combinação de medidas de proteção à saúde para uma carga de doenças tolerável 10^{-6} DALY ppa
 Fonte: Adaptado de WHO (2006a)

Substâncias químicas que representam risco à saúde

Como especificado no item sobre o Risco à Saúde – Aspectos conceituais, a OMS sugere limites máximos toleráveis para a concentração de contaminantes no solo (C_{solo}), como recomendações de proteção à saúde humana. Na Tabela 2.7 apresentam-se os limites para as substâncias selecionadas com base em AQRQ (CHANG *et al.*, 2002; WHO, 2006a).

Tabela 2.7 Concentração máxima tolerável de contaminantes em solos (C_{solo}) irrigados com águas residuárias (mg/kg solo-1)

Parâmetro	C_{solo}	Parâmetro	C_{solo}	Parâmetro	C_{solo}
Boro	1,7	Benzo[a]pireno	16	Heptacloro	0,18
Cádmio	4	Clordano	3	Hexaclorobenzeno	1,4
Chumbo	84	Clorobenzeno	211	Lindano	12
Fluoreto ⁽²⁾	635	Clorofórmio	0,47	Metoxicloro	4,27
Mercúrio	7	2,4 D	0,25	PCBs	0,89
Molibidênio	0,6	2,4,5 T	3,82	Pentaclorofenol	14
Níquel	107	DDT	1,54	Pireno	41
Selênio	6	Diclorobenzeno	15	Tetracloroeto de Carbono	1,25
Tálio	0,3	Dieldrin	0,7	Tetracloroetileno	0,54
Vanádio	0,7	Dioxinas	0,00012	Tolueno	12
Aldrin	0,48	Estireno	0,68	Toxafeno	0,0013
Benzeno	0,14	Ftalato	13.733	Tricloroeteno	0,68

Fonte: WHO (2006a)

Requisitos de qualidade da água de interesse agrícola

Quando se pretende a utilização de esgotos sanitários para irrigação, além dos aspectos de saúde humana e animal¹⁴, devem ser considerados: (i) o potencial fertilizante dos esgotos sanitários, procurando-se o melhor balanço possível entre a demanda e a oferta de água e nutrientes; (ii) os efeitos da qualidade da água sobre o solo e as plantas, tais como o potencial de salinização e de comprometimento da capacidade de infiltração do solo, ou a toxicidade à íons específicos, (iii) o potencial de contaminação da água subterrânea e (iv) os problemas nos sistemas de irrigação.

Na seqüência, ainda que brevemente, discute-se as diretrizes para interpretar qualidade físico-química da água para irrigação. As questões relativas ao potencial fertilizante dos esgotos sanitários, dos efeitos sobre os solos e as plantas, além do potencial de contaminação de aquíferos são tratadas em maiores detalhes nos Capítulos 5 e 6 deste livro.

Diretrizes para interpretar a qualidade físico-química da água para irrigação

O manejo adequado da irrigação envolve a compatibilização entre a

14. Os aspectos de saúde animal são tratados no capítulo 8 desta publicação.

técnica de irrigação utilizada, a qualidade da água, as características do solo e das culturas irrigadas. Além disso, os efeitos da qualidade da água sobre o solo e as plantas são influenciados pelas condições climáticas locais.

Salinidade

A salinidade da água e do extrato solúvel do solo é medida pela condutividade elétrica (CEa; CEes). A condutividade elétrica da água representa sua capacidade de transmitir a corrente elétrica em função da presença de substâncias dissolvidas, principalmente inorgânicas, que se dissociam em cátions e ânions. Simplificadamente, a condutividade elétrica representa a concentração de íons, estando, portanto, associada à concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT) e à salinidade. Segundo Rhoades *et al.*, (2000) genericamente, pode-se estimar que:

- SDT (mg L⁻¹) 640 CE (dS m⁻¹) para 0,1 < CE < 5,0 dS m⁻¹
- SDT (mg L⁻¹) 800 CE (dS m⁻¹) para CE > 5,0 dS m⁻¹

Os sais contidos nas águas de irrigação podem se acumular na solução do solo na zona radicular, comprometendo a absorção de água pelas plantas devido aos efeitos osmóticos. A irrigação com águas salinas exige a manutenção da salinidade do extrato solúvel do solo entre os níveis de tolerância das plantas (capacidade de adaptação osmótica) o que pode ser obtido por lixiviação (aplicação de lâminas de águas superiores à consumida pela cultura). Entretanto, se a salinidade for muito elevada e o solo for pouco permeável isto pode se tornar impraticável. O nível de salinidade da zona radicular tolerável pelas plantas sem afetar seu rendimento (salinidade limiar), bem como a queda de rendimento com o aumento da salinidade do extrato de saturação do solo, podem ser expressos pela Equação 2.9.

$$CEes = [100 + (b SL - Y)] / b$$

Equação 2.9

onde:

Y = rendimento potencial (%)

CEes = salinidade do extrato de saturação do solo (dS m⁻¹);
salinidade tolerada pela cultura associada ao rendimento potencial Y

SL = salinidade limiar da cultura (dS m⁻¹)

b = diminuição do rendimento por aumento unitário da salinidade acima do valor de SL, determinado por meio da Equação 2.10:

$$b = (100) / (CEes \text{ para } Y = 0\% - SL) \quad \text{Equação 2.10}$$

A relação entre a CEa e a CEes depende da fração de lixiviação (Equação 2.11 e Tabela 2.8) e reflete as alterações de salinidade do solo de mais longo prazo, decorrentes do uso continuado da água.

$$CEes = fc * CEa \quad \text{Equação 2.11}$$

onde:

Fc = fator de concentração

Tabela 2.8 Fator de concentração para estimar a salinidade do extrato de saturação do solo a partir da salinidade da água e da fração de lixiviação

Fração de lixiviação (FL)	Água necessária (% ETc)	Fator de concentração (fc)
0,05	105,3	3,2
0,10	111,1	2,1
0,15	117,6	1,6
0,20	125,0	1,3
0,25	133,3	1,2
0,40	166,7	0,9
0,60	250,0	0,7
0,70	333,3	0,6
0,80	500,0	0,6

Fonte: Rhoades *et al.* (2000)

Este procedimento permite classificar as culturas em termos de tolerância relativa: sensível ($CE_{es} < 1,3 \text{ dS m}^{-1}$), moderadamente sensível ($1,3 < CE_{es} < 3 \text{ dS m}^{-1}$), moderadamente tolerante ($3 < CE_{es} < 6 \text{ dS m}^{-1}$) e tolerante ($6 < CE_{es} < 10 \text{ dS m}^{-1}$) (AYERS; WESTCOT, 1991).

Neste critério considera-se uma fração de lixiviação em torno de 15% a 20% (ou $CEes = 1,5 CEa$), pois valores acima destes requereriam quantidades excessivas de água de lixiviação, consideradas pouco práticas. Com base nas Equações 2.9 e 2.10 pode-se, portanto, construir tabelas de tolerância à salinidade para as mais diversas culturas e seu rendimento potencial em função da salinidade do solo ou da água (em geral listando o rendimento potencial de 100%, 90%, 75%, 50% e 0%) (AYERS; WESTCOT, 1991; RHOADES *et al.*, 2000).

Infiltração

A qualidade da água de irrigação pode reduzir a condutividade hidráulica (permeabilidade) do solo. Em geral, os efeitos se dão nas camadas superficiais do solo, comprometendo a infiltração e o alcance da zona radicular e, portanto, a renovação da água consumida pela cultura entre duas irrigações.

O cálcio contribui para a estabilidade dos agregados e estrutura do solo. O sódio provoca a dispersão de minerais de argila, o que pode causar a obstrução dos poros do solo. Além disso, o efeito do excesso de Na são potencializados quando a relação Ca/Mg é menor que a unidade, porque o excesso de Mg-trocável no solo pode induzir à deficiência de Ca. A relação entre esses três cátions (Na : Ca : Mg) é expressa pelo parâmetro Relação de Adsorção de Sódio RAS¹⁵.

$$RAS = Na^+ / [(Ca^{+2} + Mg^{+2} / 2)]^{1/2} \text{ (mmol L}^{-1}\text{)}^{0,5} \quad \text{Equação 2.12}$$

onde:

Na⁺ = concentração de sódio na água de irrigação (mmol_c L⁻¹)

Ca⁺² = concentração de cálcio na água de irrigação (mmol_c L⁻¹)

Mg⁺² = concentração de magnésio na água de irrigação (mmol_c L⁻¹)

De fato, tanto a salinidade quanto a sodicidade da água afetam a velocidade de infiltração da água no solo. Águas com baixa salinidade tendem a dissolver os sais e minerais do solo (inclusive o cálcio), lixiviando-os. Isto, somado à contínua aplicação de água com elevada RAS (elevada proporção de sódio em relação ao cálcio), constitui a pior combinação para a estabilidade dos agregados do solo e estrutura das camadas superficiais. Portanto, os problemas de infiltração são avaliados, em conjunto, por meio da salinidade (CE) e sodicidade da água (RAS).

15. ARAS calculada com a Equação 2.12 não leva em consideração os teores de Ca da água do solo, que podem se alterar durante ou após a irrigação devido à dissolução de sais de Ca do solo pelo dióxido de carbono (aumentando sua concentração na solução do solo), ou à precipitação, geralmente na forma de carbonato de cálcio (diminuindo sua concentração na solução do solo). Dessa forma, a tendência mais atual é utilizar a RAS corrigida, ajustando a concentração de Ca na água ao valor de equilíbrio esperado após a irrigação. A literatura especializada traz informações sistematizadas (em formas de tabelas) sobre concentrações de Ca na água do solo próxima à superfície, decorrentes da irrigação com água de determinada relação HCO₃/Ca e Cea (AYERS; WESTCOT,1991).

Toxicidade por íons específicos

Em tese, todo íon absorvido em excesso pode exercer efeitos tóxicos, usualmente pelo acúmulo nas folhas com a transpiração das plantas. Assim como para a salinidade, as diversas culturas apresentam tolerância variada à toxicidade por íons específicos, ou à toxicidade combinada por diferentes íons. Dentre os íons mais tóxicos destacam-se os cloretos, o sódio e o boro, os quais ao serem absorvidos com a água podem se acumular nas folhas causando danos como queimaduras ou necroses. Na irrigação por aspersão, o sódio e os cloretos também podem ser absorvidos diretamente pelas folhas. Vários oligoelementos podem ser tóxicos às plantas, mesmo em baixas concentrações.

Na Tabela 2.9 são apresentados critérios usualmente empregados para avaliar a qualidade da água para irrigação, considerando o grau de restrição de uso de águas em termos de salinidade (CE), sodicidade (RAS), toxicidade de elementos químicos específicos e problemas de obstrução em sistemas de irrigação localizada.

Observações Tabela 2.9:

(1) Restrição de uso: (i) nenhuma – ausência de problemas potenciais nas culturas, no solo ou nos sistemas de irrigação; (ii) ligeira a moderada – exige cuidado na seleção das culturas e das alternativas de manejo para se garantir o máximo potencial de rendimento; (iii) severa – indica o aparecimento de problemas maiores no solo, nas culturas ou nos sistemas de irrigação e exige estratégias de manejo efetivas para se preservar rendimentos aceitáveis. Os valores atribuídos para cada categoria de restrição são apenas indicativos.

(2) CEes = 1,5 CEa para uma fração de lixiviação em torno de 15% a 20%

(3) A maioria das culturas arbóreas e plantas lenhosas são sensíveis ao sódio e ao cloreto. Para a maioria das culturas anuais que não são sensíveis, pode-se recorrer a informações de tolerância à salinidade. As diretrizes indicadas na tabela devem ser complementadas por informações mais específicas de tolerância das diversas culturas ao boro, cloretos, sódio e bicarbonatos.

(4) Concentrações máximas na água de irrigação para prevenir efeitos cumulativos no solo: longo prazo – baseados em uma taxa de aplicação de 10.000 m³ ha⁻¹.ano: curto prazo (até 20 anos) – recomendados para solos de textura fina, neutros ou alcalinos, com elevada capacidade de remoção de elementos diversos.

Tabela 2.9 Diretrizes para a interpretar a qualidade da água para irrigação

Parâmetro	Restrição de uso ⁽¹⁾		
	Nenhuma	Ligeira - Moderada	Severa
Salinidade ⁽²⁾			
CEa (dS m ⁻¹)	< 0,7	0,7 - 3,0	> 3,0
SDT (mg L ⁻¹)	< 450	450 - 2.000	> 2.000
Infiltração (avaliada usando CEa e RAS simultaneamente)			
RAS	CEa (dS m ⁻¹)		
0 - 3	> 0,7	0,7 - 0,2	< 0,2
3 - 6	> 1,2	1,2 - 0,3	< 0,3
6 - 12	> 1,9	1,9 - 0,5	< 0,5
12 - 20	> 2,9	2,9 - 1,3	< 1,3
20 - 40	> 5,0	5,0 - 2,9	< 2,9
Toxicidade de elementos químicos específicos (afeta culturas sensíveis) ⁽³⁾			
Sódio (Na)			
Irrigação superficial (RAS)	< 3	3 - 9	> 9
Irrigação por aspersão (mg L ⁻¹)	< 70	> 70	
Cloro (Cl ⁻) (mg L ⁻¹)			
Irrigação superficial	< 140	140 - 350	> 350
Irrigação por aspersão	< 100	> 100	
Boro (B) (mg L ⁻¹)			
Irrigação por aspersão	< 0,7	0,7 - 3	> 3
Bicarbonato (HCO ₃ ⁻) (mg L ⁻¹)			
Irrigação por aspersão	< 90	90 - 500	> 500
Cloro residual livre (Cl ₂) (mg L ⁻¹)			
Irrigação por aspersão	< 1	1 - 5	> 5
pH	Faixa normal: 6,5 - 8,4		
Problemas de obstrução em sistemas de irrigação localizada			
Sólidos em suspensão (mg L ⁻¹)	< 50	50 - 100	> 100
pH	< 7	7 - 8	> 8
Sólidos dissolvidos (mg L ⁻¹)	< 500	500 - 2.000	> 2.000
Manganês (mg L ⁻¹)	< 0,1	0,1 - 1,5	> 1,5
Ferro (mg L ⁻¹)	< 0,1	0,1 - 1,5	> 1,5
Ácido sulfúrico (mg L ⁻¹)	< 0,5	0,5 - 2,0	> 2,0
Bactérias heterotróficas (org L ⁻¹)	< 10.000	10.000 - 20.000	> 50.000
Concentrações máximas recomendáveis de oligoelementos em água de irrigação (mg L ⁻¹) ⁽⁴⁾			
	Efeitos de longo prazo	Efeitos de curto prazo	
Alumínio (Al)	5,0	20,0	
Arsênio (As)	0,1	2,8	
Berílio (Be)	0,1	0,5	
Cádmio (Cd)	0,01	0,05	
Cobalto (Co)	0,05	5,0	
Cromo (Cr)	0,1	10,0	
Cobre (Cu)	0,2	5,0	
Fluoreto (F)	1,0	15,0	
Ferro (Fe)	5,0	20,0	
Lítio (Li)	2,5	2,5	
Manganês (Mn)	0,2	10,0	
Molibidênio (Mo)	0,01	0,05	
Selênio (Se)	0,02	0,02	
Vanádio (va)	0,1	1,0	
Zinco (Zn)	2,0	10,0	

Fonte: Adaptado de WPCF (1989), Ayers e Westcot. (1991), USEPA (2004a)

Utilização de esgotos sanitários na piscicultura

Neste capítulo apenas serão abordados os aspectos de saúde. Informações sobre a qualidade de água do ponto de vista da produção são discutidas no Capítulo 8 deste livro. A discussão em torno dos critérios de qualidade microbiológica para a utilização de esgotos sanitários em piscicultura será desenvolvida com base nas diretrizes recomendadas pela OMS, por serem estas uma das poucas informações suficientemente sistematizadas e bem fundamentadas.

Com base no conhecimento disponível sobre os riscos à saúde humana associados ao uso de esgotos sanitários em piscicultura, em 1989 a OMS propôs as seguintes diretrizes sanitárias: 10^3 CTer 100 mL^{-1} no tanque de piscicultura ou 10^4 CTer 100 mL^{-1} no afluente ao tanque de piscicultura e ausência de ovos de helmintos (trematóides) (WHO 1989). Assim como para o reúso agrícola, a recente atualização das diretrizes da OMS para a piscicultura recebeu o enfoque de AQRM e *burden of disease*, somado às evidências epidemiológicas da transmissão de doenças (WHO, 2006b). Neste sentido, importa identificar os grupos de risco expostos e os agentes/doenças associados a este fator de risco (identificação de perigos), além das metas de saúde estabelecidas caso a caso (Tabela 2.10).

Tabela 2.10 Perigos, grupos de risco e metas de saúde de interesse para a avaliação e gerenciamento de risco em piscicultura com a utilização de esgotos sanitários

Perigo	Grupo de risco	Meta de saúde
Organismos patogênicos de origem fecal	risco do consumidor ⁽¹⁾ , risco do trabalhador/ocupacional ⁽²⁾ , risco da população vizinha ⁽³⁾	$\leq 10^{-6}$ DALY ppa ⁽⁴⁾
Trematóides	risco do consumidor	ausência de infecções
Esquistossomose	risco do trabalhador/ocupacional, risco da população vizinha	ausência da doença
Substâncias químicas	risco do consumidor	IDA ⁽⁵⁾
Irritações de pele Doenças dérmicas	risco do trabalhador/ocupacional, risco da população vizinha	ausência de doenças
Doenças relacionadas à vetores	risco do trabalhador/ocupacional, risco da população vizinha	ausência de doenças

(1) incluindo os consumidores e as pessoas envolvidas na comercialização e no processamento do produto. (2) trabalhadores em contato direto com a água de cultivo e peixes. (3) relacionado à população que habita ou circula por áreas vizinhas às áreas onde se pratica a irrigação com esgotos (4) carga de doença tolerável. (5) Ingestão Diária Aceitável (tolerável), de acordo com o *Codex Alimentarius Commission*.

Fonte: Adaptado de WHO (2006b)

Em relação à transmissão de doenças de *veiculação hídrica* associada ao uso de esgotos sanitários em piscicultura, reconhecem-se três mecanismos principais: (i) transmissão passiva de patogênicos por meio de peixes contaminados, por ingestão ou manipulação; (ii) transmissão de helmintos que têm os peixes como hospedeiros intermediários; (iii) transmissão de helmintos que têm como hospedeiros intermediários outros componentes da biota aquática (EDWARDS,1992).

Patógenos de origem entérica (fecal) humana (bactérias, vírus e protozoários) podem ser transportados para as escamas, as guelras, o líquido intraperitoneal, as vias digestivas e os músculos dos peixes. Há, entretanto, evidências de que a colonização do músculo por bactérias só ocorre quando da presença de elevadas densidades no trato intestinal; isto porque existiriam mecanismos de defesa natural no organismo dos peixes, acima dos quais as bactérias não são destruídas e conseguem penetrar nos tecidos (BURAS et al., 1987). Diversos trabalhos indicam que a penetração de bactérias no músculo dos peixes só ocorre quando sua densidade na água estiver acima de 10^4 - 10^5 organismos por 100mL, dependendo também de condições de estresse metabólico dos peixes (EDWARDS, 1992; WHO, 2006b). Embora as evidências de transmissão passiva de bactérias, vírus e protozoários sejam praticamente inexistentes, não se pode descartar essa hipótese, não somente relacionada ao consumo de peixes mal cozidos mas também à manipulação e preparo.

Em um dos poucos estudos epidemiológicos conhecidos, risco em excesso de doenças diarreicas foi identificado em crianças com exposição intensa à piscicultura com a utilização de excretas associado com o consumo de peixes e, principalmente, com o contato com a água do tanque de piscicultura ($3,9 \times 10^4$ CTer 100 mL⁻¹) (WHO, 2006b). Simulações (AQRM) de intensa exposição (ingestão de 10 - 100 mL por dia de água de tanques de piscicultura durante 300 dias por ano) indicaram que a meta de carga de doenças 10^6 DALY ppa é alcançável com a utilização de efluentes de lagoas de estabilização com 10^3 - 10^4 *E.coli* 100 mL⁻¹. Portanto, a OMS sugere o seguinte padrão de qualidade da água, em termos de médias geométricas: (i) proteção da saúde do trabalhador e do público com acesso às áreas de piscicultura, 10^3 *E.coli* 100 mL⁻¹ no tanque de piscicultura ou 10^4 *E.coli* 100 mL⁻¹ no afluente ao tanque; (ii) proteção dos consumidores, 10^4 *E.coli* 100 mL⁻¹ no tanque de piscicultura ou 10^5 *E.coli* 100 mL⁻¹ no afluente ao tanque (estimando-se uma redução de 1 log₁₀ no

tanque, por decaimento adicional ou efeito de diluição) (WHO, 2006b)¹⁶.

Os helmintos de maior interesse no caso de uso de esgotos sanitários em piscicultura são os trematóides, particularmente *Chlonorchis* sp., *Opisthorchis* sp., *Paragominus* sp. *Fasciola* spp. e *Shistosoma* sp. Destes a *Fasciola hepatica*, o *Paragominus westermani* e o *Shistosoma mansoni* apresentam importância epidemiológica na América do Sul e no Brasil. O ciclo biológico destes organismos inclui hospedeiros aquáticos intermediários, a partir dos quais as cercárias podem encontrar hospedeiros humanos via ingestão (*Fasciola* e *Paragominus*) ou penetração cutânea (*Shistosoma*) (EDWARDS, 1992; WHO, 2006b). Se as evidências de transmissão de nematóides patogênicos humanos são praticamente inexistentes, não se pode ignorar esta possibilidade no caso do contato com a água e de manipulação ou consumo de peixes que se alimentam de material bentônico (por exemplo a carpa), uma vez que protozoários e helmintos tendem a sedimentar em lagoas de estabilização ou tanques de piscicultura.

Neste caso, ao se reconhecer a insuficiência de informações para a aplicação da metodologia de AQRM e estimativa de DALYs ppa, as diretrizes da OMS apontam para a minimização ou ausência de riscos potenciais, sugerindo os seguintes padrões de qualidade da água: ausência de ovos de trematóides e 1 ovo nematóides L⁻¹ (média aritmética).

Dentre as doenças microbianas de origem hídrica importam ainda as relacionadas a vetores, no caso do Brasil com clara atenção à possibilidade de proliferação do vetor da dengue (*Aedes aegypti*). O risco associado a substâncias químicas constituirá problema (ou não) dependendo da origem dos esgotos; a OMS apresenta limites a serem observados nos peixes (WHO, 2006b). Cabe ainda atenção ao potencial problema da proliferação de cianobactérias em lagoas de estabilização ou em tanques de piscicultura e a liberação de cianotoxinas. Embora existam sugestões de que algumas espécies de peixes (por exemplo, tilápia e carpa) evitem o consumo de plâncton na presença de células tóxicas, há outras evidências que a exposição prolongada a elevadas concentrações pode levar à

16. Na prática as diretrizes atualizadas permanecem essencialmente as mesmas anteriormente vigentes.

acumulação de cianotoxinas nos peixes (WHO, 2006b). Enquanto não se reúnem subsídios suficientes para o estabelecimento de limites de toxinas em pescado, importa destacar as seguintes informações em termos de limites estabelecidos ou sugeridos de Ingestão Diária Tolerável e Valores Máximos Permitidos em água para consumo humano, estimados com base em AQRQ: microcistinas $1 \mu\text{g L}^{-1}$ ⁽¹⁷⁾, cilindropermopsina $15 \mu\text{g L}^{-1}$ e saxitoxinas: $3 \mu\text{g L}^{-1}$ ⁽¹⁸⁾.

Reúso Urbano e Industrial

Para efeito de organização deste tópico, serão consideradas as categorias de reúso urbano definidas pela USEPA: usos urbanos restritos e irrestritos (USEPA, 2004a) ¹⁹. O que define as duas categorias é o grau de restrição de acesso ao público (controle da exposição) e, conseqüentemente, as exigências de tratamento e o padrão de qualidade de efluentes (Tabela 2.11) ²⁰. Em geral percebe-se uma correspondência de exigências entre os usos urbanos restritos e irrestritos, irrigação restrita e irrestrita (Tabela 2.4), cabendo aqui toda a análise crítica desenvolvida no item **Reúso Agrícola – Irrigação com Esgotos Sanitários**.

As exigências de remoção de matéria orgânica (DBO) e sólidos (SST), dependendo do tipo de uso, são justificadas em termos de inconvenientes estéticos (aparência, maus odores), disponibilidade de nutrientes para o crescimento microbiano e comprometimento da desinfecção. Os coliformes servem de indicadores da eficiência de desinfecção e a turbidez, como indicador estético e indicador auxiliar da remoção de patógenos (ver item **Reúso Agrícola – Irrigação com Esgotos Sanitários**).

17. $IDT = 0,04 \mu\text{g kg}_{\text{pc}}^{-1} \text{d}^{-1}$; $pc = 60 \text{ kg}$; $P = 0,8$; $C = 2 \text{ L d}^{-1}$ (ver equação 5). Valor diretriz da OMS e estabelecido no padrão de potabilidade brasileiro (WHO, 2004; BRASIL, 2004).

18. Valores sugeridos na literatura internacional e recomendados no padrão de potabilidade brasileiro (AZEVEDO; BRANDÃO, 2003; BRASIL, 2004).

19. Este texto contém algumas interpretações de responsabilidade dos autores deste capítulo. Recomenda-se a leitura do documento original da EPA (USEPA, 2004a).

20. Os padrões de qualidade estabelecidos nas legislações estaduais variam em torno do apresentado na Tabela 2.11; entretanto este representa em boa medida os padrões praticados nos EUA. Em alguns estados não há distinção entre usos restritos e irrestritos.

As diretrizes da OMS pouco se dedicam aos usos urbanos, referindo-se apenas à irrigação de parques e jardins e para o que sugere um padrão de $\Rightarrow 200$ CTer 100 mL^{-1} (WHO, 1989).

Tabela 2.11 Diretrizes da USEPA para usos urbanos de esgotos sanitários

Tipo de irrigação e cultura	Processo de tratamento	Qualidade do efluente
Usos urbanos irrestritos irrigação (campos de esporte, parques, jardins e cemitérios, etc) e usos ornamentais e paisagísticos em áreas com acesso irrestrito ao público, descarga de toaletes ²¹ , combate a incêndios, lavagem de veículos, limpeza de ruas e outros usos com exposição similar	Secundário + filtração + desinfecção ⁽¹⁾⁽²⁾⁽³⁾	pH 6 a 9 DBO $\leq 10 \text{ mg L}^{-1}$. Turbidez $\leq 2 \text{ uT}$ ⁽⁴⁾ CRT $\geq 1 \text{ mg L}^{-1}$ ⁽⁵⁾⁽⁶⁾⁽⁷⁾ CTer ND ⁽⁸⁾⁽⁹⁾ Organismos patogênicos ND
Usos urbanos restritos irrigação (parques, canteiros de rodovias, etc.) e usos ornamentais e paisagísticos em áreas com acesso controlado ou restrito ao público, abatimento de poeira em estradas vicinais, usos na construção (compactação do solo, abatimento de poeira, preparação de argamassa e concreto, etc.)	Secundário + desinfecção ⁽¹⁾	pH 6 a 9 DBO $\leq 30 \text{ mg L}^{-1}$. SST $\leq 30 \text{ mg L}^{-1}$ CRT $\geq 1 \text{ mg L}^{-1}$ ⁽⁵⁾ CTer $\leq 200 \text{ 100 mL}^{-1}$ ⁽¹⁰⁾⁽¹¹⁾

ND: não detectável; CTer: coliformes termotolerantes; CRT: cloro residual total.

- (1) Tratamento secundário é considerado aquele capaz de produzir efluentes com DBO e SST $\leq 30 \text{ mg L}^{-1}$.
- (2) A coagulação química pré-filtração pode ser necessária para o atendimento da qualidade do efluente recomendada.
- (3) O efluente tratado deve apresentar aparência e odores não objetáveis.
- (4) Turbidez pré-desinfecção, média diária; nenhuma amostra $> 5 \text{ uT}$ (ou 5 mgL SST L^{-1}).
- (5) Cloro residual total após tempo de contato mínimo de trinta minutos.
- (6) Residuais ou tempos de contato mais elevados podem ser necessários para a garantia de inativação de vírus e parasitas.
- (7) Em sistemas de distribuição CTRT $\geq 0,5 \text{ mg L}^{-1}$ para prevenir o desprendimento de odores e a formação de biofilmes.
- (8) Média móvel de sete dias; nenhuma amostra > 14 CTer 100 mL^{-1} .
- (9) Em situações de maior controle da exposição admite-se tratamento secundário + desinfecção e CTer $< 14 \text{ 100 mL}^{-1}$.
- (10) Média móvel de sete dias; nenhuma amostra > 800 CTer 100 mL^{-1} ; lagoas de estabilização podem alcançar o critério de qualidade sem a necessidade de desinfecção.
- (11) Desinfecção mais rigorosa (< 14 CTer 100 mL^{-1}) em situações de menor controle da exposição.

Fonte: Adaptado de USEPA (2004a)

Para usos industriais a USEPA recomenda essencialmente os mesmos critérios de qualidade dos usos urbanos restritos (Tabela 2.11), com a observação de que usos específicos podem requerer tratamento terciário adicional para a prevenção de corrosão (redução da condutividade elétrica,

21. Ver Capítulo 4 desta publicação para referências às normas vigentes em outros países para descarga de toaletes e a respectiva discussão em termos de riscos associados.

cloretos, sólidos totais) e incrustação (remoção de cálcio, magnésio, sílica, alcalinidade, sulfatos, fosfatos e fluoretos), formação de biofilmes (remoção de nutrientes e de carbono prontamente assimilável) e formação de espumas. Em geral, estar-se-ia referindo a processos de estabilização química e biológica da água (ver Capítulo 4).

Subsídios à Regulamentação do Reúso da Água no Brasil – Utilização de Esgotos Sanitários Tratados²²

Com base no estado da arte do conhecimento (em parte apresentada neste livro) adiantam-se a seguir sugestões de critérios de qualidade para a utilização de esgotos sanitários para as seguintes modalidades de reúso da água: uso agrícola, usos urbanos e em piscicultura. As sugestões apresentadas limitam-se, essencialmente, a critérios de proteção à saúde (qualidade microbiológica). Demais parâmetros devem ser objeto, no mínimo, de observação de critérios de boas práticas aplicáveis a cada tipo de uso da água.

Os critérios sugeridos encontram consistência com os padrões tecnológicos de tratamento de esgotos de amplo emprego no país, acomodando técnicas de tratamento simplificadas, mas sem omitir a possibilidade do emprego de técnicas de maior complexidade. Além disso, o conhecimento acumulado, inclusive ao longo de dez anos de pesquisas no âmbito do PROSAB, assegura que o atendimento aos padrões de qualidade microbiológica de efluentes sugeridos é factível.

22. Além dos autores deste capítulo, a formulação dos critérios apresentados contou com a participação dos seguintes pesquisadores: Asher Kipershof (UFBA), Carlos Augusto de Lemos Chernicharo e Marcos von Sperling (UFMG), Lourdinha Florencio (UFPE), Luis Olinto Monteggia (UFRGS), Miguel Mansur Aisse (PUC-PR) e Roque Passos Piveli (USP).

Tabela 2.12 Diretrizes do PROSAB para o uso agrícola de esgotos sanitários

Categoria	CT_{er} 100mL⁻¹ (5)	ovos helmintos L⁻¹ (6)	Observações
Irrigação irrestrita ⁽³⁾	$\leq 1 \times 10^3$	≤ 1	$\leq 1 \times 10^4$ CT _{er} 100mL ⁻¹ no caso de irrigação por gotejamento de culturas que se desenvolvem distantes do nível do solo ou técnicas hidropônicas em que o contato com a parte comestível da planta seja minimizado
Irrigação restrita ⁽⁴⁾	$\leq 1 \times 10^4$	≤ 1	$\leq 1 \times 10^5$ CT _{er} 100mL ⁻¹ no caso da existência de barreiras adicionais de proteção ao trabalhador ⁽⁷⁾ . É facultado o uso de efluentes (primários e secundários) de técnicas de tratamento com reduzida capacidade de remoção de patógenos, desde que associado à irrigação subsuperficial ⁽⁸⁾

(1) Para o uso agrícola do esgoto tratado não há restrição de DBO, DQO e SST, sendo as concentrações efluentes uma consequência das técnicas de tratamento compatíveis com a qualidade microbiológica estipulada. Todavia, efluentes com concentrações elevadas desses parâmetros podem favorecer a formação de biofilmes e o entupimento de sistemas de irrigação (ver Capítulo 3).

(2) O padrão de qualidade de efluentes expresso apenas em termos de coliformes termotolerantes e ovos de helmintos aplicam-se ao emprego de sistemas de tratamento por lagoas. Nestes sistemas a remoção de (oo) cistos de protozoários é indicada pela remoção de ovos de helmintos. No caso de filtração terciária a turbidez deve ser utilizada como parâmetro indicador da remoção de protozoários. Para a irrigação irrestrita recomenda-se um padrão de turbidez ≤ 5 uT. Além disso, em sistemas que incluam a desinfecção deve-se recorrer aos parâmetros de controle da desinfecção (residual desinfetante e tempo de contato) necessários ao alcance do padrão estipulado para coliformes termotolerantes.

(3) Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura, inclusive culturas alimentícias consumidas cruas. Inclui também a hidroponia

(4) Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura não ingerida crua, inclui culturas alimentícias e não alimentícias, forrageiras, pastagens e árvores. Inclui também a hidroponia.

(5) Coliformes termotolerantes; média geométrica durante o período de irrigação, alternativa e preferencialmente pode-se determinar *E.coli*.

(6) Nematóides intestinais humanos; média aritmética durante o período de irrigação

(7) Barreiras adicionais de proteção encontradas em agricultura de elevado nível tecnológico, incluindo o emprego de irrigação localizada e equipamentos de proteção individual. Exclui-se desta nota a irrigação de pastagens e forrageiras destinadas à alimentação animal.

(8) Neste caso não se aplicam os limites estipulados de coliformes e ovos de helmintos, sendo a qualidade do efluente uma consequência das técnicas de tratamento empregadas.

Justificativas para os critérios apresentados

(i) consistência com os bem fundamentados estudos de avaliação de risco conduzidos sob os auspícios da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006a).

(ii) consistência com o estado da arte do conhecimento sobre remoção de patógenos por meio do tratamento de esgotos e sobre o alcance e limitações do emprego de indicadores para a avaliação da eficiência de remoção de organismos patogênicos.

(iii) o conhecimento acumulado permite inferir que efluentes de sistemas de tratamento por lagoas contendo 10^3 CTer 100mL^{-1} estejam livres de bactérias patogênicas e vírus. Estudos de Bastos *et al.* neste edital do PROSAB demonstraram o rápido decaimento de *Samonella* sp. em lagoas de polimento. Em sistemas de lagoas a remoção de (oo)cistos de protozoários é indicada pela remoção de ovos de helmintos. Estudos conduzidos neste edital do PROSAB (BASTOS *et al.*) e em editais anteriores (von SPERLING, *et al.*, 2003) confirmam a suficiência de TDH de 8 -10 dias para a remoção de ovos de helmintos. Para outros processos de tratamento não há indicadores microbiológicos aplicáveis para a remoção de parasitas. No caso de filtração terciária a turbidez deve ser utilizada utilizada como parâmetro indicador da remoção de protozoárioise, por conseguinte de ovos de helmintos. Em sistemas que incluem a desinfecção deve-se recorrer aos parâmetros de controle da desinfecção (residual desinfetante e tempo de contato) necessários ao alcance do padrão estipulado para coliformes termotolerantes.

(iv) os critérios sugeridos para a irrigação irrestrita têm por objetivo a proteção da saúde dos consumidores, dos trabalhadores e do público com acesso ou vizinho à áreas onde a irrigação é praticada.

(v) o padrão genérico de $\leq 10^3$ CTer 100mL^{-1} para a irrigação irrestrita apresenta margem de segurança se comparado com as diretrizes da OMS (mais restritivo). De toda forma encontra-se amparado também em estudos conduzidos no âmbito do PROSAB: Bastos *et al* (2003a) demonstraram que a irrigação com efluentes com este padrão de qualidade resulta em qualidade de hortaliças aceitável para consumo, de acordo com os critérios da legislação sanitária brasileira (BRASIL, 2001). As hortaliças irrigadas apresentaram qualidade microbiológica superior à de alfaces comercializadas em feiras livres locais.

(vi) a flexibilização assumida para o caso de irrigação irrestrita por gotejamento de culturas que se desenvolvem distantes do nível do solo também apresenta margem de segurança se comparada com as diretrizes da OMS (mais restritivo) e visa à proteção da saúde dos trabalhadores. Bastos *et al* (2003a) demonstraram que a irrigação superficial com efluentes com $\leq 10^4$ - 10^5 *E.coli* 100mL^{-1} resultou em qualidade aceitável para consumo de

hortaliças que se desenvolvem distanciadas do nível do solo, de acordo com os critérios da legislação sanitária brasileira (BRASIL, 2001). Em estudos conduzidos neste edital do PROSAB. Mota et al, demonstraram que a irrigação por microaspersão de mamão com efluentes contendo $10^1 - 10^5 E.coli 100mL^{-1}$ (média geométrica de $7,6 \times 10^3 E.coli 100mL^{-1}$) resultou em níveis não detectáveis de *E.coli* nos frutos (ver Capítulo 6 desta publicação).

(vii) a inclusão de técnicas hidropônicas na categoria de irrigação irrestrita encontra respaldo e margem de segurança em estudos conduzidos por Keller et al neste Edital do PROSAB: o cultivo hidropônico de alfaces com efluentes contendo $>10^3 E.coli 100mL^{-1}$ resultou em qualidade aceitável para consumo das hortaliças, de acordo com os critérios da legislação sanitária brasileira (BRASIL, 2001)(ver Capítulo 7 desta publicação).

(viii) os critérios sugeridos para a irrigação restrita têm por objetivo a proteção da saúde dos trabalhadores e do público com acesso ou vizinho a áreas onde a irrigação é praticada.

(ix) o padrão sugerido para a irrigação de pastagens e forrageiras para alimentação animal encontra respaldo e margem de segurança em estudos conduzidos por Bevilacqua et al. neste Edital do PROSAB e Bevilacqua et al. (2003) em editais anteriores: o cultivo de forrageira com efluente de UASB +BF (contendo $10^6 E.coli 100mL^{-1}$ e inoculada com elevadas populações de salmonela) não resultou em risco à saúde de animais alimentados com a forrageira irrigada ou no comprometimento da qualidade sanitária do leite de caprinos e da carcaça de bovinos no abate (ver Capítulo 8 desta publicação).

Tabela 2.13 Diretrizes do PROSAB para usos urbanos de esgotos sanitários ⁽¹⁾⁽²⁾

Categoria	CT_{er} 100mL⁻¹ ⁽⁶⁾	ovos helmintos L⁻¹ ⁽⁷⁾
Usos irrestritos ⁽³⁾	≤ 200	≤ 1
Usos restritos ⁽⁴⁾	≤ 1 x 10 ⁴	≤ 1
Uso predial ⁽⁵⁾	≤ 1 x 10 ³	≤ 1

(1) Para o uso urbano do esgoto tratado não há restrição de DBO, DQO e SST, sendo as concentrações efluentes uma conseqüência das técnicas de tratamento compatíveis com a qualidade microbiológica estipulada (verCapítulo 3). Para todos os usos recomenda-se que o efluente apresente qualidade esteticamente não objetável (ver também nota 5).

(2) O padrão de qualidade de efluentes expresso apenas em termos de coliformes termotolerantes e ovos de helmintos aplicam-se ao emprego de sistemas de tratamento por lagoas. Nestes sistemas a remoção de (oo)cistos de protozoários é indicada pela remoção de ovos de helmintos. No caso de filtração terciária a turbidez deve ser utilizada utilizada como parâmetro indicador da remoção de protozoários. Para os usos irrestritos recomenda-se um padrão de turbidez ≤ 5 u.T. Além disso, em sistemas que incluam a desinfecção deve-se recorrer aos parâmetros de controle da desinfecção (residual desinfetante e tempo de contato) necessários ao alcance do padrão estipulado para coliformes termotolerantes.

(3) irrigação (campos de esporte, parques, jardins e cemitérios, etc) e usos ornamentais e paisagísticos em áreas com acesso irrestrito ao público, limpeza de ruas e outros usos com exposição similar.

(4) irrigação (parques, canteiros de rodovias, etc.) e usos ornamentais e paisagísticos em áreas com acesso controlado ou restrito ao público, abatimento de poeira em estradas vicinais, usos na construção (compactação do solo, abatimento de poeira, etc.).

(5) Descarga de toaletes. Para efluentes com concentrações de DBO e NO₃ inferiores a 30 e 50 mg/l, respectivamente, e potencial de oxi-redução igual ou superior a 45 mV, não é esperada a geração de odores no sistema de armazenamento.

(6) Coliformes tertolerantes; média geométrica, alternativa e preferencialmente pode-se determinar *E. coli*.

(7) Nematóides intestinais humanos; média aritmética

Justificativas para os critérios apresentados

(i) consistência com os bem fundamentados estudos de avaliação de risco conduzidos sob os auspícios da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006a).

(ii) consistência com o estado da arte do conhecimento sobre remoção de patógenos por meio do tratamento de esgotos e sobre o alcance e limitações do emprego de indicadores para a avaliação da eficiência de remoção de organismos patogênicos.

(iii) os critérios sugeridos para os usos restritos e irrestritos têm por objetivo a proteção da saúde dos usuários e transeuntes em áreas e instalações com aplicação de efluentes, trabalhadores em contato direto com a água de reúso, solo, material e instalações onde o esgoto é aplicado ou utilizado.

(iv) o padrão de $\Rightarrow 10^2$ CT_{er} 100mL⁻¹ sugerido para usos urbanos irrestritos é baseado em sugestões da OMS para a irrigação de campos de esportes, parques e jardins com acesso irrestrito de público, incluindo a exposição de grupos mais sensíveis como crianças e idosos. Acedita-se que o critério possa ser coerentemente extrapolado para outros usos com características de exposição similar.

(v) o padrão de $\Rightarrow 10^4$ CT_{er} 100mL⁻¹ para usos urbanos restritos é assumido como coerente com o padrão mais exigente recomendado pela OMS para a irrigação restrita, assumindo para as duas situações características similares de exposição.

(vi) o padrão de $\Rightarrow 10^3$ CT_{er} 100mL⁻¹ para uso em descarga de toaletes encontra respaldo e margem de segurança em estudos de avaliação de risco disponíveis na literatura e em estudos conduzidos por Kiperstok et al. neste Edital do PROSAB sobre a qualidade microbiológica de selos hídricos de vasos sanitários em prédios públicos (ver Capítulo 4 desta publicação).

Tabela 2.14 Diretrizes do PROSAB para usos de esgotos sanitários em piscicultura ⁽¹⁾

Ponto de amostragem	CT _{er} 100mL ⁻¹ (2)	ovos helmintos L ⁻¹	
		Nematóides intestinais humanos ⁽³⁾	Trematóides
Afluentes ao tanque de piscicultura	$\leq 1 \times 10^4$	≤ 1	ND
No tanque de piscicultura	$\leq 1 \times 10^3$	≤ 1	ND

(1) Para o uso do esgoto tratado em piscicultura não há padrão explícito de DBO, DQO e SST, sendo as concentrações efluentes uma consequência das técnicas de tratamento compatíveis com a qualidade microbiológica estipulada (ver capítulo 3). Entretanto, recomendam-se taxas de aplicação superficial nos tanques de piscicultura da ordem de 10-20 kg DBO ha⁻¹ d⁻¹ e 4 kg N ha⁻¹ d⁻¹. Deve-se observar que a amônia livre é tóxica aos peixes em níveis superiores a 2-5 mg NH₃ L⁻¹.

(2) Coliformes tertolerantes; média geométrica, alternativa e preferencialmente pode-se determinar *E.coli*.

(3) média aritmética.

Justificativas para os critérios apresentados

(i) consistência com os bem fundamentados estudos de avaliação de risco conduzidos sob os auspícios da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006b).

(ii) consistência com o estado da arte do conhecimento sobre remoção de patógenos por meio do tratamento de esgotos e sobre o alcance e limitações do emprego de indicadores para a avaliação da eficiência de remoção de organismos patogênicos.

(iii) consistência com o estado da arte do conhecimento sobre a qualidade sanitária de peixes cultivados com esgotos sanitários.

(iv) Bastos et al (2003b) demonstraram que o cultivo de tilápias com efluentes de lagoas de polimento com $\leq 10^3$ *E.coli* 100mL⁻¹ resultou em qualidade aceitável para consumo de peixe fresco (ausência de *E.coli* no músculo dos peixes) e superior à de peixes cultivados em pesque-pagues locais.

Referências Bibliográficas

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução - RDC nº 12, de 2 de janeiro de 2001. Aprova o regulamento técnico sobre padrões microbiológicos para alimentos.

ASANO, T., LEONG, L.Y.C., RIGBY, M.G., SAKAJI, R.H. Evaluation of the California wastewater reclamation criteria using enteric viruses monitoring data. *Water Science and Technology*. v. 26, n. 7-8, p. 1615-1623. 1992.

ASANO, T., SAKAJI, R.H. Virus risk analysis in wastewater reclamation and reuse. In: HAHN, H.H., KLUTE, R. (Eds). *Chemical water and wastewater treatment*. Berlin/Heidelberg: Springer-Verlag, p. 483-496, 1990.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D.W. A qualidade da água na agricultura. Tradução de GHEYI H. R.; MEDEIROS J.F. Campina Grande: UFPB, 1991. 218 p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29).

AZEVEDO, S.M.F.O., BRANDÃO, C.C.S. Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano e processos de remoção em água para consumo humano. Brasília: Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde, 2003. 56p.

BASTOS R. K. X., BEVILACQUA P.D.; ANDRADE NETO, C. O., von SPERLING, M. Utilização de esgotos tratados em irrigação - aspectos sanitários. In: BASTOS R. K. X. (coord.) Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003a. p. 23-59 (Projeto PROSAB).

BASTOS, R. K. X., PEREIRA, C. M., PIVELLI, R. P., LAPOLLI, F. R., LANNA, E. A. T. Utilização de esgotos sanitários em piscicultura. In: BASTOS, R.K.X (Coord.) Utilização de esgotos tratados em irrigação, hidroponia e piscicultura. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003b, p. 193-223 (Projeto PROSAB).

BEVILACQUA P.D.; BASTOS R. K. X., CORAUCI FILHO, B.; MELO, H.N.; ANDRADE NETO, C. O. Alimentação animal com produtos irrigados com esgotos sanitários. In: BASTOS, R.K.X (Coord.) Utilização de esgotos tratados em irrigação, hidroponia e piscicultura. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003, p. 224-246 (Projeto PROSAB).

BLUMENTHAL, U. J.; PEASEY, A.; RUIZ-PALACIOS, G.; MARA, D.D. Guidelines for wastewater reuse in agriculture and aquaculture: recommended revisions based on new research evidence. London: WELL, 2000 (WELL Study, Task No 68).

BRASIL. Ministério da Saúde. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Portaria nº 518 de 25 de mar. de 2004. Diário Oficial da União, Poder Executivo, Brasília, DF, 26 de mar. 2004. Seção 1. p. 266. Disponível em <<http://portal.saude.gov.br/saude/>> Acesso em: 10 abr. 2004.

BURAS, N.; DUEK, L.; NIV, B.H.; SANDBANK, L. Microbiology aspects of fish grown in treated wastewater. *Water Research*, v.21, n.1, p.1-10, 1987.

CARR, R.M., BLUMENTHAL, U.J. MARA, D.D. Health guidelines for the use of wastewater in agriculture: developing realistic guidelines. In: SCOT, C.A.; FARUQUI, N.I.; RASHID-SALY, L. (ed.) Wastewater use in irrigated agriculture: coordinating the livelihood and environmental realities. Wallingford: CAB International, IWMI, IDRC, p.41-58.2004.

CHAN, M-S. The global burden of intestinal nematode infections fifty years on. *Parasitology Today*, v.13, n.11, p.438-443, 1997.

CHANG, A. C.; PAN. G.; PAGE, A. L.; ASANO, T. Developing human health related chemical guidelines for reclaimed wastewater and sewage sludge applications in agriculture, 2002. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health>. Acesso em: 17 Nov. 2005.

EDWARDS, P. Reuse of human wastes in aquaculture: a technical review. UNDP- World Bank Water Research Program. Washington D.C: THE WORLD BANK, 1992. 350 p.
HAAS, C.N, ROSE, J., GERBA, C.P. Quantitative microbial risk assessment. New York: John Wiley & Sons, 1999. 449p.

HAVELAAR, A.H.; MELSE, J.M. Quantifying public health risk in the WHO guidelines for drinking-water quality. A burden of disease approach. Bilthoven: RIVM, WHO, 2003. 43 p. Disponível em: <http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/dwq/rivmerp.pdf>. Acesso em: 26 set. 2005.

HEALTH CANADA. FEDERAL PROVINCIAL TERRITORIAL COMMITTEE ON DRINKING WATER. Guidelines for Canadian drinking water quality. Part I Approach to the derivation of drinking water guidelines. Ottawa: Health Canada, 1995. Disponível em: <<http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/water/pdf/part.1.pdf>>. Acesso em: 19 Set. 2004.

HUBBARD, A. statistical uncertainty in burden of disease estimates. In: KAY, D.; PRÜSS, A.; CORVALÁN, C. (Org.) Methodology for assessment of environmental burden of disease. Geneva: WHO, 2000. 93p.

HUNTER, P. R.; FEWTRELL, L: Acceptable risk. In: FEWTRELL, L; Bartram J. (Ed.) Water quality guidelines, standards and health: assessment of risk and risk management for water related infectious disease. p. 207-227. Geneva: WHO, 2001.

MARA, D.D., CAIRNCROSS, S. Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture. Geneva: WHO, 1989. 187p.

PETTERSON, S. A.; ASHBOLT, N.J. WHO Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture: microbial risk assessment section, 2002. 36p. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/mrareview.pdf>. Acesso em 23 ago. 2005.

RHOADES, J.D.; KANDIAH, A.; MASHALI, A.M. Uso de águas salinas para produção agrícola. Tradução de GHEYI, H.R.; SOUSA J.R; QUEIROZ, J.E.. Campina Grande: UFPB, 2000. 117p. (FAO. Estudos de Irrigação e Drenagem, 48)

SHUVAL, H.I., LAMPERT, Y., FATTAL, B. Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture. *Water Science and Technology*, v. 35, n. 11-12, p. 15-20. 1997.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. OFFICE OF PESTICIDE PROGRAMS. EPA's' risk assessment process for tolerance reassessment. Washington D.C.: USEPA, 1999 (Staff Paper, 44)

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. National primary drinking water regulations. Washington DC: USEPA, 2001 (EPA-816-F-01-007). disponível em <<http://www.epa.gov/safewater>> Acesso em: 12 Mar. 2005.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Guidelines for water reuse. Washington DC: USEPA, 2004a.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. OFFICE OF WATER Drinking water standards and health advisories. Washington, DC: USEPA, 2004b (USEPA-822-R-04-005).

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. Health guidelines for use of wastewater in agriculture and aquaculture. Geneva: WHO, 1989 (Technical Report Series, 778).

von SPERLING, M., JORDÃO, E. P., KATO, M. T., ALÉM SOBRINHO, P., BASTOS, R. K. X., PIVELLI, R. P. Lagoas de estabilização. In: FRANCI, R.G. (Coord.). Desinfecção de efluentes sanitários. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003, p. 275-336 (Projeto PROSAB).

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for drinking - water quality, 3rd ed. Geneva: WHO, 2004. 515p.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 2: Wastewater use in agriculture. Geneva: WHO. 2006a. 213p.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 3: Wastewater and excreta use in aquaculture. Geneva: WHO. 2006b. 149p.

WORLD BANK. World development report 1993: investing in health world development indicators. New York: Oxford University Press, 1993.

WPCF - WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION. Water reuse. Manual of Practice. 2nd ed. Alexandria: WPCF, 1989, 243p (Manual of Practice SM-3).

Capítulo 3

Tratamento de Esgotos e Produção de Efluentes Adequados a Diversas Modalidades de Reúso da Água

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo, Lourdinha Florencio, Rafael Kopschitz Xavier Bastos, Roque Passos Piveli, Marcos von Sperling e Luiz Olinto Monteggia

Tecnologias de Tratamento de Esgotos

O objetivo deste capítulo é apresentar as principais tecnologias de tratamento de esgotos, atualmente utilizadas no Brasil, sem aprofundar nos respectivos aspectos conceituais, descritivos e de dimensionamento, mas apenas em suas vantagens e desvantagens, uma vez que estas informações encontram-se disponíveis em diversas publicações da área, inclusive nos livros do PROSAB (CHERNICHARO, 1997; CAMPOS, 1999; CHERNICHARO, 2001; von SPERLING, 2005).

Nesse sentido, para cada tecnologia é apresentada uma descrição sucinta, um fluxograma típico e a qualidade esperada para o efluente em termos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos sedimentáveis (SS), amônia, nitrogênio total (N total), fósforo total (P total), coliformes termotolerantes (CTer) e ovos de helmintos (Tabela 3.1). As tecnologias de tratamento são apresentadas de acordo com os seguintes grupamentos, partindo das mais simples às mais mecanizadas:

- Lagoas de estabilização
- Disposição de efluentes no solo
- Reatores anaeróbios
- Reatores anaeróbios + pós-tratamento

Cabe salientar que não são abordadas todas as tecnologias de tratamento atualmente disponíveis e praticadas no Brasil, nem todas as combinações possíveis, uma vez que isso fugiria ao objetivo principal deste capítulo. Nesse sentido, o texto a seguir foi estruturado de forma a apresentar, dentro dos grupamentos anteriores, exemplos de sistemas de tratamento de esgotos de amplo emprego no país e em consonância com

os preceitos do PROSAB de privilegiar as alternativas mais simplificadas, de menores custos e de maior sustentabilidade. Dessa forma, os sistemas mecanizados convencionais (a exemplo de lodos ativados, biofiltros aerados submersos, etc.) foram citados e descritos apenas em combinação com os reatores anaeróbios, uma vez que a qualidade esperada do efluente é bastante semelhante nas duas situações, como sistemas isolados ou como sistemas combinados.

Lagoas de Estabilização ¹

Nesta seção é apresentada uma descrição sucinta das principais técnicas de tratamento por sistemas de lagoas: (i) lagoas facultativas primárias e combinadas com lagoas anaeróbias (ii) lagoas aeradas (iii) lagoas de maturação. As duas primeiras são as que efetivamente consistem em lagoas de estabilização, entendido este termo como a transformação da matéria orgânica carbonácea (DBO) em produtos mineralizados (estabilização da matéria orgânica carbonácea). As lagoas de maturação não têm mais esta função, mas sim a de remoção de patógenos. Encontram-se ainda as lagoas de polimento, descritas no item sobre **Reatores UASB + Pós-tratamento**. Uma das principais características desses sistemas são os elevados tempos de detenção hidráulica (TDH) e as grandes áreas (espelho d'água) expostas à ação da luz solar, o que favorece mecanismos que podem levar à elevada produção de plâncton (alimento para os peixes) e a elevadas eficiências de remoção de patógenos e mesmo de nutrientes. Destaca-se, portanto, a importância dos sistemas de tratamento por lagoas tendo em vista sua capacidade de produzir efluentes tratados com possibilidade de utilização para diferentes fins.

Lagoa Facultativa

O termo facultativa advém do fato de que neste sistema predominam as *bactérias facultativas*, com capacidade de adaptação aos dois ambientes formados: aeróbios (mais à superfície) e anaeróbios (no fundo das lagoas). A DBO solúvel e a DBO finamente particulada são estabilizadas aerobiamente por bactérias dispersas no meio líquido, ao passo que a DBO suspensa tende a sedimentar, sendo convertida anaerobiamente por bactérias no fundo da lagoa. O oxigênio requerido pelas bactérias aeróbias é fornecido pelas algas, através da fotossíntese. Esta alternativa

1. Informações mais detalhadas desta tecnologia de tratamento de esgotos podem ser encontradas em vários livros, a exemplo de von Sperling (2005).

praticamente limita-se ao tratamento de pequenas vazões, pois caso, contrário, a demanda de área seria exagerada, de forma a manter os limites de carga orgânica (kg DBO/ha.d) e a necessária oxigenação do sistema. O fluxograma típico de um sistema com lagoa facultativa primária é apresentado na Figura 3.1.

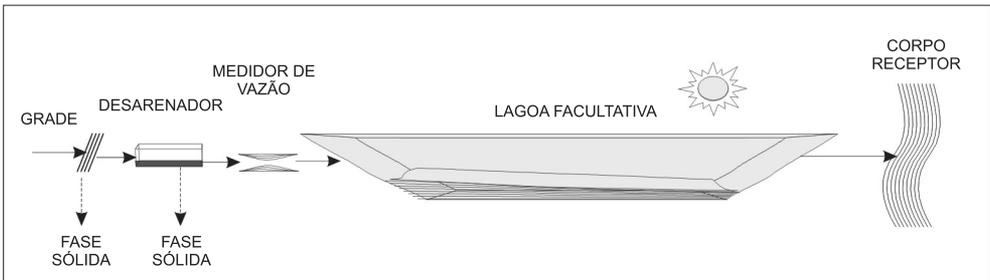


Figura 3.1 Fluxograma típico de um sistema de lagoa facultativa primária.
Fonte: Von Sperling, 2005.

Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa

A remoção de DBO na lagoa anaeróbia (mais profunda e com menor volume) é da ordem de 50 a 65% (convertida a líquidos e gases), enquanto a DBO remanescente é removida na lagoa facultativa. O sistema ocupa uma área inferior ao de uma lagoa facultativa única (Figura 3.2).

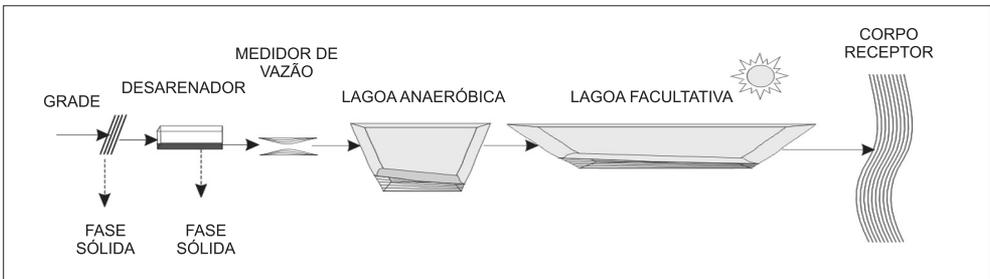


Figura 3.2 Fluxograma típico de um sistema de lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa. Fonte: von Sperling, 2005.

Lagoa Aerada Facultativa

Esta alternativa ganha lugar, essencialmente, quando não há área suficiente para as alternativas anteriores, que dependem do fornecimento de oxigênio unicamente por fotossíntese. Os mecanismos de remoção da DBO são similares aos de uma lagoa facultativa.

No entanto, grande parte do oxigênio é fornecido por aeradores mecânicos. Uma grande parte dos sólidos do esgoto e da biomassa bacteriana (formada em decorrência da aeração) sedimenta, sendo decomposta anaerobiamente no fundo (Figura 3.3).

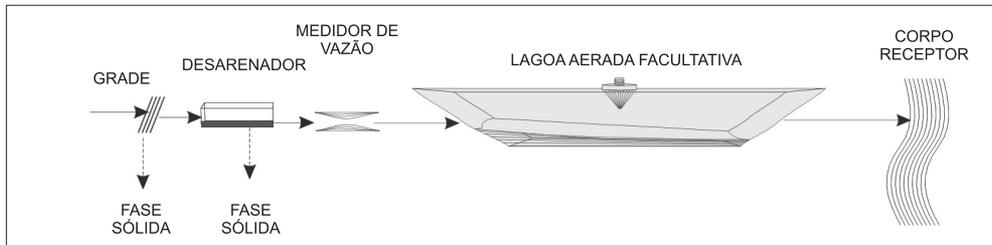


Figura 3.3 Fluxograma típico de um sistema de lagoa aerada facultativa.
Fonte: Von Sperling, 2005.

Lagoa Aerada de Mistura Completa + Lagoa de Decantação

Com o intuito (ou na necessidade) de se reduzir ainda mais a área acupada, pode-se recorrer à maior intensidade de aeração (energia introduzida por unidade de volume da lagoa), o que leva à produção e atividade também mais intensas de biomassa bacteriana.

Assim, a biomassa permanece dispersa no meio líquido (em mistura completa) em elevada concentração, o que aumenta a eficiência de remoção da DBO. No entanto, os elevados teores de sólidos (bactérias), necessitam ser removidos antes do lançamento no corpo receptor, em lagoas de decantação (Figura 3.4).

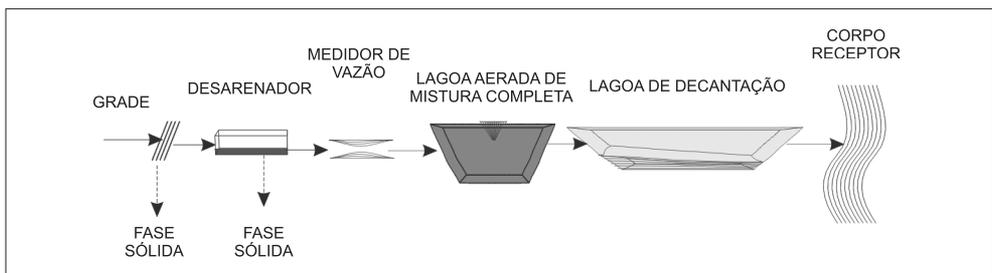


Figura 3.4 Fluxograma típico de um sistema de lagoa aerada de mistura completa seguida de lagoa de decantação. Fonte: von Sperling, 2005.

Lagoas de Maturação

Como a carga orgânica já bastante reduzida, a fotossíntese predomina sobre a respiração (bacteriana e das algas, estas à noite),

estabelecendo assim um ambiente com elevados teores de OD (consumo de CO_2) e pH; estes dois fatores contribuem para acentuar os efeitos bactericida e viricida da irradiação UV (raios solares). Estas mesmas condições podem levar à eficiência relativamente elevada de remoção de nitrogênio (volatilização da amônia) e parcialmente de fósforo (precipitação de fosfatos).

A eficiência na remoção de coliformes (como indicador da remoção de bactérias patogênicas e vírus) é elevadíssima, complementando o que já se tenha alcançado nas unidades anteriores. A remoção de protozoários e helmintos se dá por sedimentação e como depende somente do TDH, pode também ser alcançada nas unidades anteriores. As lagoas de maturação são usualmente projetadas em série (Figura 3.5), ou com divisões por chicanas.

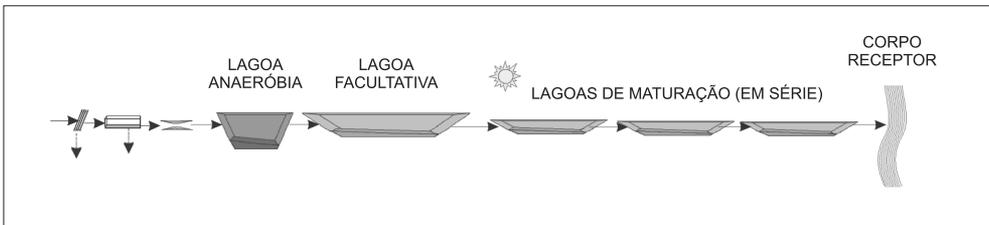


Figura 3.5 Fluxograma típico de um sistema de lagoas de estabilização seguidas por lagoas de maturação em série. Fonte: von Sperling, 2005.

Disposição de Efluentes no Solo

Nesta seção, são descritas apenas as alternativas de escoamento superficial e de terras úmidas (*wetlands*), uma vez que estas encontram, atualmente, maior aplicabilidade no Brasil². Estas duas técnicas de tratamento apresentam elevada capacidade de remoção de DBO e, adicionalmente, de nutrientes, principalmente de nitrogênio (por interações químicas no solo e absorção pela biomassa vegetal) e de parasitas (por mecanismos físicos de retenção). A remoção de bactérias e vírus é mais limitada. Acrescente-se que se conseguida a compatibilização entre os objetivos de tratamento de esgotos e de irrigação, as duas alternativas podem consituir, em si, alternativas de reúso, haja vista a possibilidade de produção de biomassa para alimentação animal (ver Capítulo 8).

2. Ademais, as outras alternativas de disposição no solo são usualmente aplicadas a pequenos sistemas de tratamento, uma vez que são limitadas pela capacidade de infiltração do solo. Em decorrência da infiltração, não há a geração de efluentes que possam ser utilizados para outros fins que não a recarga do lençol freático (modalidade de reúso não abordada neste livro).

Escoamento Superficial

Os esgotos são distribuídos na parte superior de terrenos com uma certa declividade, através do qual escoam, até serem coletados por valas na parte inferior. A aplicação é intermitente. Os tipos de aplicação são: aspersores de alta pressão, aspersores de baixa pressão e tubulações ou canais de distribuição com aberturas devidamente espaçadas (Figura 3.6).

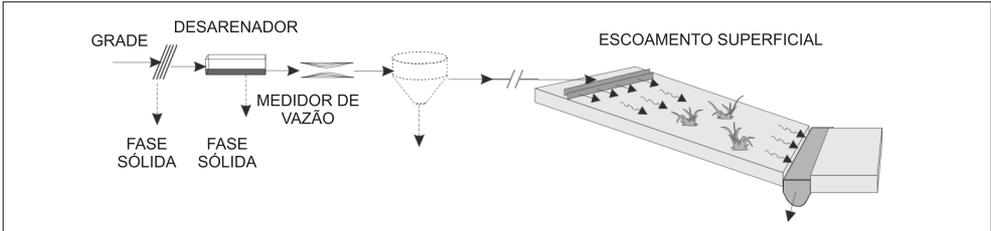


Figura 3.6 Fluxograma típico de um sistema de escoamento superficial. O esgoto pode receber tratamento prévio (primário ou em reatores anaeróbios).

Terras Úmidas Construídas

Os sistemas consistem de canais rasos, que abrigam plantas aquáticas. O sistema pode ser de fluxo superficial (nível d'água acima do nível do solo) ou subsuperficial (nível d'água abaixo do nível do solo) (Figura 3.7). Mecanismos biológicos, químicos e físicos no sistema solo-água-plantas atuam no tratamento dos esgotos, sendo a eficiência de remoção de DBO, nutrientes e patógenos similar à dos sistemas por disposição no solo.

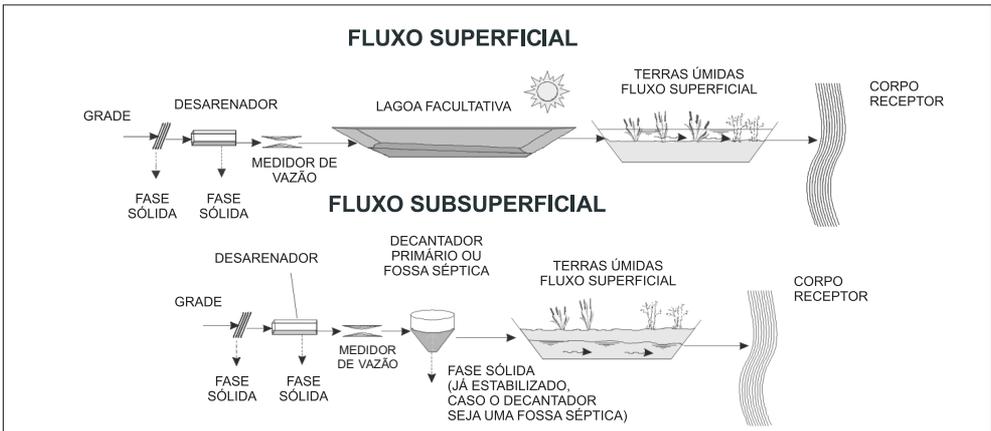


Figura 3.7 Fluxogramas típicos de sistema de terras úmidas (reatores anaeróbios podem substituir o tratamento primário) receber tratamento prévio (primário ou em reatores anaeróbios). Fonte: von Sperling, 2005.

Sistemas Anaeróbios

Hoje em dia, pode-se afirmar que a tecnologia anaeróbia aplicada ao tratamento de esgotos domésticos encontra-se consolidada em nosso país³, sendo que praticamente todas as análises de alternativas de tratamento incluem os reatores anaeróbios como uma das principais opções, por isto representar, dentre outras vantagens, em grande economia de área. Entretanto, estes sistemas apresentam capacidade mais limitada de remoção de matéria orgânica e pequena (se alguma) eficiência de remoção de nutrientes e patógenos, demandando, em geral, pós-tratamento, seja para o lançamento em corpos receptores, seja para o reúso. Na presente seção são descritas apenas algumas das alternativas tecnológicas disponíveis, a exemplo dos sistemas que incorporam tanques sépticos, filtros anaeróbios e reatores UASB, incluindo as principais combinações de pós-tratamento.

Sistema Tanque-Séptico + Filtro Anaeróbico (TS+FAn)

O sistema TS+FAn (também chamado de sistema fossa-filtro) (Figura 3.8) tem sido amplamente utilizado no meio rural, em comunidades de pequeno porte e mesmo nos grandes centros urbanos, carentes de sistema público de esgotamento sanitário. O tanque séptico

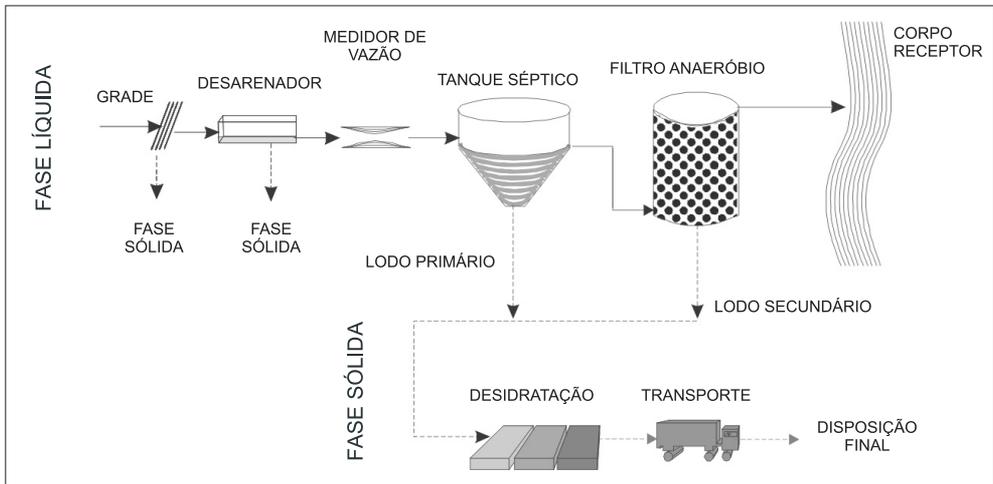


Figura 3.8 Fluxograma típico de um sistema de tanque séptico – filtro anaeróbico.

Fonte: von Sperling, 2005.

3. Sem dúvida, uma grande contribuição para a consolidação e difusão da tecnologia anaeróbia no Brasil deve-se aos trabalhos do PROSAB, incluindo os vários livros publicados.

remove a maior parte dos sólidos em suspensão, os quais sedimentam e sofrem o processo de digestão anaeróbia no fundo do tanque. O filtro anaeróbio efetua uma remoção complementar de DBO, especialmente a fração solúvel do esgoto.

Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB)⁴

A DBO é convertida anaerobiamente por um consórcio de bactérias presentes no manto de lodo do reator. O fluxo do líquido é ascendente. A parte superior do reator é dividida nas zonas de sedimentação e de coleta de gás. A zona de sedimentação permite a saída do efluente clarificado e o retorno dos sólidos (biomassa) ao sistema, aumentando a sua concentração no reator (Figura 3.9). Entre os gases formados inclui-se o metano. O sistema dispensa decantação primária, a produção de lodo é baixa e este já sai adensado e estabilizado. O reator UASB pode ser utilizado nas seguintes configurações: (a) de forma isolada, quando eficiências de remoção de DBO, cerca de 70%, são aceitáveis, ou numa primeira etapa de uma implantação gradual do tratamento; ou (b) seguido de alguma forma de pós-tratamento, objetivando elevar a eficiência global do sistema em termos de remoção de matéria orgânica ou incorporar a remoção adicional de outros constituintes.

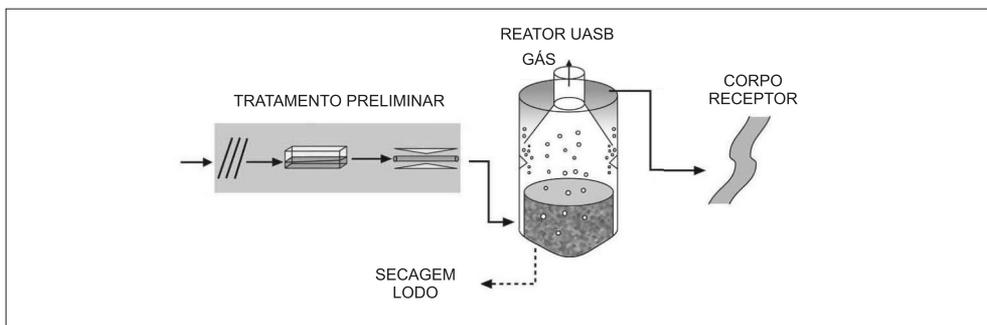


Figura 3.9 Fluxograma típico de um sistema de tratamento de esgotos por reatores UASB. Fonte: von Sperling, 2005.

4. Este reator tem recebido outras denominações (DAFA, RAFA, RAMAL, RAFAL, RALF). A sigla UASB advém de *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*, de emprego internacional, tem sido preferencialmente adotada também no Brasil, após o início dos trabalhos do PROSAB. Informações mais detalhadas desta tecnologia de tratamento de esgotos podem ser encontradas em vários livros, a exemplo de Chernicharo (1997) e Campos (1999).

Reatores UASB + Pós-Tratamento

Praticamente todos os processos de tratamento de esgotos podem ser usados como pós-tratamento dos efluentes do reator UASB (biológicos, aeróbios ou anaeróbios, ou físico-químicos, com adição de coagulantes). A eficiência global do sistema é usualmente similar à que seria alcançada se o processo de pós-tratamento fosse aplicado ao esgoto bruto. No entanto, os requisitos de área, volume e energia, bem como a produção de lodo, são bem menores.

Reatores UASB + Filtro Biológico Percolador

No Brasil, os filtros biológicos percoladores têm recentemente encontrado aplicação como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, os quais, neste caso, substituem, com vantagens, o decantador primário. O lodo aeróbio gerado no filtro biológico percolador, ainda não estabilizado, é enviado ao reator UASB, onde sofre adensamento e digestão, juntamente com o lodo anaeróbio (Figura 3.10). Como esta vazão de retorno do lodo aeróbio é bem baixa, comparada com a vazão afluente, não há distúrbios operacionais introduzidos no reator UASB. O tratamento do lodo é grandemente simplificado: não há necessidade de adensadores e digestores, havendo apenas a etapa de desidratação. O lodo misto retirado do reator anaeróbio, digerido e com concentrações similares às de um lodo efluente de adensadores, possui ainda ótimas características de desidratabilidade.

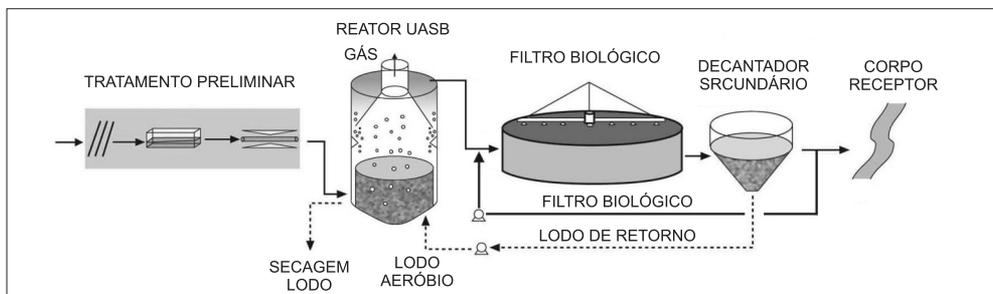


Figura 3.10 Fluxograma de um sistema composto por reator UASB e filtro biológico percolador. Fonte: von Sperling, 2005.

Reatores UASB + Lodos Ativados

Esta é uma alternativa bastante promissora em regiões de clima quente, foco de várias pesquisas recentes e que começa a ser implantada em escala real. A concepção e as vantagens são as mesmas listadas para o pós-tratamento com filtros biológicos percoladores. O lodo secundário,

originado do sistema de lodos ativados, é retornado ao reator UASB, onde sofre adensamento e digestão, conjuntamente com o lodo anaeróbico. O lodo misto resultante necessita apenas de desidratação. A Figura 3.11 ilustra o fluxograma desta concepção.

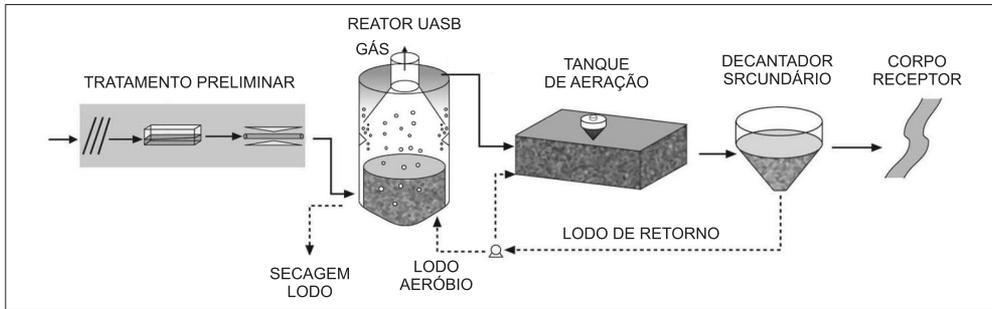


Figura 3.11 Fluxograma típico de um sistema de tratamento com reatores UASB seguidos por lodos ativados. Fonte: von Sperling, 2005.

Reatores UASB + Biofiltro Aerado Submerso

No Brasil a maior aplicação dos biofiltros aerados submersos tem sido como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. Tem-se aqui o mesmo conceito e as mesmas vantagens já discutidas para os sistemas de lodos ativados e de filtros biológicos atuando como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. O decantador primário é substituído pelo reator UASB. Há grande economia de energia nos biofiltros, advinda da maior eficiência de remoção de DBO nos reatores UASB. O lodo em excesso, removido pela lavagem dos filtros, é retornado ao reator UASB, onde sofre adensamento e digestão, conjuntamente com o lodo anaeróbico. O lodo misto resultante necessita apenas desidratação. A Figura 3.12 ilustra o fluxograma desta concepção.

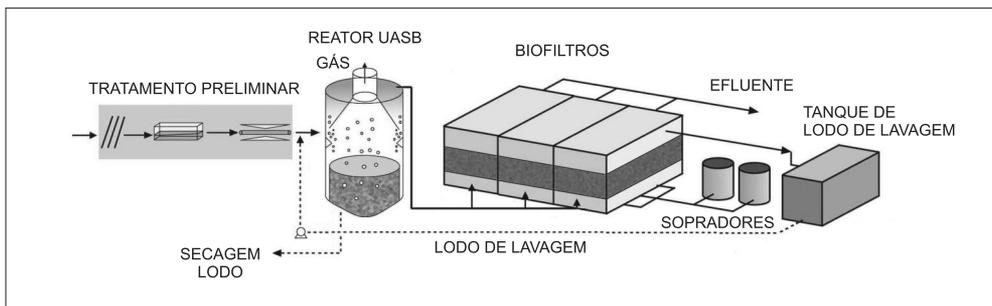


Figura 3.12 Fluxograma do sistema composto por reator UASB e biofiltro aerado submerso. Fonte: von SPERLING, 2005.

Reatores UASB + Lagoas de Polimento

Em que pese os grandes atrativos das opções de pós-tratamento anteriormente referidas, nenhuma delas alcança elevada remoção de nutrientes e patógenos. Se este for o caso, dependendo das exigências de lançamento ou de utilização dos efluentes, e se houver área disponível, as lagoas de polimento apresentam-se como uma alternativa bastante atrativa. Lagoa de polimento é o termo empregado para unidades de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, pois diferentemente das lagoas de maturação, ainda cumprem alguma função em termos de remoção complementar de DBO; tal qual as lagoas de maturação, que podem ainda alcançar elevada remoção de patógenos e de amônia. A Figura 3.13 ilustra o fluxograma desta concepção.

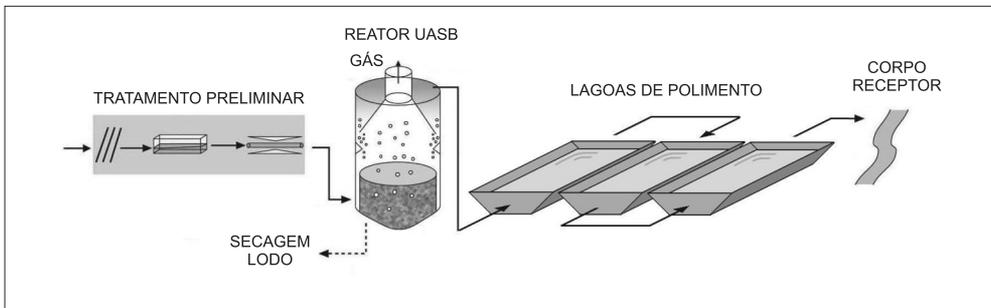


Figura 3.13 Fluxograma típico de um sistema de tratamento com reatores UASB seguidos por lagoas de polimento. Fonte: von SPERLING, 2005.

Resumo das Tecnologias de Tratamento de Esgotos

Apresenta-se a seguir uma análise comparativa entre os principais sistemas de tratamento de esgotos, aplicados a esgotos domésticos. A análise é resumida em diversas tabelas e figuras-resumo, tal como listado a seguir:

- *Comparação quantitativa* (Tabela 3.1): concentrações médias efluentes e eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de interesse nos esgotos domésticos
- *Comparação quantitativa* (Tabela 3.2): características típicas dos principais sistemas de tratamento de esgotos, expressos em valores per capita
- *Comparação diagramática* (Tabelas 3.3 a 3.5): capacidade dos diversos sistemas de tratamento de esgotos em alcançar consistentemente os níveis indicados de qualidade do efluente em termos de DBO, DQO, SS, amônia, nitrogênio total, fósforo total, coliformes termoloterantes e ovos de helmintos (ver Capítulo 2

deste livro para as diretrizes sugeridas pelo PROSAB para a utilização de esgotos sanitários tratados em diferentes modalidades de reúso da água).

Neste particular cabe adiantar as seguintes considerações:

- Quando se pretende a utilização do efluente em (ferti)irrigação, naturalmente se quer preservar a oferta de nutrientes e, portanto, sua remoção (ou não) deixa de ser um aspecto relevante. Entretanto, alguma remoção de nitrogênio pode ser necessária para a prevenção de impactos sobre as plantas (retardamento da maturação, crescimento vegetativo, dentre outros ver Capítulo 6 deste livro).
- Quando se pretende a utilização do efluente em piscicultura, a remoção de amônia é um imperativo, pois a amônia livre (NH_3) é tóxica aos peixes em concentrações bem reduzidas (2-5 mg/l). Por outro lado, se quer preservar a oferta de fósforo (bem como de N) como fonte de nutriente ao plâncton e, assim, sua remoção (ou não) é um fator irrelevante. De toda forma, sempre se pode conceber a alimentação de tanques de piscicultura contando com uma pré-estimada diluição, de forma a prevenir efeitos tóxicos e preservar a desejada eutrofização dos viveiros de peixes (ver Capítulo 8 deste livro).
- Em qualquer modalidade de reúso da água, uma elevada remoção de patógenos é, em geral, necessária. Neste sentido, a apreciação da capacidade de remoção de cada processo de tratamento deve ser realizada a partir do seguinte entendimento: bactérias e vírus são, preponderantemente, removidos por inativação, pela ação de agentes desinfetantes físicos (ex.: radiação ultravioleta (UV) artificial ou natural, no caso dos raios solares em sistemas de lagoas); em ordem crescente à ação desinfetante encontram-se: bactérias, vírus, protozoários e helmintos. Por sua vez, protozoários e helmintos são removidos, preponderantemente, por processos físicos de separação, por exemplo, decantação e filtração.
- Assim, a concepção de sistemas de tratamento com vistas ao reúso pode diferir bastante daquela voltada para o atendimento de padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores. Por outro lado, como a utilização dos efluentes pode se dar de forma sazonal (principalmente nos casos da irrigação e da piscicultura), a concepção integrada de sistemas de tratamento e reúso pode demandar complexidade e flexibilidade necessárias para atender a padrões de qualidade de efluentes compatíveis com a utilização e, ou, o lançamento em corpos receptores (ver Capítulo 1 deste livro).

Tabela 3.1 Concentrações médias efluentes e eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de interesse nos esgotos domésticos.

Sistema	Qualidade média do efluente									
	DBO ₅ (mg/l)	DQO (mg/l)	SS (mg/l)	Amônia-N (mg/l)	N total (mg/l)	P total (mg/l)	C _{Ter} (NMP/100ml)	Ovos helm. (ovo/l)		
Lagoa facultativa	50-80	120-200	60-90	> 15	> 20	> 4	10 ⁶ -10 ⁷	< 1		
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	50-80	120-200	60-90	> 15	> 20	> 4	10 ⁶ -10 ⁷	< 1		
Lagoa aerada facultativa	50-80	120-200	60-90	> 20	> 30	> 4	10 ⁶ -10 ⁷	> 1		
Lagoa aerada mistura completa + lagoa sedimentação	50-80	120-200	40-60	> 20	> 30	> 4	10 ⁶ -10 ⁷	> 1		
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	40-70	100-180	50-80	10-15	15-20	< 4	10 ² -10 ⁴	< 1		
Escoamento superficial	30-70	100-150	20-60	10-20	> 15	> 4	10 ⁴ -10 ⁶	< 1		
Terras úmidas construídas (<i>wetlands</i>)	30-70	100-150	20-40	> 15	> 20	> 4	10 ⁴ -10 ⁵	< 1		
Tanque séptico + filtro anaeróbio	40-80	100-200	30-60	> 15	> 20	> 4	10 ⁶ -10 ⁷	> 1		
Reator UASB	70-100	180-270	60-100	> 15	> 20	> 4	10 ⁶ -10 ⁷	> 1		
UASB + lodos ativados	20-50	60-150	20-40	5-15	> 20	> 4	10 ⁶ -10 ⁷	> 1		
UASB + biofiltro aerado submerso	20-50	60-150	20-40	5-15	> 20	> 4	10 ⁶ -10 ⁷	> 1		
UASB + filtro anaeróbio	40-80	100-200	30-60	> 15	> 20	> 4	10 ⁶ -10 ⁷	> 1		
UASB + filtro biológico percolador de alta carga	20-60	70-180	20-40	> 15	> 20	> 4	10 ⁶ -10 ⁷	> 1		
UASB + flotação por ar dissolvido	20-50	60-100	10-30	> 20	> 30	1-2	10 ⁶ -10 ⁷	> 1		
UASB + lagoas de polimento	40-70	100-180	50-80	10-15	15-20	< 4	10 ² -10 ⁴	< 1		
UASB + lagoa aerada facultativa	50-80	120-200	60-90	> 20	> 30	> 4	10 ⁶ -10 ⁷	> 1		
UASB + lagoa aerada mist. compl. + lagoa decant.	50-80	120-200	40-60	> 20	> 30	> 4	10 ⁶ -10 ⁷	> 1		
UASB + escoamento superficial	30-70	90-180	20-60	10-20	> 15	> 4	10 ⁴ -10 ⁶	< 1		

Precipitação química de fósforo, com qualquer das tecnologias acima: P < 1 mg/l. Desinfecção: ex. cloração, ozonização, radiação UV; Barreira física : ex. filtração terciária (desde que o processo de desinfecção / barreira seja compatível com a qualidade do efluente do tratamento precedente); C_{Ter} < 10³/100ml; ovos de helmintos: variável. Fonte: adaptado de von Sperling (2005)

Tabela 3.1 (Cont.)

Sistema	Eficiência média de remoção							CTer (unid. log)
	DBO ₅ (%)	DQO (%)	SS (%)	Amônia-N (%)	N total (%)	P total (%)		
Lagoa facultativa	75-85	65-80	70-80	< 50	< 60	< 35	1-2	
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	75-85	65-80	70-80	< 50	< 60	< 35	1-2	
Lagoa aerada facultativa	75-85	65-80	70-80	< 30	< 30	< 35	1-2	
Lagoa aerada mistura completa + lagoa sedimentação	75-85	65-80	80-87	< 30	< 30	< 35	1-2	
Lagoa anaeróbia + lagoa facult. + lagoa de maturação	80-85	70-83	73-83	50-65	50-65	> 50	3-5	
Escoamento superficial	80-90	75-85	80-93	35-65	< 65	< 35	2-3	
Terras úmidas construídas (<i>wetlands</i>)	80-90	75-85	87-93	< 50	< 60	< 35	3-4	
Tanque séptico + filtro anaeróbio	80-85	70-80	80-90	< 45	< 60	< 35	1-2	
Reator UASB	60-75	55-70	65-80	< 50	< 60	< 35	≈ 1	
UASB + lodos ativados	83-93	75-88	87-93	50-85	< 60	< 35	1-2	
UASB + biofiltro aerado submerso	83-93	75-88	87-93	50-85	< 60	< 35	1-2	
UASB + filtro anaeróbio	75-87	70-80	80-90	< 50	< 60	< 35	1-2	
UASB + filtro biológico percolador de alta carga	80-93	73-88	87-93	< 50	< 60	< 35	1-2	
UASB + flotação por ar dissolvido	83-93	83-90	90-97	< 30	< 30	75-88	1-2	
UASB + lagoas de polimento	77-87	70-83	73-83	50-65	50-65	> 50	3-5	
UASB + lagoa aerada facultativa	75-85	65-80	70-80	< 30	< 30	< 35	1-2	
UASB + lagoa aerada mist. compl. + lagoa decant.	75-85	65-80	80-87	< 30	< 30	< 35	1-2	
UASB + escoamento superficial	77-90	70-85	80-93	35-65	< 65	< 35	2-3	

Precipitação química de fósforo, com qualquer das tecnologias acima: P < 1 mg/l. Desinfecção: ex. cloração, ozonização, radiação UV; Barreira física: ex. filtração terciária (desde que o processo de desinfecção / barreira seja compatível com a qualidade do efluente do tratamento precedente); CTer < 10³/100ml; ovos de helmintos: variável. Fonte: adaptado de von Sperling (2005)

Tabela 3.2 Características típicas dos principais sistemas de tratamento de esgotos, expressos em valores *per capita*

Sistema	Demanda de área (m ² /hab)	Potência para aeração		Volume de lodo		Custos	
		Potência instalada (W/hab)	Potência consumida (kW/h/hab.ano)	Lodo líquido a ser tratado (L/hab.ano)	Lodo desidratado (L/hab.ano)	Implantação (R\$/hab)	Operação e manutenção (R\$/hab.ano)
Lagoa facultativa	2,0-4,0	0	0	35-90	15-30	40-80	2,0-4,0
Lagoa anaeróbia - lagoa facultativa	1,5-3,0	0	0	55-160	20-60	30-75	2,0-4,0
Lagoa aerada facultativa	0,25-0,5	1,2-2,0	11-18	30-220	7-30	50-90	5,0-9,0
Lagoa aerada mistura completa + lagoa sedimentação	0,2-0,4	1,8-2,5	16-22	55-360	10-35	50-90	5,0-9,0
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	3,0-5,0	0	0	55-160	20-60	50-100	2,5-5,0
Escoamento superficial	2,0-3,5	0	0	-	-	40-80	2,0-4,0
Terras úmidas construídas (<i>wetlands</i>)	3,0-5,0	0	0	-	-	50-80	2,5-4,0
Tanque séptico + filtro anaeróbio	0,2-0,35	0	0	180-1000	25-50	80-130	6,0-10
Reator UASB	0,03-0,10	0	0	70-220	10-35	30-50	2,5-3,5
UASB + lodos ativados	0,08-0,2	1,8-3,5	14-20	180-400	15-60	70-110	7,0-12
UASB + biofiltro aerado submerso	0,05-0,15	1,8-3,5	14-20	180-400	15-55	65-100	7,0-12
UASB + filtro anaeróbio	0,05-0,15	0	0	150-300	10-50	45-70	3,5-5,5
UASB + filtro biológico percolador de alta carga	0,1-0,2	0	0	180-400	15-55	60-90	5,0-7,5
UASB + flotação por ar dissolvido	0,05-0,15	1,0-1,5	8-12	300-470	25-75	60-90	6,0-9,0
UASB + lagoas de polimento	1,5-2,5	0	0	150-250	10-35	40-70	4,5-7,0
UASB + lagoa aerada facultativa	0,15-0,3	0,3-0,6	2-5	150-300	15-50	40-90	5,0-9,0
UASB + lagoa aerada mist. compl. + lagoa decantação	0,1-0,3	0,5-0,9	4-8	150-300	15-50	40-90	5,0-9,0
UASB + escoamento superficial	1,5-3,0	0	0	70-220	10-35	50-90	5,0-7,0

2º semestre de 2004; US\$ 1,00 = R\$ 2,70

Os custos per capita aplicam-se dentro das faixas populacionais típicas de utilização de cada sistema de tratamento. Desinfecção adicional: custos de implantação - acrescentar R\$ 5 a 10/hab; custos de operação e manutenção: acrescentar R\$ 0,5 a 1,5/hab.ano. Em sistemas aerados compactos (ex: lodos ativados, biofiltros aerados submersos) ou após tratamento com reator UASB, o controle da aeração e, ou, desligamento dos aeradores em horários de pico de tarifa permite uma certa economia, o que justifica que nem toda a potência instalada seja consumida. Fonte: Adaptado de von Sperling (2005).

Tabela 3.3 Capacidade de diversas tecnologias de tratamento de águas residuárias em atingir consistentemente os níveis indicados de qualidade do efluente em termos de DBO, DQO e SS

Sistema	DBO					DQO					SS			
	100 mg/l	80 mg/l	60 mg/l	40 mg/l	20 mg/l	200 mg/l	150 mg/l	100 mg/l	90 mg/l	60 mg/l	30 mg/l			
Lagoa facultativa														
Lagoa anaeróbia - lagoa facultativa														
Lagoa aerada facultativa														
Lagoa aerada mistura completa + lagoa sedimentação														
Lagoa + lagoa de maturação														
Escoamento superficial														
Terras úmidas construídas (<i>wetlands</i>)														
Tanque séptico + filtro anaeróbio														
UASB														
UASB + lodos ativados														
UASB + biofiltro aerado submerso														
UASB + filtro anaeróbio														
UASB + filtro biológico de alta carga														
UASB + lagoas de maturação														
UASB + escoamento superficial														

Fonte: Adaptado de von Sperling (2005)

Tabela 3.4 Capacidade de diversas tecnologias de tratamento de águas residuárias em atingir consistentemente os níveis indicados de qualidade do efluente em termos de Amônia, N total e P

Sistema	Amônia – N				N Total				P Total			
	15 mg/l	10 mg/l	5 mg/l	20 mg/l	15 mg/l	10 mg/l	4,0 mg/l	3,0 mg/l	2,0 mg/l	1,0 mg/l		
Lagoa facultativa												
Lagoa anaeróbia - lagoa facultativa												
Lagoa aerada facultativa												
Lagoa aerada mistura completa + lagoa sedimentação												
Lagoa + lagoa de maturação												
Escoamento superficial												
Terras úmidas construídas (<i>wetlands</i>)												
Tanque séptico + filtro anaeróbio												
UASB												
UASB + lodos ativados												
UASB + biofiltro aerado submerso												
UASB + filtro anaeróbio												
UASB + filtro biológico de alta carga												
UASB + lagoas de maturação												
UASB + escoamento superficial												
Qualquer das tecnologias acima + precipitação química de P												

Fonte: Adaptado de von Sperling (2005)

Tabela 3.5 Capacidade de diversas tecnologias de tratamento de águas residuárias em atingir consistentemente os níveis indicados de qualidade do efluente em termos de Coliformes termoloterantes e Ovos de helmintos

Sistema	Coliformes termoloterantes (C _{Ter} /100ml)					Ovos de helmintos
	1 x 10 ⁶	1 x 10 ⁵	1 x 10 ⁴	1 x 10 ³	≤ 1 ovo/l	
Lagoa facultativa						
Lagoa anaeróbia - lagoa facultativa						
Lagoa aerada facultativa						
Lagoa aerada mistura completa + lagoa sedimentação						
Lagoa + lagoa de maturação						
Escoamento superficial						
Terras úmidas construídas (<i>wetlands</i>)						
Tanque séptico + filtro anaeróbio						
UASB						
UASB + lodos ativados						
UASB + biofiltro aerado submerso						
UASB + filtro anaeróbio						
UASB + filtro biológico de alta carga						
UASB + lagoas de maturação						
UASB + escoamento superficial						
Qualquer das tecnologias acima + desinfecção/ barreira física (por exemplo filtração terciária)*						Variável

(*) Desinfecção: ex. cloração, ozonização, radiação UV; Barreira física : ex. filtração terciária (desde que o processo de desinfecção / barreira seja compatível com a qualidade do efluente do tratamento precedente).

Fonte: adaptado de von Sperling (2005).

Potencial de Utilização de Efluentes Tratados

Tendo em vista as especificidades e diferentes exigências dos diferentes tipos de reúso, aborda-se no presente capítulo apenas as potencialidades de utilização de efluentes tratados para fins urbanos, prediais e agropecuários sendo a questão do reúso industrial tratada no Capítulo 4.

A análise do potencial de utilização de efluentes para fins urbanos, prediais e agropecuários foi feita com base nas características de qualidade esperadas para os efluentes das tecnologias de tratamento de esgotos mais utilizadas no Brasil. As informações veiculadas de forma genérica nas Tabelas 3.1 a 3.5 refletem os resultados encontrados neste Edital do PROSAB. Em termos de caracterização dos efluentes estudados, na Tabela 3.6 completam-se as informações com parâmetros de interesse agrícola; estes dados são apresentados de forma ainda mais sintetizada uma vez que não foram registradas grandes variações entre as técnicas de tratamento empregadas.

Tabela 3.6 Parâmetros de qualidade de esgotos tratados de interesse agrícola

Parâmetro de qualidade	Unidade	Faixa de valores ^(a)		
		mínimo	máximo	mediana
pH	-	6,5	9,0	7,2
Sódio	mg/l	30	140	45
Potássio	mg/l	10	30	20
Cálcio	mg/l	5	100	30
Magnésio	mg/l	1,0	45	10
Cloreto	mg/l	45	750 ^(b)	55
RAS ^(c)	(mmol/l) ^{0,5}	1,5	25	6,5
Condutividade Elétrica	dS/m	0,2	1,0	0,7

(a) Valores obtidos a partir de programas de monitoramento realizado no Prosab (Editais 3 e 4), em 17 sistemas de tratamento de esgotos, de diferentes modalidades.

(b) Valor atípico, provavelmente devido à infiltração de água do mar na rede coletora de esgotos.

(c) RAS, razão de adsorção de sódio

Dos dados das Tabelas 3.1 a 3.6 se podem extrair as seguintes observações, ainda que genéricas, mas que confirmam o estado da arte do conhecimento em tratamento de esgotos.

- Dentre as técnicas de tratamento apresentadas poucas são as opções que alcançam uma remoção de amônia prontamente aplicável à piscicultura (a amônia livre pode ser tóxica aos peixes)

em valores tão baixos quanto 2 - 5 mg NH_3/l). Entretanto, a alimentação de tanques de piscicultura contando com o fator diluição é uma alternativa plenamente viável.

- Por outro lado, a limitação de remoção de amônia e os exigentes padrões ambientais (de lançamento e de limites no corpo receptor) em si apontam para a oportunidade do reúso agrícola, como forma de reciclagem de nutrientes.
- A remoção de fósforo é também limitada, mas isto não constitui problema (muito pelo contrário) quando se pretende a utilização dos efluentes para irrigação ou piscicultura.
- Em termos de macronutrientes para a fertirrigação, em geral pode-se dizer que os efluentes apresentam bom potencial de oferta de nitrogênio e potássio, mas bem mais limitada de fósforo. Em geral, o nitrogênio é elemento crítico, pois pode se apresentar inclusive em excesso, com problemas potenciais agrônômicos e ambientais.
- No que se refere à condutividade elétrica (CE), o grau de restrição de uso dos efluentes (problemas de salinidade) variou de nenhum a ligeiro (ver Capítulos 2 e 6).
- Ao se considerar os problemas potenciais de infiltração, avaliados por meio da CE e a razão de adsorção de sódio (RAS) conjuntamente, em geral as restrições variaram também de nenhuma a moderada. Em algumas poucas exceções a restrição de uso seria severa, devido às elevadas concentrações, de Na, na água de origem do efluente. O mesmo se aplica aos teores de cloretos (ver Capítulos 2 e 5).
- Quanto ao pH, os valores encontrados para os diferentes tipos de efluentes, se mantiveram dentro dos limites da normalidade (6,5 a 8,4), com exceção de alguns efluentes de lagoas de polimento.
- Os teores de sólidos ou as características químicas da água residuária poderiam provocar problemas de entupimento em sistemas de irrigação por gotejamento ou aspersão, o que exigiria um pré-condicionamento da água de irrigação (ver Capítulo 2).

- Em termos de qualidade microbiológica destaca-se o potencial dos sistemas de lagoas em produzir efluentes adequados à irrigação (mesmo irrestrita) e à piscicultura. Entretanto, além das lagoas, à exceção das *wetlands*, poucas são as alternativas com capacidade de produzir efluentes adequados à irrigação, mesmo restrita (10^4 - 10^5 coliformes termotolerantes por 100 ml e < 1 ovo de helminto/l). Nestes casos requerer-se-ia pós-tratamento (lagoas de polimento, filtração e, ou, desinfecção) ou a utilização dos efluentes em condições especiais de controle da exposição humana (ver Capítulo 2).

Para efeito desse capítulo, procedeu-se ao enquadramento das diversas tecnologias (descritas no item **Tecnologias de Tratamento de Esgotos**) em padrões de qualidade e de eficiência, à semelhança dos padrões de eficiência propostos pela Agência Nacional de Águas - ANA no Programa de Despoluição de Bacias – PRODES (ANA, 2002), conforme definido na Tabela 3.7.

As principais possibilidades de utilização de efluentes tratados são apresentadas na Tabela 3.8. Esta Tabela possibilita ao leitor as seguintes verificações:

- A partir do tipo de uso desejado (coluna 1), verifica-se o padrão tecnológico (coluna 3) e exemplos de tecnologias de tratamento (coluna 4) compatíveis com aquele uso. Essa opção de entrada é mais indicada para leitores da área de agronomia;
- A partir de um padrão tecnológico (coluna 3) e dos exemplos de tecnologias de tratamento inseridas naquele padrão (coluna 4), verifica-se quais os tipos de uso são possíveis. Essa opção de entrada é mais indicada para leitores da área de engenharia sanitária.

A partir da análise conjunta das Tabelas 3.7 e 3.8, o leitor depreenderá que apenas as tecnologias de tratamento que incorporam lagoas possibilitam a obtenção de efluentes com qualidade para o reúso agrícola e urbano, nos quais é necessário o padrão de ovos de helmintos < 1 ovo/l. Para as demais tecnologias, que não incorporam lagoas, a obtenção desse padrão de qualidade só se viabiliza com a utilização de sistemas mais complexos, que incorporem alguma barreira física, a exemplo de membranas, filtração terciária, etc.

Tabela 3.7 Padrões de qualidade e de eficiência de diversas tecnologias de tratamento de esgotos

Padrão Tecnológico	Parâmetro de referência	Eficiências de remoção típicas (%)	Qualidade esperada do efluente (*)	Exemplos de tecnologias enquadradas no padrão tecnológico
A	DBO	60 a 75	< 100	UASB
	SST	65 a 80	< 100	
	N-NH ₃	< 50	> 15	
	N-total	< 60	> 20	
	P-total	< 35	> 4	
	CTer	90 a 99	> 10 ⁶	
	Helmintos	60 a 80	> 1	
B	DBO	75 a 85	< 80	TS + FA UASB + FA Lagoa Aerada + Lagoa Decantação
	SST	80 a 90	< 60	
	N-NH ₃	< 50	> 15	
	N-total	< 60	> 20	
	P-total	< 35	> 4	
	CTer	90 a 99	> 10 ⁶	
	Helmintos	60 a 80	> 1	
C	DBO	75 a 90	< 80	Lagoa facultativa Lagoa Anaer. + Lagoa Facult. UASB + Escoamento superficial UASB + <i>Wetland</i>
	SST	70 a 90	< 90	
	N-NH ₃	< 50	> 15	
	N-total	< 60	> 20	
	P-total	< 35	> 4	
	CTer	90 a 99	< 10 ⁶	
	Helmintos	99 a 99,9	< 1	
D	DBO	75 a 85	< 70	Lagoa Facult. + LM UASB + LP
	SST	70 a 85	< 80	
	N-NH ₃	50 a 65	< 15	
	N-total	50 a 65	< 20	
	P-total	< 50	< 4	
	CTer	99,9 a 99,999	< 10 ³	
	Helmintos	> 99	< 1	



Tabela 3.7 Padrões de qualidade e de eficiência de diversas tecnologias de tratamento de esgotos (cont.)

Padrão Tecnológico	Parâmetro de referência	Eficiências de remoção típicas (%)	Qualidade esperada do efluente (*)	Exemplos de tecnologias enquadradas no padrão tecnológico
E	DBO	85 a 95	< 50	UASB + LA UASB + BF
	SST	85 a 95	< 40	
	N-NH ₃	50 a 85	< 15	
	N-total	< 60	> 20	
	P-total	< 35	> 4	
	CTer	90 a 99	> 10 ⁶	
	Helmintos	60 a 80	> 1	
F	DBO	85 a 95	< 50	UASB + LA + DES UASB + BF + DES
	SST	85 a 95	< 40	
	N-NH ₃	50 a 85	< 15	
	N-total	< 60	> 20	
	P-total	< 35	> 4	
	CTer	99,9 a 99,999	< 10 ³	
	Helmintos	60 a 80	> 1	
G	DBO	75 a 95	< 50	TS + FA + FT + DES UASB + FA + FT + DES UASB + LA+ FT + DES UASB + BF + FT + DES UASB + FBP + FT + DES
	SST	80 a 95	< 40	
	N-NH ₃	20 a 85	< 15	
	N-total	20 a 60	> 20	
	P-total	< 35	> 4	
	Cter	99,9 a 99,999	< 10 ³	
	Helmintos	> 99	< 1	

* DBO e SST (mg/l), CTer - coliformes termotolerantes/100ml, Helmintos (ovos/l)

Legenda: BF = biofiltro aerado submerso; DES = desinfecção; FA = filtro anaeróbio;
FBP = filtro biológico percolador; FT = filtração terciária; LA = lodos ativados;
LM = lagoa de maturação; LP = lagoa de polimento; TS = tanque séptico;
UASB = reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo.

Em tese, em quaisquer das alternativas listadas com filtração terciária e desinfecção, estas unidades podem ser substituídas por lagoas de polimento ou de maturação.

Tabela 3.8 Diretrizes gerais para utilização de esgotos tratados

Tipo de utilização	Qualidade necessária para a água de reuso		Padrão tecnológico compatível (ver Tab. 3.7)	Exemplos de tecnologias de tratamento que se enquadram no padrão tecnológico (ver Tab. 3.7)
	Parâmetros microbiológicos	Outros		
Uso urbano irrestrito Irrigação (campos de esporte, parques, jardins e cemitérios, etc) e usos ornamentais e paisagísticos em áreas com acesso irrestrito ao público, limpeza de ruas e outros usos com exposição similar.	CT _{cr} < 200 /100ml Helmintos < 1 ovo/l	Esteticamente não objetável Esteticamente não objetável Turbidez < 5 uT Ver Nota 1	D G ver nota 5	Lagoa Facultativa + LM UASB + LP TS + FA + FT + DES UASB + FA + FT + DES UASB + LA + FT + DES UASB + BF + FT + DES UASB + FBP + FT + DES
Uso urbano restrito Irrigação (parques, canteiros de rodovias, etc.) e usos ornamentais e paisagísticos em áreas com acesso controlado ou restrito ao público, abatimento de poeira em estradas vicinais, usos na construção (compactação do solo, abatimento de poeira, etc.).	CT _{cr} < 1 x 10 ⁴ /100ml Helmintos < 1 ovo/l	Esteticamente não objetável Ver Nota 1	D e G ver nota 5	Lagoa Facultativa + LM UASB + LP TS + FA + FT + DES UASB + FA + FT + DES UASB + LA + FT + DES UASB + BF + FT + DES UASB + FBP + FT + DES
Uso predial Redes públicas e domiciliares de água utilizada para descarga de vasos sanitários	CT _{cr} < 1 x 10 ³ /100ml Helmintos < 1 ovo/l	Esteticamente não objetável Ver Nota 2	G ver nota 5	TS + FA + FT + DES UASB + FA + FT + DES UASB + LA + FT + DES UASB + BF + FT + DES UASB + FBP + FT + DES

Legenda: BF = Biofiltro aerado submerso; DES = desinfecção; FA=Filtro Anaeróbio; FBP = filtro biológico percolador; FT = filtração terciária ou outra barreira física; LA = Lodos Ativados; LM = lagoa de maturação; LP = lagoa de polimento; UASB = reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo. (1) Para o uso urbano de esgoto tratado por meio das tecnologias indicadas, não há restrição de DBO, DQO e SST. (2) Para efluentes com concentrações de DBO e NO₃ inferiores a 30 e 50 mg/L, respectivamente, e potencial de oxidação igual ou superior a 45 mV, não é esperada a geração de odores no sistema de armazenamento. (3) Para o uso agrícola do esgoto tratado por meio das tecnologias indicadas, não há restrição de DBO, DQO e SST. Todavia, efluentes com concentrações elevadas desses parâmetros podem favorecer a formação de biofilme e entupimento do sistema de irrigação (ver Capítulo 2). A limitação do parâmetro turbidez é decorrente da necessidade de remoção de protozoários, alcançada por meio de filtração terciária. Nos sistemas de tratamento por lagoas, a remoção de (oo)cistos de protozoários é indicada pela remoção de ovos de helmintos. (4) A etapa de desinfecção destina-se a atender o parâmetro microbiológico correspondente a cada modalidade de utilização de esgoto tratado, podendo eventualmente ser dispensada caso se consiga atingir o padrão recomendado apenas com a etapa de filtração terciária. (5) Em tese, em quaisquer das alternativas listadas a filtração terciária e a desinfecção podem ser substituídas por lagoas de polimento ou de maturação; neste caso não mais caberia o monitoramento de turbidez.

Tabela 3.8 Diretrizes gerais para utilização de esgotos tratados (cont.)

Tipo de utilização	Qualidade necessária para a água de reúso		Padrão tecnológico compatível (ver Tab. 3.7)	Exemplos de tecnologias de tratamento que se enquadram no padrão tecnológico (ver Tab. 3.7)	Observações
	Parâmetros microbiológicos	Outros			
Uso agrícola irrestrito Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura, inclusive culturas alimentícias consumidas cruas. Inclui também a hidroponia	CT _{cr} < 1 x 10 ⁷ /100ml Helmintos < 1 ovo/l	Ver Nota 3	D	Lagoa Facultativa + LM UASB + LP	Permitida a concentração de < 10 ⁴ Cter /100ml para o caso de irrigação por gotejamento de culturas elevadas (que não crescem rentes ao solo)
		Turbidez < 5 Ver Nota 3	G ver nota 5	TS + FA + FT + DES UASB + FA + FT + DES UASB + LA + FT + DES UASB + BF + FT + DES UASB + FBP + FT + DES	
Uso agrícola restrito Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura não ingerida crua, inclui culturas alimentícias e não alimentícias, forrageiras, pastagens e árvores. Inclui também a hidroponia.	CT _{cr} < 1 x 10 ⁷ /100ml Helmintos < 1 ovo/l	Ver Nota 3	D	Lagoa Facultativa + LM UASB + LP	É facultado o uso agrícola restrito de efluentes primários e secundários sem remoção de patógenos, desde que a prática de irrigação seja a aplicação subsuperficial (Padrões tecnológicos A, B, C, E e F)
		Ver Nota 3	G ver nota 5	TS + FA + FT + DES UASB + FA + FT + DES UASB + LA + FT + DES UASB + BF + FT + DES UASB + FBP + FT + DES	
Uso agrícola restrito com barreiras adicionais de controle da exposição humana (ex.: técnicas de irrigação e uso de equipamento de proteção individual)	CT _{cr} < 1 x 10 ⁷ /100ml Helmintos < 1 ovo/l	Ver Nota 3	C e D	Lagoa Facultativa + LM UASB + LP UASB + ES UASB + Wetland	
		Ver Nota 3	G ver nota 5	TS + FA + FT + DES UASB + FA + FT + DES UASB + LA + FT + DES UASB + BF + FT + DES UASB + FBP + FT + DES	

Legenda: BF = Biofiltro aerado submerso; DES = desinfecção; FA=Filtro Anaeróbio; FBP = filtro biológico percolador; FT = filtração terciária ou outra barreira física; LA = Lodos Ativado; LM = lagoa de maturação; LP = lagoa de polimento; UASB = reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo. (1) Para o uso urbano de esgoto tratado por meio das tecnologias indicadas, não há restrição de DBO, DQO e SST. (2) Para efluentes com concentrações de DBO e NO₃ inferiores a 30 e 50 mg/l, respectivamente, e potencial de oxi-redução igual ou superior a 45 mV, não é esperada a geração de odores no sistema de armazenamento. (3) Para o uso agrícola do esgoto tratado por meio das tecnologias indicadas, não há restrição de DBO, DQO e SST. Todavia, efluentes com concentrações elevadas desses parâmetros podem favorecer a formação de biofilme e entupimento do sistema de irrigação (ver Capítulo 2). A limitação do parâmetro turbidez é decorrente da necessidade de remoção de protozoários, alcançada por meio de filtração terciária. Nos sistemas de tratamento por lagoas, a remoção de (oo)cistos de protozoários é indicada pela remoção de ovos de helmintos. (4) A etapa de desinfecção destina-se a atender o parâmetro microbiológico correspondente a cada modalidade de utilização de esgoto tratado, podendo eventualmente ser dispensada caso se consiga atingir o padrão recomendado apenas com a etapa de filtração terciária. (5) Em tese, em quaisquer das alternativas listadas a filtração terciária e a desinfecção podem ser substituídas por lagoas de polimento ou de maturação; neste caso não mais caberia o monitoramento de turbidez.

A Experiência do PROSAB

Reatores UASB com Pré-tratamento por Peneiramento Forçado

Descrição Sucinta dos Experimentos

A Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) desenvolveu pesquisas buscando avaliar uma nova alternativa de pré-tratamento de esgoto bruto, através de uma unidade de peneiramento forçado, objetivando a melhoria da hidrólise e do desempenho de reatores UASB tratando esgotos tipicamente domésticos. Por pressuposto, a melhoria do desempenho dos reatores UASB traz benefícios em termos de demanda de pós-tratamento, por exemplo em termos de demanda de área de lagoas de polimento objetivando o reúso. Além disso, foram testadas diferentes condições operacionais e de alimentação dos reatores, buscando a otimização de parâmetros de projeto dos reatores. Isso foi feito através da avaliação do efeito da aplicação de diferentes condições hidrodinâmicas sobre o desempenho dos reatores experimentais.

Foram concebidos dois reatores UASB, idênticos, todavia um dos reatores era precedido de uma unidade de peneiramento forçado. A peneira utilizada foi construída em aço inoxidável e possuía aberturas de 1 mm, dificultando assim a entrada de sólidos de maiores dimensões no reator UASB e forçando a ruptura de partículas que passem pela peneira. Ou seja, o objetivo da unidade de peneiramento forçado não era reter os sólidos maiores que 1 mm, mas sim proporcionar a redução do tamanho das partículas antes de serem introduzidas no reator UASB. O peneiramento forçado foi conseguido devido à pressão do fluxo de esgoto à montante (entre 1,5 a 3,5 bar). A Figura 3.14 apresenta uma vista dos reatores UASB e da unidade de peneiramento forçado cujas características são listadas na Tabela 3.9.

Tabela 3.9 Principais características da unidade de peneiramento forçado em aço inoxidável

Característica	Valor
Diâmetro (mm)	150
Largura das aberturas (mm)	1,0
Pressão de trabalho (kgf/cm ²)	0 a 5



Figura 3.14 Vista dos reatores UASB (a) e da unidade de peneiramento forçado (b) da UFMG

Critérios e Parâmetros Operacionais

A pesquisa foi concebida para ser realizada em nove fases operacionais distintas, caracterizadas pela variação da seção transversal dos reatores, bem como da carga hidráulica e da altura do compartimento de digestão, conforme mostrado na Tabela 3.10. Todavia, os resultados consolidados nessa seção referem-se apenas às fases 1 a 6.

Tabela 3.10 Fases operacionais da pesquisa (UFMG)

Fase operacional	Dimensões do reator (m)	Vazão (m ³ /h)	Características do reator			
			Altura (m)	TDH (h)	Velocidade (m/h)	
					Abertura p/ decantador	Compartimento digestão
1	1,75 x 1,75	1,53	4,5	9,0	1,14	0,50
2		2,19	5,0	7,0	1,63	0,71
3		3,37	5,5	5,0	2,52	1,10
4	1,50 x 1,50	1,13	4,5	9,0	1,88	0,50
5		1,61	5,0	7,0	2,68	0,71
6		2,48	5,5	5,0	4,13	1,10
7	1,20 x 1,20	0,88	5,5	9,0	4,89	0,61
8		0,88	5,5	9,0	2,79	0,61
9		0,88	5,5	9,0	2,04	0,61

Resultados Alcançados (Qualidade do Efluente)

Os melhores resultados de qualidade do efluente dos reatores foram obtidos durante a fase 5 da pesquisa, quando estes foram operados com TDH de 7,0 horas, velocidade ascensional de 0,71 m/h e densidade de tubos de distribuição de esgotos igual a 2,25 m². Para estas condições operacionais, foram verificadas as seguintes faixas de concentrações médias, para ambos os reatores: (i) DBO_{total}: 61 a 64 mg/l; (ii) DBO_{filtrada}: 23 a 24 mg/l; (iii) DQO_{total}: 128 a 144 mg/l; (iv) DQO_{filtrada}: 67 a 76 mg/l e (v) SST: 55 a 67 mg/l; S_{Sed}: 0,1 a 0,2 ml/l.

Avaliação

- A UPF possibilitou a alteração da distribuição do tamanho de partículas presentes no esgoto bruto, aumentando a percentagem de partículas com diâmetros inferiores a 30µm. Todavia, não houve benefícios aparentes em termos de eficiência de remoção de matéria orgânica total e dissolvida (DBO e DQO) nos reatores, apesar do reator precedido da UPF apresentar atividade metanogênica específica (AME) superior à do reator controle.
- A produção diária dos sólidos retidos na peneira foi em média de 1,6g de resíduo/kg DQO aplicada.d. O resíduo da peneira apresentou teor de umidade aproximadamente de 82% além de considerável quantidade de matéria orgânica, haja vista a elevada relação STV/ST (maior que 80%). Além disso, é um resíduo de fácil biodegradabilidade aeróbia e de média biodegradabilidade anaeróbia podendo ser encaminhado a um digestor aeróbio para sofrer o processo de estabilização.
- Baixas concentrações médias de DBO_{filtrada} nos efluentes dos dois reatores (inferiores a 25 mg/l), são indicativas de elevada conversão da fração biodegradável.
- Os resultados relativos ao aumento da densidade de tubos de distribuição de esgotos não foram conclusivos em relação à melhora no regime de mistura e performance do reator.

Filtros Biológicos Percoladores

Descrição Sucinta dos Experimentos

A Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) desenvolveu pesquisas com uma unidade de filtração biológica aeróbia (filtro biológico percolador) com o objetivo principal de avaliar o desempenho do processo

utilizando meios suporte plásticos do tipo “anéis randômicos” e do tipo “modular fluxo cruzado” submetidos a cargas hidráulicas superficiais de 40, 65 e 80 m³/m².d. O aparato experimental da pesquisa foi constituído por grade de barras, desarenador, filtro biológico percolador e 2 decantadores secundários (Figura 3.15). O esgoto bruto afluente é típico de campi universitário e apresenta características similares às de efluentes de unidades de tratamento primário. Por essa razão o aparato experimental não é dotado de tratamento primário, como é a totalidade das estações de tratamento que emprega a tecnologia da filtração biológica aeróbia.



Figura 3.15 Vista da unidade experimental da UFRJ

Critérios e Parâmetros Operacionais

O filtro biológico em estrutura de fibra de vidro apresenta área superficial quadrada de $1,0 \text{ m}^2$ e altura de meio suporte de $3,0 \text{ m}$. O sistema de distribuição e molhamento do meio suporte é do tipo fixo, sendo constituído por uma bandeja perfurada. Os decantadores também são quadrados, estruturados em fibra de vidro, e apresentam, cada um, área superficial de $1,7 \text{ m}^2$ e profundidade de $2,2 \text{ m}$. Os meios suporte plásticos utilizados foram do tipo randômico, com área superficial específica de $80 \text{ m}^2/\text{m}^3$ e índice de vazios de 95%, e do tipo modular fluxo cruzado com mesmo índice de vazios e área superficial específica em torno de $160 \text{ m}^2/\text{m}^3$. A Tabela 3.11 mostra as condições operacionais investigadas.

Tabela 3.11 Condições operacionais da unidade de filtração biológica aeróbia

Taxa de Aplicação Superficial ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$)	Fases e Sub-fases	Meio Plástico	
		Randômico (A) 	Mod. Fluxo Cruzado (B) 
40	(I)	(A-I)	(B-I)
65	(II)	(A-II)	(B-II)
80	(III)	(A-III)	(B-III)

Resultados Alcançados (Qualidade do Efluente)

Os melhores resultados de qualidade do efluente final foram obtidos quando o filtro biológico percolador foi operado com a taxa de aplicação superficial de $40 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, tendo sido verificadas as seguintes concentrações médias, para ambos os tipos de meio suporte: $\text{DBO} = 32 \text{ mg/l}$ e $\text{SST} = 30 \text{ mg/l}$. Além das baixas concentrações obtidas no efluente final, os padrões de lançamento de 60 mg/l para DBO e SST foram 100% de atendidos.

Avaliação

O filtro biológico percolador apresentou performance similar quando utilizados os dois diferentes meios suporte plásticos. A melhor performance da unidade ocorreu no período em que esteve submetida à taxa de aplicação hidráulica de $40 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, embora somente quando comparada à taxa de $80 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ pudessem ser comprovadas diferenças estatisticamente significativas entre as concentrações efluentes de DBO e SST .

Todas as cargas hidráulica e orgânica aplicadas foram relativamente elevadas quando comparadas ao valor máximo usualmente recomendado para meios suporte em pedra. Nesse sentido é relevante destacar os resultados alcançados pela taxa de $65 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, ressaltando-se que este valor é equivalente a mais que o dobro do valor máximo recomendado, de $30 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, para meio de suporte convencional.

Lagoas

Descrição Sucinta dos Experimentos

Distintos sistemas de lagoas foram objetos de pesquisas em quatro instituições. O grupo da Universidade de São Paulo (USP) trabalhou em um sistema em escala real em Lins - SP, operados pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP (dois sistemas em paralelo constituídos por lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas); os experimentos envolveram estudos de pós-tratamento por processo físico-químico, o uso do efluente final na agricultura e a verificação de impactos no solo (ver capítulo 5 deste livro). O grupo da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) trabalhou em um sistema piloto reator anaeróbio compartimentado + lagoa de polimento; os experimentos envolveram também estudos de pós-tratamento por processo físico-químico e a utilização do efluente em hidroponia (ver capítulo 7). Na Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) foi avaliado um sistema reator UASB + lagoas de polimento em escala piloto, com e sem chicanas. O grupo da Universidade Federal de Viçosa (UFV) realizou estudos em um sistema de lagoas em série em escala piloto, utilizada no pós-tratamento de efluente de reator UASB seguido de biofiltro aerado, objetivando a modelagem da remoção de nitrogênio amoniacal e *E. coli*, além de *Salmonella* e ovos de *Ascaris*, por inoculação; o efluente do sistema UASB + BF foi utilizado em experimentos de irrigação de forrageira e alimentação de caprinos; o efluente final da série de lagoas em experimentos de piscicultura (ver Capítulo 8).

Critérios e Parâmetros Operacionais

No sistema de Lins, as lagoas anaeróbias operaram com taxa de aplicação volumétrica de $0,043 \text{ kg DBO} / \text{m}^3 \cdot \text{dia}$ e tempo de detenção hidráulica de 5,8 dias, não considerado o volume ocupado pelo lodo. Cada

lagoa facultativa possuía 405 m de comprimento, 106 m de largura e 1,9 m de profundidade útil, operando com 13,9 dias de tempo de detenção hidráulica e taxa de aplicação superficial de 160 kg DBO / ha . dia, considerando-se 50% de remoção de DBO nas lagoas anaeróbias.

A lagoa de polimento piloto utilizada pela UFES possuía 8 m de comprimento, 4 m de largura e 1,4 m de profundidade útil, perfazendo o volume útil de 44,8 m³. Manteve-se um tempo de detenção hidráulica de 5 dias, correspondente à taxa de aplicação superficial de 238 kg DBO / ha . dia. A Figura 3.16 apresenta as lagoas utilizadas nos experimentos da USP e da UFES.



Figura 3.16 Sistema de lagoas de Lins - SP (esquerda) e lagoa piloto da UFES (direita)

As lagoas em escala piloto utilizadas na UFPE foram postas em funcionamento sob o tempo de detenção hidráulica de 5 dias, ambas com as mesmas dimensões em planta e 1 m de profundidade útil, sendo que a lagoa sem chicanas possuía relação comprimento / largura de 2 : 1, enquanto que a chicaneada teve essa relação aumentada para 6 : 1.

Nas pesquisas desenvolvidas na UFV, três lagoas de polimento piloto operaram em série com profundidades úteis variáveis na faixa de 0,3 m a 0,9 m e tempos de detenção hidráulica entre 2,5 dias e 9,4 dias, em cada uma delas, objetivando a modelagem da remoção de nitrogênio e de *E. coli*. Um outro sistema constituído de três lagoas em série foi utilizado para modelagem do decaimento de *Salmonella* e ovos de *Ascaris*, inoculados nos esgotos; estas três lagoas trabalharam com profundidade útil de 0,90m., sendo que nas duas primeiras foi mantido o tempo de detenção de 4 dias e, na terceira, 3 dias. A Figura 3.17 ilustra as lagoas de estabilização em escala piloto utilizadas nos experimentos da UFPE e da UFV.



Figura 3.17 Lagoas da UFPE (esquerda com chicana, centro, sem chicana) e UFV (direita)

Resultados Alcançados (Qualidade do Efluente)

Na Tabela 3.12 são apresentados os resultados (média e desvio padrão) obtidos nas análises e exames dos efluentes finais das lagoas utilizadas pela UFES, UFPE (lagoa sem chicanas), USP e UFV.

Com relação ao sistema de lagoas de Lins utilizado nas pesquisas da USP, pode ser dito que as condições operacionais identificadas são condizentes com os critérios e parâmetros de dimensionamento recomendados para as condições climáticas da região. As características do efluente final podem ser consideradas na faixa esperada para o tipo de sistema em questão (lagoa anaeróbia + lagoa facultativa primária), registrando a incapacidade para o atendimento consistente ao padrão de emissão de 20 mg N / L para nitrogênio amoniacal estabelecido na Resolução 357/2005 do CONAMA (CONAMA, 2005). O efluente da lagoa facultativa apresentou coliformes termotolerantes e *E.coli* da ordem de 10^6 e 10^5 org / 100ml, respectivamente, também condizente com a configuração do sistema (lagoa facultativa em célula única com TDH = 14 dias). De certa forma surpreendente é a detecção de ovos de helmintos no efluente final, o que considerado em conjunto com a qualidade bacteriológica, limitaria sua utilização para fins agrícolas.

Comentários muito semelhantes podem ser feitos em relação aos resultados obtidos com as lagoas de polimento avaliadas na UFES e na UFPE, exceção, feita à ausência de ovos de helmintos (UFES) ou o atendimento do padrão < 1 ovo / L para a irrigação (UFPE). Nos experimentos da UFES chama atenção a ausência de ovos de helmintos

Tabela 3.12 Características dos efluentes finais das lagoas utilizadas nas pesquisas na UFES, UFPE, USP e UFV (médias e desvio padrão)

Parâmetro	UFES	UFPE	USP	UFV
SST (mg/l)	99 (40)	53 (32)	190 (83)	61 (24)
DBO (mg/l)	76 (26)	50 (20)	63 (22)	24 (10)
DQO (mg/l)	202 (60)	91(33)	206 (89)	147 (48)
NH ₃ (mg/l)	32 (9,3)	10 (5,4)	26 (11)	15 (8)
Ptotal (mg/l)	6 (1,4)	3 (1,3)	3,8 (2,1)	8,7 (3,8)
K (mg/l)	13 (2)	15 (4,8)	11 (1,7)	15,5 (1,1)
Cloretos (mg/l)	-	94 (37,3)	54 (11)	45 (14)
RAS (meq/l)	5,8 (1)	3,5 (2,4)	15,8 (2,7)	5,6 (0,7)
Clorofila- <i>a</i> (µg/l)	780 (561)	422 (371)	830 (37)	309 (122)
Algas (org/ml)	7,3 x 10 ⁶	-	275 (147)	1,4 x 10 ²
Zooplâncton (org/m ³)	-	-	-	2,4 x 10 ⁵
CT (NMP/100ml)	5,6 x 10 ⁶	1,7 x 10 ⁶	4,1 x 10 ⁶	7,9 x 10 ⁴
<i>E. coli</i> (NMP/100ml)	9,7 x 10 ⁵	-	4,4E x 10 ⁵	8,1E x 10 ²
Helmintos (ovos/l)	ND	0,5(0,3)	1,7 (2,7)	ND
<i>Salmonella</i> sp. (NMP/100ml)	< 3	-	ND	-
<i>Cryptosporidium</i> sp. (oocistos/l)	1,8 (6,4)	-	15 (15)	-
<i>Giardia</i> sp (cistos/l)	116 (101)	-	44 (48)	-

Valores entre parênteses: desvio padrão; CT: coliformes totais; CTer: coliformes termotolerantes; ND: não detectável; contagens bacterianas em termos de médias geométricas, demais resultados em médias aritméticas.

junto à detecção de (oo)cistos de protozoários, o que levantaria dúvidas sobre o corrente emprego da remoção dos primeiros como indicador da remoção dos segundos. A qualidade bacteriológica dos efluentes ($\approx 10^6$ CTer / 100ml) é coerente com a configuração das unidades (lagoa de polimento única com TDH = 5 dias). A pesquisa na UFPE mostrou ainda que, para o tempo de detenção de 5 dias, o chicaneamento não promoveu aumento na remoção de coliformes, como sugere a literatura, mas promoveu sim uma melhoria na remoção de ovos de helmintos. A limitada remoção de amônia na lagoa da UFES é também condizente com a configuração da lagoa (TDH = 5 dias e h = 1,4 m); por sua vez os experimentos da UFPE evidenciam o potencial de lagoas de polimento rasas na remoção de amônia (TDH = 5 dias e h = 1,0 m). Cabe ressaltar que neste caso específico, influiu também a alta temperatura local, além do fato do esgoto afluente ser bastante diluído, portanto, essa elevada eficiência de remoção de amônia deve ser considerada com reservas.

As unidades piloto da UFV foram concebidas para potencializar a remoção de patógenos e amônia (lagoas rasas em série). A modelagem de um vasto banco de dados (quatro anos, Editais 3 e 4 do PROSAB) confirma a capacidade de sistemas de lagoas de polimento / maturação em produzir

efluentes de excelente qualidade microbiológica. Dentre a faixa testada de profundidades das lagoas (0,4 - 0,9 m), as recomendações da OMS seriam alcançadas com os seguintes tempos de detenção hidráulica (TDH): (i) irrigação restrita e piscicultura ($\approx 10^4$ *E.coli* / 100 ml): 10 dias; (ii) irrigação irrestrita (10^3 *E.coli* / 100 ml): 16 dias e (iii) irrigação restrita e irrestrita (< 1 ovo helminto / L): 8 - 10 dias. *Salmonellas* inoculadas no sistema de lagoas apresentaram um rápido decaimento ($10^7 - 10^1$ org / 100 ml em 11 dias de TDH) e taxa de mortalidade com padrão bem similar à de *E.coli* (Figura 3.18).

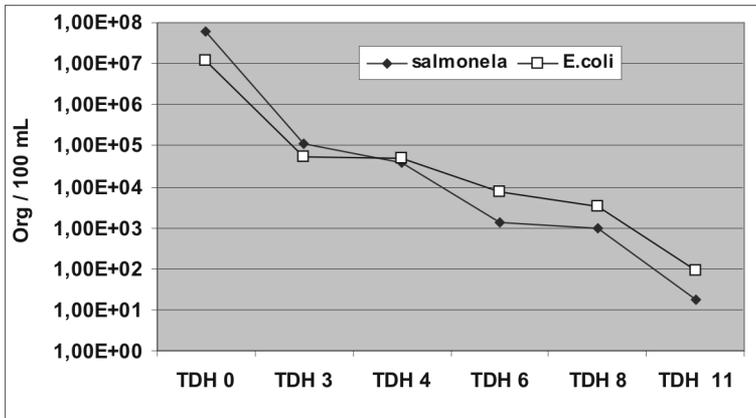


Figura 3.18 Decaimento de salmonela e *E.coli* nas lagoas de polimento da UFV

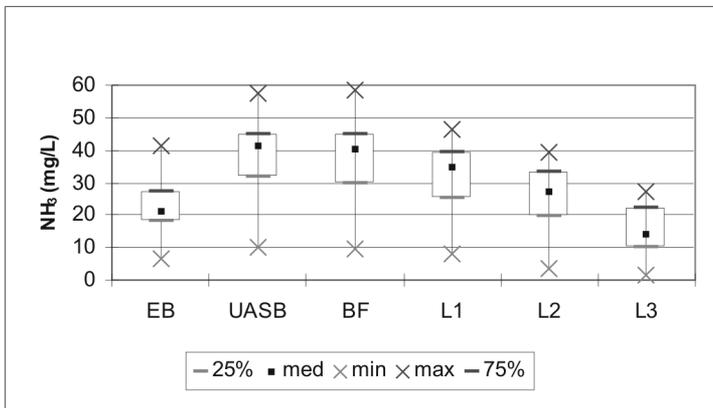


Figura 3.19 Remoção de amônia nas lagoas de polimento da UFV.

EB: esgoto bruto; UASB: efluente do reator UASB; BF: biofiltro submerso aerado; L1; efluentes das lagoas

A remoção de amônia durante o Edital 4 variou entre 60 - 70%, sendo que a modelagem desta variável (Editais 3 e 4) permitiu estimar um TDH total de 25 dias para a produção de um efluente final plenamente adequado à piscicultura (2 mg NH₃/L) (ver capítulo 8 deste livro). Entretanto, o efluente final atendeu de forma consistente o padrão de lançamento de amônia (20 mg NH₃/L) (Figura 3.19).

Avaliação

Os resultados destes experimentos confirmam que sistemas de lagoas requerem critérios de projeto específicos (TDH, altura de lâmina e configuração em série de lagoas de polimento / maturação) para alcançarem elevados padrões de qualidade de efluentes em termos de amônia e qualidade microbiológica, tendo em vista o reúso (piscicultura no caso da amônia) ou o lançamento em corpos receptores.

Com relação aos padrões de qualidade da água do corpo receptor, podem ser previstas dificuldades para a descarga em águas de qualidade mais restritivas, principalmente em termos de fósforo e clorofila *a*.

Do ponto de vista da utilização para a irrigação e piscicultura do efluente, pode ser registrada a grande disponibilidade de plâncton, nitrogênio, potássio e, em parte, de fósforo dos efluentes finais. No que diz respeito a potenciais impactos no solo e nas plantas (salinidade, sodicidade e toxicidade), não haveria maiores restrições de uso dos efluentes estudados, à exceção da elevada RAS da lagoa facultativa de Lins, que se deve à concentração elevada de sódio na própria água de abastecimento daquele município.

Filtros de pedra para polimento de efluentes de lagoas

Descrição sucinta dos experimentos

Os efluentes de lagoas facultativas e de maturação podem apresentar altas concentrações de sólidos suspensos, atingindo valores superiores a 100 mg SST / l (MIDDLEBROOKS, 1995), necessitando, portanto, de um polimento. Diferentes alternativas podem ser empregadas, dentre estas: filtros de areia, filtros de pedra e filtros plantados com macrófitas – *constructed wetlands* (KIMWAGA et al., 2004; PHILIPPI; SEZERINO, 2004; JOHNSON; MARA, 2002; SAIDAM et al., 1995; MIDDLEBROOKS, 1995).

Praticamente inexistem informações ou critérios de dimensionamento para filtros grosseiros quando aplicados ao polimento de efluentes de lagoas de estabilização, impossibilitando assim obtenção de relações de máximas cargas aplicadas de sólidos suspensos ou máximas taxas hidráulicas. Por esse motivo, no âmbito do edital 4 do PROSAB, a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e a UFMG desenvolveram pesquisas com filtros de pedras para polimento de efluentes de lagoas. As unidades experimentais utilizadas por estas duas instituições podem ser visualizadas nas Figuras 3.20 e 3.21. Enquanto nos experimentos realizados pela UFSC os filtros de pedra tinham granulometria que variava de brita 1 até brita 4, nos realizados pela UFMG foram utilizados filtros preenchidos com brita 3 e com pedra de mão, conforme detalhado na Tabela 3.13.

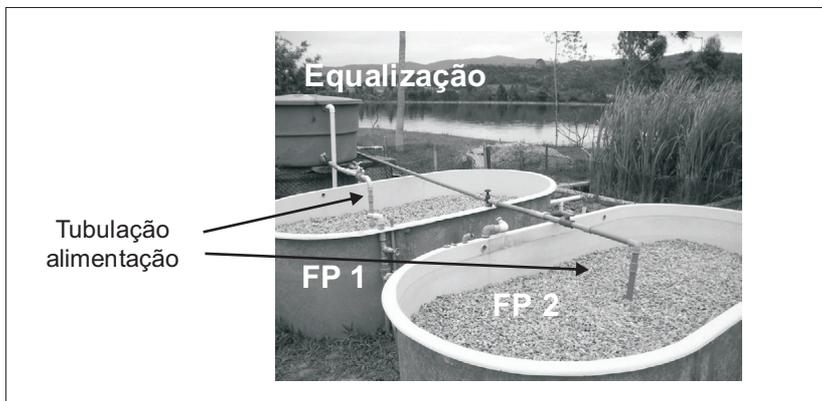


Figura 3.20 Vista do aparato experimental da UFSC (Filtros de Pedra 1 e 2)

Tabela 3.13 Características e principais parâmetros operacionais dos filtros de pedra (experimentos da UFSC e UFMG)

Característica / Parâmetro dos Filtros de Pedra	Experimento UFSC		Experimento UFMG	
	Filtro de Pedra 1	Filtro de Pedra 2	Filtro de Pedra 1	Filtro de Pedra 2
Tipo de afluente	Lagoas facultativas		Lagoas de polimento	
Volume de reação (m ³)	2,1 m ³	2,1 m ³	19,1 m ³	19,1 m ³
Material Filtrante	Brita 4, 3 e 1	Brita 1	Brita 3	Pedra de mão
Taxa de Aplicação Hidráulica (m ³ /m ³ .dia)	0,17	0,17	0,50	0,50
Carga Volumétrica Aplicada (gDQO/m ³ .dia)	35	35	85	85
Carga Volumétrica Aplicada (gSS/m ³ .dia)	13	13	37	37

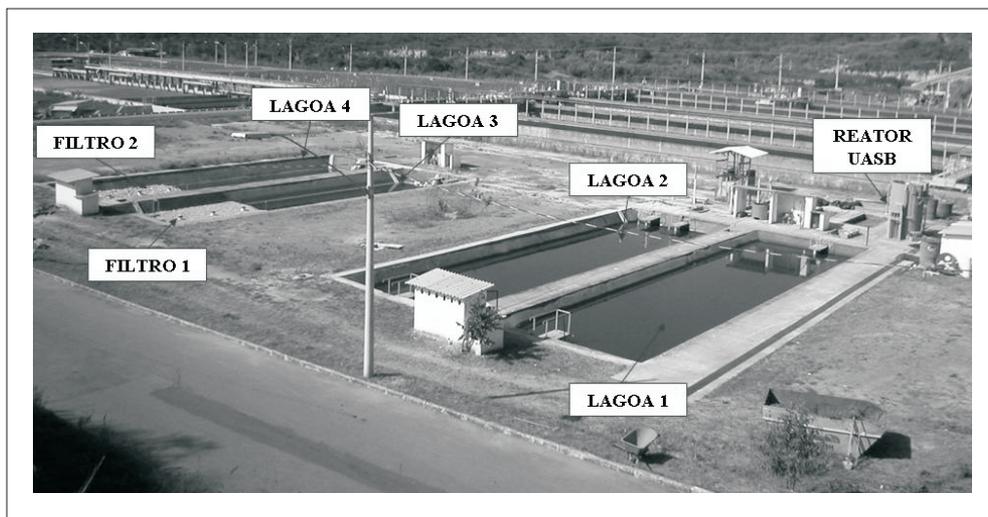


Figura 3.21 Vista do aparato experimental da UFMG (Reator UASB, Lagoas 1, 2, 3, e 4 e Filtros de pedras 1 e 2)

Resultados Alcançados (Qualidade do Efluente)

A Tabela 3.14 sumariza os resultados de qualidade do efluente final obtidos para os filtros de pedra.

Tabela 3.14 Qualidade do efluente final dos filtros de pedra (experimentos da UFSC e UFMG)

Parâmetro	Experimento UFSC		Experimento UFMG	
	Filtro de Pedra 1	Filtro de Pedra 2	Filtro de Pedra 1	Filtro de Pedra 2
DBOt (mg/l)	73	74	27	32
DQOt (mg/l)	102	92	111	121
SST (mg/l)	18	14	27	58
<i>E. coli</i> (NMP/100ml)	1,71E+4	6,33E+3	0,6 E+2	4,2E+3

Avaliação

Para os filtros de pedra estudados pela a UFSC, ambos apresentaram baixos teores de SS nos efluentes. Diante dos resultados obtidos, os filtros de pedra apresentam-se como uma ferramenta eficiente na remoção de DQO e SS (biomassa algal) de efluentes de lagoas de estabilização facultativas.

O sistema da UFMG, constituído por um reator UASB, quatro lagoas de polimento rasas e filtros de pedra, teve um ótimo desempenho, comparável ao de vários sistemas mais sofisticados de tratamento de esgotos. A qualidade bacteriológica do efluente final permite sua utilização para irrigação irrestrita, segundo as diretrizes da Organização Mundial de Saúde; a qualidade do efluente final em termos de DBO, DQO, SS e *E coli* permite ainda a utilização para algumas formas de uso urbano, recreacional e industrial restritos, segundo as diretrizes norte-americanas da EPA (ver Capítulo 2). A perda de carga nos filtros, após quase dois anos de operação, foi desprezível. A simplicidade do sistema, ausência de mecanização, baixo consumo de energia e de produtos químicos, aliados ao baixo custo de implantação e operação, sugerem a elevada aplicabilidade do sistema analisado.

Acredita-se que o sistema reator UASB + lagoas de polimento + filtros grosseiros já possa ser aplicado em escala real, como mais um modelo tecnológico bem adequado à nossa realidade.

Filtros intermitentes em leito de areia (FILA)

Descrição Sucinta dos Experimentos

Filtros intermitentes em leito de areia (FILA) são reatores aeróbicos de leito fixo onde ocorrem processos físicos e biológicos com uma história de desenvolvimento de mais de 100 anos (ANDERSON, 1985; CRITES; TCHOBANOGLIOUS, 1998). Partículas mais grosseiras são retidas por ação mecânica e partículas menores são removidas por transporte e adesão, segundo modelo proposto por Smoluckowski.

Para atender principalmente a manutenção do suprimento permanente de ar para as bactérias, os filtros intermitentes funcionam segundo uma alternância entre dosagem e descanso. É durante esta última que o estoque de oxigênio nos espaços vazios do leito se renovam pelos mecanismos de difusão molecular. A alternância permite ainda a gestão do crescimento biológico. Como em qualquer processo biológico, a oxidação da matéria orgânica é acompanhada de um desenvolvimento bacteriano que, se não for equilibrado por processos reguladores, provoca a colmatção do filtro. É durante a fase de repouso, quando cessa o aporte de alimento, que ocorre o processo regulador da massa biológica através da

respiração endógena. Esse controle ajuda ainda na preservação das condições de infiltração do leito.

Essa tecnologia já é bastante utilizada como solução individual para tratamento de efluentes de tanques sépticos, sendo recomendadas taxas de aplicação hidráulica da ordem de $0,05 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{dia}$. Essas taxas são, contudo, muito conservadoras, possivelmente devido ao fato desses filtros, na maioria dos casos, serem enterrados, dificultando a sua manutenção. Assim, a Universidade Federal da Bahia (UFBA) avaliou o potencial de sua utilização com taxas mais elevadas visando seu emprego no polimento de efluentes secundários, sobretudo os de reatores anaeróbios de manta de lodo.

Critérios e Parâmetros Operacionais

A unidade experimental dos filtros FILA tratou os esgotos da Escola Politécnica da UFBA (Figura 3.22). Foram testadas areias com tamanhos efetivos de 0,5, 0,7 e 1,2mm, com frequências de aplicação de 24, 48 e 96 doses por dia, para uma taxa de aplicação de $0,6 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$, que resultaram em vários tempos médios de passagem pelo leito, variando de 14,8 a 32,6 minutos.

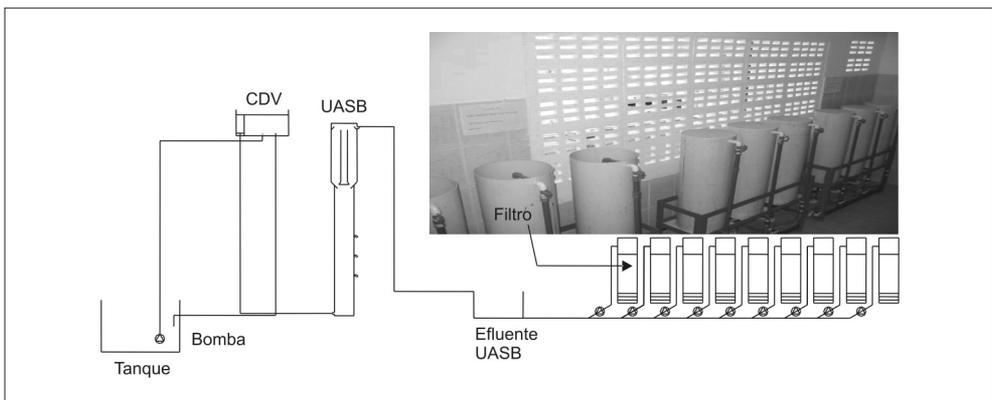


Figura 3.22 Aparato experimental dos filtros intermitentes em leito de areia (UFBA)

Resultados Alcançados (Qualidade do Efluente)

Os FILAs foram eficientes na remoção de DBO, DQO, sólidos suspensos e coliformes termotolerantes, especialmente para os maiores tempos médios de passagem, resultado da conjugação do tamanho efetivo com a frequência de aplicação. A eficiência de remoção de coliformes termotolerantes para leitos filtrantes foi sensivelmente reduzida com a redução do tempo de passagem, entretanto, DBO e SS não foram fortemente afetados pelo aumento das taxas de aplicação. Para taxas de aplicação de $0,4 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{dia}$ nos filtros com areias de tamanho efetivo inferior ou igual a 1,2 mm, os valores médios encontrados foram: (i) DBO= $8,0 \pm 3,6 \text{ mg/l}$; (ii) DQO= $76,8 \pm 40,5 \text{ mg/l}$ e (iii) SST= $3,2 \pm 3,5 \text{ mg/l}$; (iv) Coliformes termotolerantes $< 1.000 \text{ org} / 100\text{ml}$.

Avaliação

Os FILAs apresentaram efluentes de boa qualidade mesmo quando operados com elevadas taxas de aplicação hidráulica. Para os leitos de tamanhos efetivos acima de 1,0 mm foi possível alcançar carreiras superiores a um ano. Também foi observado que a geração de lodo excedente foi muito pequena, mesmo quando recebendo esgotos oriundos de unidades anaeróbias de baixa eficiência de remoção. A boa qualidade do efluente, associada à baixa cor e turbidez e ausência de odor, confere-lhe um grande potencial em aplicações urbanas, para as quais, os aspectos estéticos, além dos higiênicos, têm grande importância.

Filtros Rápidos de Areia

Descrição Sucinta dos Experimentos

A ETE Cambuí da SANEPAR recebe os esgotos sanitários da Bacia do Rio Cambuí (Campo Largo - PR) e emprega complexo fluxograma de tratamento, a saber: tratamento preliminar, reator anaeróbico tipo RALF, tratamento físico-químico com flotação por ar dissolvido e desinfecção. A Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUC PR) projetou e operou uma instalação experimental que utilizou o efluente flotado, enviado por bombeamento ao filtro piloto. O filtro rápido de areia, de leito duplo descendente, foi construído com altura de carga de 1,70 m, leito de carvão de 55 cm (diâmetro efetivo, DE: 0,90 mm), leito de areia de 25 cm (DE: 0,45 mm) e fundo de 30 cm. Não foi utilizada camada suporte na filtração

descendente por sugestão do fabricante da crepina (bocal de fundo). O efluente filtrado ia por gravidade ao tanque de contato, para desinfecção e, finalmente, ao reservatório para a lavagem do filtro, por bombeamento, quando necessário (Figura 3.23a).

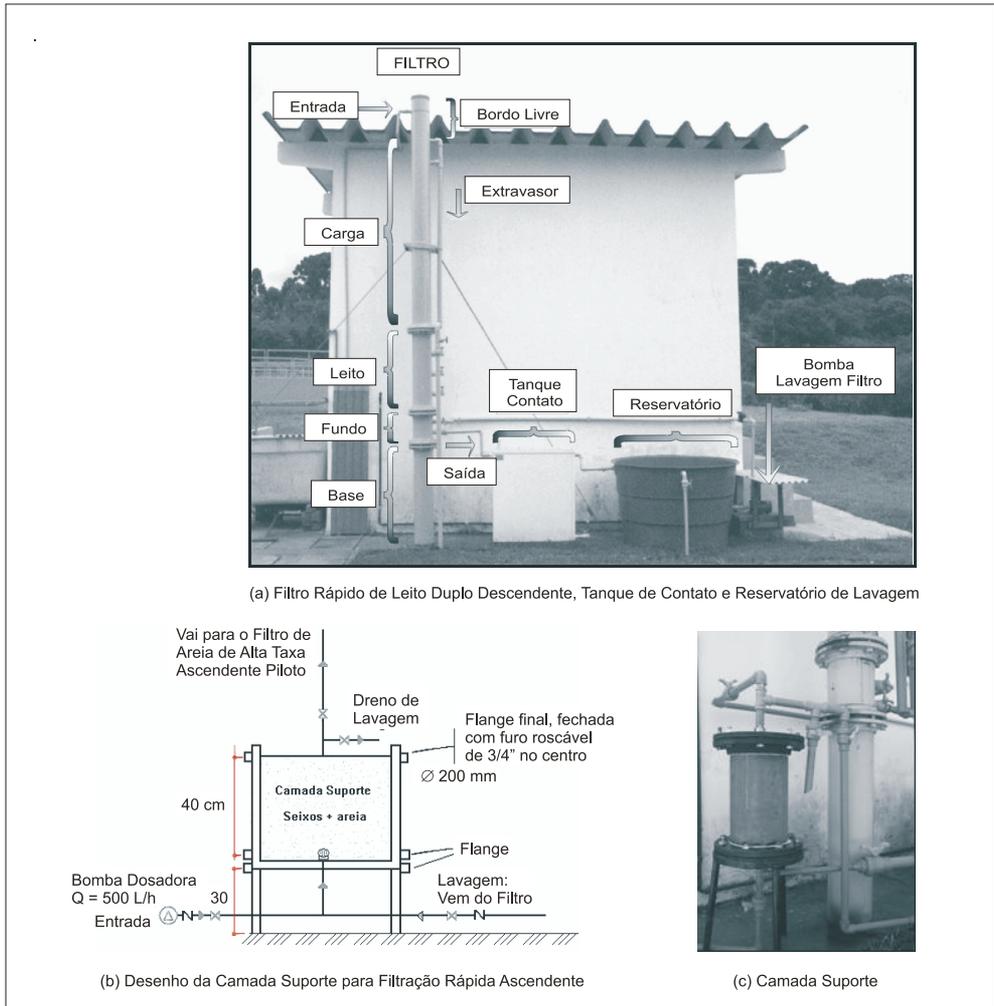


Figura 3.23 Unidade piloto de filtração rápida de areia (PUC PR)

Posteriormente o filtro piloto foi modificado para operar com filtração ascendente, utilizando agora a camada suporte, constituída de material granular de altura igual a 40cm, atuando como pré-filtro (ver Figura 3.23 b e c) e 80cm de leito de areia (DE: 0,60mm) no filtro.

Critérios e Parâmetros Operacionais

As taxas de aplicação hidráulica aplicadas variaram de 200 a 100 m³ / m² .dia, observando os limites citados em Azevedo Netto (1987) e Tchobanoglous *et al.* (2003). A corrida de filtração descendente, medida em horas, foi delimitada até que a perda de carga total atingisse 1,70 m, avaliada através de piezômetros externos ao filtro. No filtro ascendente a necessidade da lavagem foi determinada pela qualidade do efluente, medida como turbidez e limitada inicialmente em 20 uT. A lavagem se efetuou por fluxo ascendente, com velocidade ascensional de 0,9 m / min. até que o líquido descartado adquirisse aspecto clarificado. O consumo de água foi medido através de hidrômetro.

Resultados Alcançados (Qualidade do Efluente)

A filtração rápida descendente apresentou efluentes com as características descritas na Tabela 3.15, sendo que os valores dos parâmetros foram sensíveis às taxas de filtração aplicadas. No entanto, como se observou em todas as taxas ensaiadas, o tempo de filtração nunca ultrapassou 12 h, devido a colmatação do leito, ao se projetar o valor da perda de carga para até 1,70 m. Este fato deveu-se as características do efluente da ETE Cambuí, que continha muitos sólidos durante todo o período de operação, com qualidade aquém da observada durante o monitoramento da ETE no PROSAB 2 (março e julho de 2001). Assim, a taxa de 200m³/m².dia testada inicialmente, foi sendo reduzida até 100 m³ / m² . dia.

Tabela 3.15 Comparação da qualidade do filtrado nas diversas taxas de aplicação para a filtração descendente (experimentos da PUC PR)

Taxas de filtração (m ³ / m ² . dia)	Parâmetros*			
	DQO (mg / L)	Turbidez (uT)	SST (mg / L)	Tempo para colmatação (h)
200	73 (23)	29 (8)	19,3 (0,6)	6
150	59 (18)	11 (6)	13,1 (8,2)	8
100	31 (19)	9 (5)	9,1 (4,9)	12

*Valores do desvio padrão entre parênteses

Estes resultados reiteram a necessidade da operação do filtro ascendente contando com um pré-filtro granular. Na filtração ascendente não se observou o fenômeno da colmatação, porém o efluente apresentou qualidade inferior à da filtração descendente, bem com ultrapassou a

turbidez pré-fixada. Para a taxa de filtração de $100 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{dia}$ os valores encontrados para a DQO, turbidez e SST foram 31 mg / l , 9 uT e $9,1 \text{ mg / l}$, respectivamente. Tanto na filtração descendente como na ascendente, o tempo para a lavagem do filtro foi de 15 minutos, mesmo quando a filtração ascendente durou 24 horas.

Avaliação

No caso da filtração descendente, a qualidade do efluente foi melhorando, proporcionalmente à diminuição da taxa de filtração, parâmetro que subsidiou a decisão de qual taxa operar a filtração ascendente. No entanto ressalte-se que a filtração descendente teve problemas de colmatação do filtro, devido à má qualidade do afluente (efluente do flotador), tanto que não foi possível superar o período de 12 horas sem extravasamento do filtro. Para diminuir a colmatação do leito filtrante poderiam ser utilizados materiais com maior diâmetros efetivos (DE). Tchobanoglous *et al.* (2003) recomendam para a filtração descendente valores médios de $0,65 \text{ mm}$ e $1,30 \text{ mm}$, respectivamente para a areia e o carvão, e a altura do leito se estenderia dos atuais 80 cm aos 108 cm . Ressalte-se ainda que a filtração terciária deve ser aplicada somente a efluentes secundários de melhor qualidade, apresentando, como sugestão, SST de 20 a 40 mg / l .

Tratamento Físico-Químico

Descrição Sucinta dos Experimentos

O tratamento de águas residuárias pode ser obtido pela adição de produtos químicos, sendo a coagulação-floculação e precipitação química os processos de tratamento de maior interesse. A coagulação-floculação envolve diversas reações e mecanismos que resultam na agregação de pequenas partículas em suspensão ou coloidais, o que facilita a separação das mesmas para produção de efluente clarificado. Por outro lado, a precipitação química refere-se a insolubilização de certos poluentes, destacando-se a remoção do fósforo e metais pesados na depuração de águas residuárias (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003). O uso combinado de processos físico-químicos e biológicos permite um efluente com maior regularidade nos parâmetros de qualidade, o que contribui para a proteção da qualidade dos recursos hídricos.

Critérios e Parâmetros Operacionais

Várias modalidades de tratamento físico-químico foram investigadas no Edital 4 do PROSAB. A UFRJ avaliou o desempenho do processo de decantação primária quimicamente assistida (CEPT) no tratamento primário de esgotos doméstico, considerando como variáveis os produtos químicos e as taxas de aplicação superficial. Já a UFES avaliou o pós-tratamento físico-químico visando à remoção de SS, DQO, DBO e coliforme, para um efluente de um sistema constituído de um reator anaeróbio compartimentado (tipo UASB) seguido de lagoa de polimento. A Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) utilizou a remoção seletiva de matéria orgânica e SST através da utilização de reator UASB seguido de flotação em dois estágios com o objetivo de remover os sólidos em suspensão e matéria orgânica mantendo os nutrientes (nitrogênio e fósforo) contidos no efluente tratado, e a USP avaliou comparativamente a aplicação de processo à base de coagulação e floculação com separação de sólidos em decantador lamelar ou flotador com ar dissolvido, empregando-se sulfato de alumínio ou cloreto férrico, sobre os efluentes da lagoa anaeróbia ou facultativa. A Tabela 3.16 apresenta parâmetros médios de dimensionamento de unidades de tratamento físico-químico e dosagens usuais de coagulantes para diferentes objetivos de tratamento utilizados nos experimentos do PROSAB.

Tabela 3.16 Parâmetros operacionais e de dimensionamento de unidades do tratamento físico-químico (experimentos da UFRJ, UFES, USP e UFRGS)

Aplicação	Taxa de aplicação ($m^3/m^2 \cdot d$)	Coagulantes (faixas de concentração)
Decantação primária quimicamente assistida	80 a 120 $m^3 / m^2 \cdot d$	$FeCl_3$: 70 a 75 mg/l
		Al_2O_3 : 50 a 70 mg/l
		Polímero orgânico catiônico: 14 a 16 mg/l
Polimento de efluente	Decantação acelerada: 60 a 80 $m^3 / m^2 \cdot d$	$FeCl_3$: 30 a 180 mg/l $Al_2(SO_4)_3$: 10 a 180 mg/l
	Flotação por ar dissolvido: 40 a 60 $m^3 / m^2 \cdot d$	
Polimento de efluente	Flotação em dois estágios: 580 $m^3 / m^2 \cdot d$	Polímero catiônico : 0 a 15 mg/l

Resultados Alcançados (Qualidade do Efluente)

A Tabela 3.17 apresenta faixas de valores de qualidade no efluente de tecnologias de tratamento de águas residuárias urbanas mediante a

adição de produtos químicos.

Tabela 3.17 Qualidade do efluente de sistemas físico-químicos encontradas nos experimentos da UFRJ, UFES, USP e UFRGS)

Parâmetro	Decantação primária quimicamente assistida	Polimento de efluente processo biológico		
		UASB ⁽¹⁾	Lagoa anaeróbia ⁽²⁾	Lagoa facultativa e de polimento ⁽²⁾
DBO ₅ (mg/l)	150 - 180	20 - 40	20 - 50	20 - 50
DQO (mg/l)	-	40 - 80	120 - 150	40 - 80
SS (mg/l)	40 - 70	20 - 40	20 - 50	15 - 30
NTK (mg/l)	30 - 60	40 - 60	30 - 60	30 - 50
NH ₄ -N (mg/l)	30 - 40	30 - 40	30 - 40	25 - 40
NO ₃ -N (mg/l)	-	-	-	0,5 - 5,0
P _T (mg/l)	1,0 - 2,0	0,5 - 1,0	2,0 - 3,0	0,5 - 1,0
Clorofila <i>a</i> (mg/l)	-	-	-	100 - 400
CTer (org/100ml)	-	10 ⁵ - 10 ⁶	10 ⁴ - 10 ⁵	10 ³ - 10 ⁴

(1) Clarificação por flotação; (2) Clarificação por decantação

Avaliação

O tratamento físico-químico permite atingir valores satisfatórios de concentração de sólidos (turbidez e clorofila *a*) gerando um efluente final bastante clarificado. Também é eficiente para a remoção de matéria orgânica e, principalmente, no atendimento a padrões de lançamento de fósforo, o que indica o seu emprego para o caso de proteção de corpos de água sujeitos a ocorrência de eutrofização. Por outro lado, quando o objetivo for a remoção dos sólidos em suspensão e matéria orgânica sem a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) contidos no efluente tratado a aplicação de flotação em dois estágios com a adição de polímero catiônico surge como uma alternativa promissora. O tratamento físico-químico mostrou-se também ser uma importante barreira em relação à presença de ovos de helmintos e cistos de protozoários no esgoto tratado, entretanto, não foi suficiente para remover *E. coli* de forma a atender aos padrões de lançamento mais restritivos, tornando-se necessária a implantação de uma unidade de desinfecção à jusante. Adicionalmente, dependendo do coagulante empregado, também é necessária a correção do pH do efluente final antes de seu lançamento. Conseqüentemente, para a aplicação de tratamento físico-químico é necessário ser atendidos alguns requisitos, tais como, a presença de pessoal qualificado para operação e manejo adequado do lodo de excesso produzido, que englobe o seu tratamento e destino final.

Referências Bibliográficas

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Manual de operação – versão 2002..0. Programa de despoluição de bacias hidrográficas PRODES. 149 p., 2002.
- ANDERSON; DAMANN, L.; SIEGRIST, ROBERT L.; OTIS, RICHARD J. Tec Assess of Int Sand Filter, U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Municipal Environmental Research Laboratory. Cincinnati, Ohio.1985.
- AZEVEDO NETTO, J. M. Filtros Rápidos de Gravidade. In: Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água. São Paulo, CETESB. 1987. p.197-27.
- CAMPOS, J. R. (Coordenador). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES - PROSAB. 464 p., 1999.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Resolução nº 357 de 17 de mar. de 2005. Diário Oficial, Brasília, DF, 18 de mar. 2005.
- CHERNICHARO, C. A. L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias Volume 5: Reatores anaeróbios. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. Belo Horizonte, 245 p., 1997.
- CHERNICHARO, C.A.L (Coordenador). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. FINEP/PROSAB Rio de Janeiro, 540 p., 2001
- CRITES, R.; G. TCHOBANOGLIOUS. Small and Decentralized Wastewater Management Systems. New York, The McGraw-Hill Companies, 1998.
- JOHNSON, M., MARA. D. D. Research on waste stabilisation ponds in the UK-II. Inital results from pilot-scale maturation ponds, reedbed channel and rock filters. 5th INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS. 2002. Proceedings... Auckland, NZ. 2002
- KIMWAGA, R. J., MASHAURI, D. A., MBWETTE, T. S. A., KATIMA, J. H. Y., JORGENSEN, S. E. Use of coupled dynamic roughing filters and subsurface horizontal flow constructed wetland system as appropriate technology for upgrading waste stabilisation ponds effluents in Tanzânia. Physics and Chemistry of the Earth, v.29, pp. 1243-1251. 2004.
- MIDDLEBROOKS, E. J. Upgrading pond effluents: an overview. Wat.Sci.Tech., v. 31, n. 12, pp. 353-368. 1995.
- PHILIPPI, L. S., SEZERINO, P. H. Aplicação de sistemas tipo *wetlands* no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. Ed. do Autor. Florianópolis, SC, 144p. 2004.

SAIDAM, M. Y., RAMADAN, S. A., BUTLER, D. Upgrading waste stabilization pond effluent by rock filters. *Wat.Sci.Tech.*, v. 31, n. 12, pp. 369-378. 1995.

TCHOBANOGLIOUS, G., BURTON, F.; STENSEL, D. (2003), *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. Metcalf and Eddy – 4ª edição. McGraw-Hill. Boston, 2003. p.1044

von SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Volume 1: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 3ª Ed. 2005.

Capítulo 4

Reúso Urbano e Industrial

Miguel Mansur Aisse, Eduardo Cohim, Asher Kiperstok

Marco Conceitual para o Reúso de Água no Meio Urbano e Industrial

A reciclagem, de forma mais ampla, e o reúso de água, mais especificamente, têm sido procurados como uma forma de resolver os problemas criados pelas limitações em se dar um destino adequado aos resíduos sólidos ou aos efluentes líquidos gerados. As alternativas de reciclo e de reúso encontradas a partir do paradigma do “resíduo inevitável” limitam-se à busca de opções para se colocar os resíduos e efluentes de forma aceitável, em algum lugar. Assim, tais alternativas têm sido desenvolvidas sob uma ótica em que o gerador do resíduo procura um meio onde o mesmo possa ser aceito, ao menor custo. Por sua vez, a simpatia que a reciclagem tem encontrado na opinião pública permite que as empresas e instituições concordem em pagar, para o agente receptor dos seus resíduos, pelo serviço prestado. O argumento para tanto seria o ganho de imagem gerado pela empresa ao se associar a uma causa nobre, a qual goza de amplo reconhecimento social.

Este arranjo, que atualmente norteia parcela importante dos esforços pelo reúso e reciclagem¹, apesar de poder representar um avanço perante meras alternativas de disposição final dos resíduos, não é sustentável do ponto de vista ambiental. Poder-se-ia ainda, numa análise mais completa e abrangente, verificar que algumas alternativas da reciclagem adotadas, não são mais ambientalmente corretas do que o seu tratamento e disposição tradicional.

1. Reúso da água é aqui considerado como uma forma específica de reciclagem de materiais, isto é, o seu aproveitamento após o uso para o qual foi inicialmente produzido.

Não é difícil imaginar situações que exemplifiquem o acima colocado. A dona de casa que se desloca alguns quilômetros no seu automóvel particular para deixar algumas garrafas de vinho num ponto de reciclagem não distante do seu domicílio. Sistemas de coleta seletiva de alto custo que acabam tendo que dispor os resíduos misturados por falta de comprador. Empresas de saneamento que tratam os esgotos sanitários em nível avançado para lavar ruas e molhar canteiros urbanos, às vezes desnecessariamente, podendo incentivar seus usuários a continuar usando a “vassoura hidráulica”, pela visão do caminhão da companhia lavando as ruas com água reusada.

Para entender melhor esta situação e apontar alternativas ambientalmente mais sustentáveis, convém estruturar um marco conceitual mais abrangente. Propõe-se aqui adotar os conceitos da Produção Limpa e Consumo Sustentável, e da Ecologia Industrial, apresentados e desenvolvidos nas últimas décadas por diversas instituições nacionais e internacionais (KIPERSTOK *et al.*, 2002; OLDENBURG; GEISER, 1997; TECLIM, 2006; USEPA, 2006;) A partir desta conceituação poderemos evoluir para sua aplicação no campo de Saneamento Básico, onde o PROSAB 4 centra os seus esforços e resultados.

O Que Seria Sustentável: O Fator 10 (ou Fator X)

A busca por modos de produção e consumo sustentáveis passa pela busca de mecanismos de elevação da eco-eficiência, tanto dos processos produtivos como dos produtos consumidos, além de, evidentemente, por mudanças nos hábitos de consumo. Eco-eficiência significa fazer mais com menos. Isto é, a busca pela transformação integral dos recursos naturais em benefícios para a sociedade, aliando ganhos ambientais e financeiros. Mas qual seria o nível de avanços em eco-eficiência necessários para a sustentabilidade?

Nos anos 70, uma importante discussão foi travada no âmbito da Academia de Ciências dos Estados Unidos, colocando de um lado os pesquisadores e ambientalistas Paul Ehrlich e John Holdren e de outro, Barry Commoner, ilustre defensor das causas ambientais. Os primeiros afirmavam que o crescimento populacional era o principal problema a ser revertido; por sua vez, Commoner atribuía às tendências tecnológicas da

época a principal responsabilidade na evolução do impacto ambiental nos Estados Unidos. Ehrlich e Holdren chegaram a acusá-lo de subestimar o crescimento populacional e do consumo ao alocar ênfase exagerada na tecnologia (CHERTOW, 2001).

Para melhor ilustrar este embate, convém se referir à denominada Equação Mestra de Impacto Ambiental ou Entidade de Ehrlich (GRAEDEL; ALLENBY, 1995; CHERTOW, 2001):

$$\text{Impacto Ambiental} = (\text{População}) \times (\text{Consumo per capita}) \times (\text{Impacto Ambiental / Unidade de Produção})$$

A discussão da Equação Mestra salienta a necessidade das políticas ambientais procurarem ir além do atendimento a padrões de lançamento de efluentes, para apontar modos de produção e consumo que permitam avanços significativos no nível de eco-eficiência na sociedade. Um crescimento do fator populacional de 2 vezes em 50 anos, aliado a um crescimento de 5 vezes do consumo per capita mundial, nos leva a necessidade de se conseguir um fator mais elevado de eco-eficiência na ordem de 10 vezes, apenas para repetir nesse horizonte temporal o impacto ambiental hoje provocado no planeta. Este grau de aumento do eco-eficiência é denominado de Fator 10 (PENEDA; FRAZÃO, 1997).

A Equação Mestra traz ainda uma reflexão sobre o papel que a tecnologia tem na busca pela sustentabilidade, estando inserida no terceiro fator: o impacto ambiental de cada unidade de consumo. Esse impacto refere-se àquele provocado no ciclo de vida do produto, isto é, desde a extração da matéria prima que irá compô-lo, passando pelo(s) processo(s) que o produz(em), o seu uso e, finalmente, o seu descarte; e pode ser avaliado e até quantificado com o uso da metodologia de Análise de Ciclo de Vida (ACV). Para se alcançar a sustentabilidade é necessário, então, respeitar padrões de consumo e de produção sustentáveis.

Como Alcançar Fatores de Eco-Eficiência Mais Elevados

A lógica da Produção Limpa (PL) tem sido formulada por diversos autores (AKEHATA, 1991; ALLEN; ROSSELOT, 1997; LAGREGA *et al.*, 1994; MISRA, 1996; MARINHO, 2001) e aponta para uma hierarquização

de esforços que priorizam as ações na fonte geradora dos efluentes e resíduos, em contraposição às ações de tratamento e disposição final, isto é, tomadas após os resíduos gerados, também denominadas de “Fim de Tubo”. A Figura 4.1 resume esta lógica.

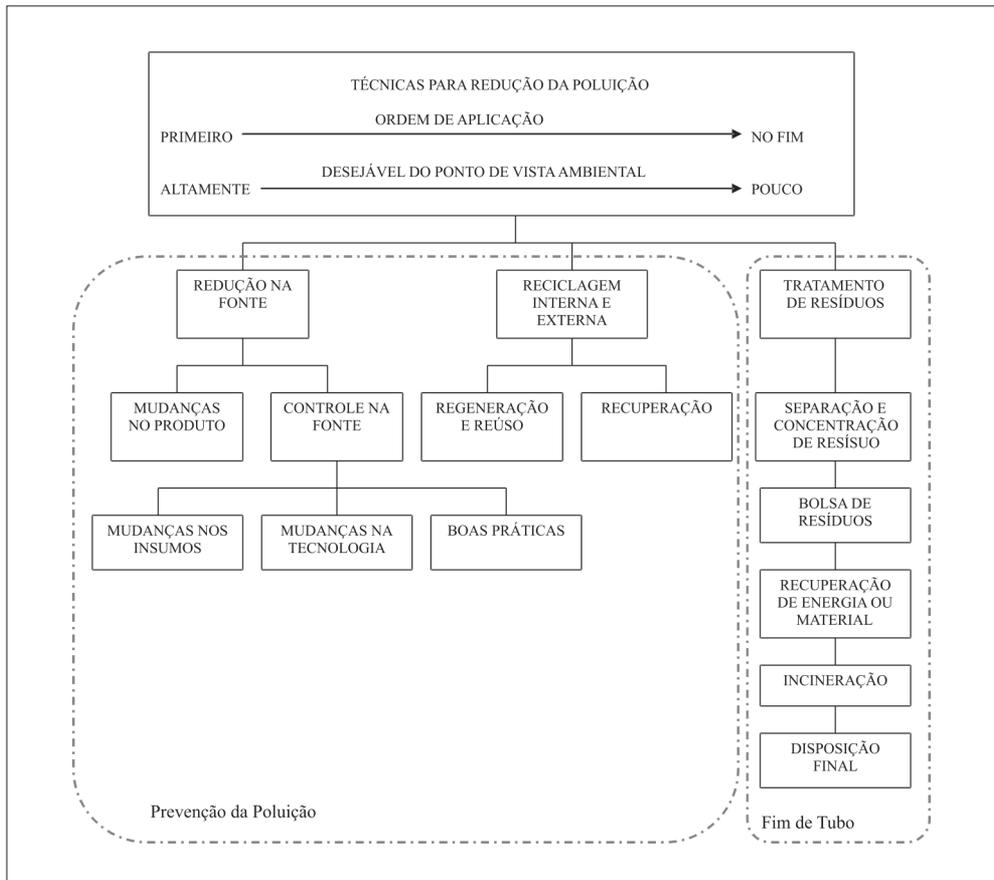


Figura 4.1 Hierarquização de ações de produção limpa.
 Fonte: adaptado de LaGrega *et al.*(1994)

A aplicação da lógica da PL ao saneamento básico pode ser resumida nos seguintes enfoques básicos (COHIM, 2006a):

- Enfoque 1: Não usar mais matéria prima (água) ou energia do que estritamente necessário para uma determinada atividade;
- Enfoque 2: Não usar uma água de qualidade superior à necessária;

- Enfoque 3: Não misturar efluentes de qualidades variadas;
- Enfoque 4: Considerar possíveis reúsos para os efluentes antes de descartá-los no ambiente, com ou sem tratamento.

Otimização do Uso de Água na Indústria

Tomando como referência a Figura 4.1, deve-se primeiro considerar as alternativas de redução de consumo de água na fonte, isto é, em cada equipamento e processo, seja a partir da substituição do seu uso, melhorias tecnológicas ou melhorias operacionais.

A variedade de processos industriais, de tecnologias concorrentes para um mesmo processo e de gerações tecnológicas em operação, não permite que, em textos resumidos, possam ser apontadas praticas recomendáveis para cada situação. Existe, contudo uma vasta literatura neste sentido que pode ser consultada inclusive de forma gratuita no Escritório Europeu de Prevenção e Controle Integrados da Poluição ² e na Agência Ambiental dos Estados Unidos.

Para se pensar na otimização do uso da água na indústria, é necessário abordar o problema de forma sistemática. A identificação de correntes passíveis de redução ou de reúso, por parte dos técnicos da empresa, pode servir de ponto de partida para esforços deste tipo, mas é necessário que isto seja acompanhado de medidas que permitam organizar a intervenção em médio prazo.

Neste sentido, sugere-se a instalação de programas de gestão do uso da água que contenham os seguintes instrumentos ³:

- balanço hídrico da fábrica;
- banco de dados das correntes aquosas;

2. European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau, disponível em <http://eippcb.jrc.es/pages/FEvents.htm>.

3. Baseado na metodologia em desenvolvimento na Rede de Tecnologias Limpas da Bahia/ Universidade Federal da Bahia para a otimização do uso da água na indústria, cujo desenvolvimento vem sendo apoiada pelos fundos setoriais CT-Petro e CT-Hidro e as empresas, Braskem, Deten Química, Caraíba Metais e Lyondell.

- capacitação em larga escala e banco de idéias para minimização do uso e para o reúso de água;
- otimização de reúso baseado na síntese de redes de transferência de massa;
- sistema geo-referenciado de informações sobre as fontes e consumidores de água;
- avaliação ambiental da inserção da empresa no ciclo hídrico regional.

Balanço Hídrico – BH

A grande dificuldade que se verifica na implantação de sistemas de gestão do uso da água no meio industrial é a carência de informações, não apenas do consumo de cada processo como, inclusive, da empresa como um todo. Neste sentido convém instalar um sistema de acompanhamento das correntes aquosas que, partindo das informações disponíveis, possa evoluir para informações cada vez mais precisas. Neste estudo devem ser contemplados também os esgotos sanitários.

O processo de montagem do BH, por si só, promove uma substancial redução do consumo de água e geração de efluentes. Isto se deve ao fato que a discussão sobre o consumo de água atinge os diversos níveis operacionais, permitindo uma tomada de consciência quanto a práticas de desperdícios, muitas das quais são corrigidas de imediato.

Banco de Dados das Correntes Aquosas

O número de correntes aquosas em uma fábrica varia de acordo com os tipos de processos e o porte do empreendimento, podendo variar de dezenas até centenas de correntes. Para se conseguir o seu adequado levantamento, controle de qualidade e atualização, é necessário a utilização de sistemas de bancos de dados. Para tanto, podem ser utilizados desde programas específicos de bancos de dados até planilhas eletrônicas.

Capacitação em Larga Escala e Banco de Idéias para Minimização do Uso e Reúso de Água

É importante capacitar os colaboradores das empresas no sentido do uso consciente da água. Na experiência desenvolvida observa-se que, mais do que um despertar de consciência, os cursos promovidos representam uma oportunidade de articulação coletiva de conhecimentos e anseios já existentes. A capacitação, não deve se referir exclusivamente ao uso consciente da água, mas à introdução do conceito de Produção Limpa.

Durante a capacitação, os colaboradores são solicitados a, em grupos, produzir oportunidades de reduzir o consumo de água e outros recursos como energia ou matérias primas. As idéias apresentadas são submetidas a avaliações posteriores, devendo, para tanto, serem cadastradas em um banco de dados eletrônico disponível para todos os colaboradores, via internet. Desta maneira podem ser introduzidas novas sugestões e acompanhada a evolução de cada uma destas. Tipicamente, num projeto industrial são identificadas acima de 50 idéias, nos primeiros dois anos do projeto. Gradativamente estas idéias são analisadas e evoluídas para projetos conceituais e básicos ou descartadas, caso identificada a sua inviabilidade técnica ou econômica.

Otimização de Reúso Baseado na Síntese de Redes de Transferência de Massa

Com as vazões e composições das correntes devidamente caracterizadas, se podem aplicar os conceitos de Redes de Transferência de Massa, (MEN *mass transfer networks*), para identificar arranjos de reúso, com ou sem tratamento.

O instrumento MEN foi desenvolvido a partir das Redes de transferência de calor (HEN *heat exchange networks*) no final dos anos 80 e início dos 90, para se identificar os arranjos de correntes mais econômicos que permitam a transferência de compostos de correntes ricas (nestes compostos) para correntes onde estes encontram-se em concentração baixa (pobres). Desta forma, podem ser identificados os pontos onde alguns destes compostos devam ser retirados a partir de tratamentos específicos. Pode-se, assim, projetar sistemas de tratamento descentralizados que permitam o máximo reúso da água.

Sistema Geo-Referenciado de Informações sobre as Fontes e Consumidores de Água

O objetivo de geo-referenciar as informações sobre os fluxos aquosos nas fábricas é permitir uma visualização das possibilidades de aproveitamento de correntes de saída de determinados processos (fontes) em outros (consumidores). Além das características das correntes e processos, a sua distância e encaminhamentos representam fatores importantes para viabilizar o reúso.

Avaliação Ambiental da Inserção da Empresa no Ciclo Hídrico Regional

Ao se considerar o contexto regional onde as plantas industriais se localizam, abrem-se novas perspectivas de aprimoramento do uso de água. No caso específico das plantas estudadas em Camaçari - BA, por exemplo, foi possível perceber a alternativa de utilizar as bacias de retenção, do denominado sistema de efluentes não contaminados, como fonte de abastecimento de unidades industriais.

Otimização do Uso de Água no Meio Urbano

O setor de saneamento, mais especificamente os serviços de coleta e a disposição dos esgotos sanitários encerram o fluxo de dois recursos vitais: água e nutrientes.

Os sistemas convencionais de abastecimento de água e saneamento baseiam-se num único padrão de uso da água e na coleta, tratamento e disposição final do efluente tratado e dos lodos produzidos durante o tratamento (FANE, 2003). Embora, esse desenho tenha obtido sucesso na redução da transmissão de doenças de veiculação hídrica, adota uma lógica de fim de tubo, caracterizado pelo fluxo linear dos recursos água e nutrientes e não tem condições de atender as demandas atuais do serviço. As conseqüências têm sido a exaustão e a deterioração dos mananciais de água.

Os processos domésticos estão dentre os principais transformadores de nutrientes. Forster *et al.* (2003) analisando o fluxo de materiais da cidade de Kumasi, Gana, concluíram que 87% do nitrogênio e 82% do fósforo lançados às águas superficiais e subterrâneas passam pelas residências.

No ciclo antropogênico, o nitrogênio dos esgotos ou é removido via processos que consomem grandes quantidades de energia, ou é lançado nos corpos receptores onde provoca eutrofização. Por outro lado, a produção de fertilizantes nitrogenados, necessária para repor o que foi retirado do solo, é feita a partir do nitrogênio molecular atmosférico, demandando maiores quantidades de energia.

A urina é responsável por cerca de 80% do nitrogênio dos esgotos e por cerca de, apenas, menos de 1% de seu volume (OTTERPOHL *et al.*, sd; DRANGERT, 1998). O manuseio desse produto seria altamente proveitoso por possibilitar, por um lado, a sua utilização como fertilizante e, por outro, por prevenir a poluição dos corpos d'água.

As principais fontes de fósforo no esgoto doméstico são, conforme já mostrado, a urina, as fezes e os detergentes (VAN DER VLEUTEN-BALKEMA, 2003; OTTERPOHL, sd). Por sua vez, a reposição do fósforo nos solos agrícolas ocorre mediante a exploração de reservas fósseis e, mantida a taxa de utilização atual, estima-se que devam durar até 2060 a 2130 (VAN DER VLEUTEN-BALKEMA, 2003; GÜNTHER, 2006).

Desse modo, a produção de alimentos hoje se apóia num recurso não renovável cujo estoque caminha para a exaustão e que, porém, é desperdiçado com o seu lançamento nos corpos d'água, graças a um modelo de saneamento equivocado.

Isso contraria um pressuposto básico do conceito de sustentabilidade: não é possível a manutenção da vida baseando-se no consumo de recursos não renováveis.

No que concerne à água, as motivações para o reúso e reciclagem podem incluir tanto a baixa capacidade de oferta, decorrente da baixa pluviosidade, como a elevada demanda, decorrente da excessiva concentração urbana em grandes cidades e das crescentes atividades agroindustriais (estima-se que a agricultura irrigada responda por cerca de 60-70% do consumo de água doce no planeta e no Brasil).

Tanto em um caso como no outro, observa-se uma crescente pressão sobre os recursos hídricos superficiais e subterrâneos, que se caracteriza, por um lado, pela crescente extração e, por outro, pela crescente degradação da qualidade decorrente do lançamento das águas usadas.

Em tais circunstâncias a água usada é um recurso valioso, se considerarmos que a maioria dos usos não requer a qualidade de água potável. Uma vez usada, a água pode ser tratada e reusada, reduzindo a pressão sobre os mananciais, contribuindo para sua preservação e para o aumento da disponibilidade de água doce (ANDERSON *et al.*, 2001).

Na busca da sustentabilidade para o setor, várias propostas têm sido apresentadas a partir do início dos anos 1990. As estratégias consideradas incluem: (i) uso do esgoto para agricultura local (urbana) reúso da água e reciclagem de nutrientes; (ii) uso dos esgotos como fonte secundária de água; (iii) separação das águas cinzas para tratamento e reúso e (iv) separação de urina e fezes para utilização de nutrientes.

O uso dos esgotos tratados mais próximos às fontes geradoras constitui uma possibilidade concreta e vantajosa de reciclagem dos nutrientes, reintroduzindo-os no ciclo natural produtivo, como uma etapa intermediária de um modelo tecnológico de saneamento que, possivelmente, caminhará para a separação das diversas correntes na origem, dando a cada uma o destino produtivo mais adequado.

Nesse sentido, a agricultura urbana tem um importante papel a desempenhar para o futuro da sustentabilidade das cidades. Pode lidar também com a questão da gestão dos resíduos urbanos utilizando-os de forma produtiva, evitando a poluição das águas superficiais e subterrâneas e com o ciclo dos nutrientes reinserindo-os no ciclo da produção de alimentos. Além disso, contribui para aumentar a segurança alimentar, reduzir a pobreza, gerar emprego e renda e gerenciar de forma mais eficiente os recursos hídricos (BAUMGARTNER; BELEVI, 2001; FORSTER *et al.*, sd; SCHERTENLEIB *et al.*, sd; MOUGEOT, 2000).

Agricultura urbana, segundo Mougeot (2000), é uma atividade localizada na cidade (intra-urbana) ou em sua periferia (peri-urbana), que cultiva e cria, processa e distribui uma diversidade de produtos alimentícios ou não, (re) usando recursos materiais e humanos, produtos e serviços encontrados na área urbana e seu entorno. Assim, a principal característica da agricultura urbana, que a distingue da agricultura rural, é a sua integração no sistema econômico e ecológico urbano e não sua localização.

Desse modo, o direcionamento do fluxo de nutrientes para a agricultura urbana pode representar uma grande melhoria dos solos agrícolas urbanos, além de proteger o meio ambiente natural, sendo necessário, entretanto, o tratamento prévio para prevenir a transmissão de doenças.

Os diversos usos urbanos da água requerem qualidade inferior à potável, dispensando o oneroso processo de tratamento ao nível mais exigente de qualidade, representado pela demanda de água para bebida e preparação de alimentos.

Usos como irrigação de áreas verdes, parques, praças, jardins, campos desportivos, cinturões verdes, cemitérios, faixas decorativas ao longo de estradas, avenidas e similares; descarga de toaletes, lavagem de pisos em edifícios públicos e privados, lavagem e desobstrução de dutos, lavagem de agregados, construção civil (preparação de concreto, compactação do solo, etc.) e controle de poeira, são exemplos de demandas de água que não requerem a alta qualidade de água potável e que poderiam ser atendidas com efluente tratado, reduzindo a pressão sobre os mananciais.

Essa estratégia exigiria, entretanto, a implantação de rede dupla de distribuição de água, o que só seria justificado mediante estudos econômicos. É desejável, porém, que em áreas de expansão urbana essa estratégia já seja pensada, evitando-se a reprodução do modelo atual a um custo de investimento menor.

Mais vantajoso do ponto de vista econômico e ambiental seria a separação das correntes menos concentradas em termos de microrganismos e nutrientes, as águas cinzas, provenientes de chuveiros, lavatórios e lavagem de roupa, para tratamento e reúso no local para descarga de toaletes, lavagem de pisos, e rega de jardins. Considerando o consumo de água para esses usos, essa medida poderia representar uma redução de até 40% na demanda doméstica.

Outra razão para a separação e reúso da água cinza é que pesquisas de opinião realizadas indicam uma aceitabilidade dessa corrente após tratamento que do esgoto convencional tratado (NANCARROW *et al.*, 2002; KAERCHER *et al.*, 2003 apud PO *et al.*, 2004).

Essa opção, associada ao uso de vasos de descarga reduzida e, de forma mais avançada, de vasos com separação de urina e fezes, possibilitaria o manejo de ambos os recursos de forma otimizada.

Experiência no Brasil

Pode-se afirmar que no Brasil existe pouca experiência em reúso planejado e institucionalizado, sendo ainda necessários os projetos pilotos. Estes deverão fornecer subsídios para o desenvolvimento de padrões e códigos de prática, adaptados às condições e características nacionais. Uma vez concluída a fase experimental, as unidades piloto serão transformadas em sistemas de demonstração, objetivando treinamento, pesquisa e desenvolvimento do setor.

- **SABESP**

Iniciado em outubro de 1998, o fornecimento de água de reúso (esgoto sanitário tratado) para a indústria têxtil Coats Corrent foi a primeira experiência comercial do produto feita pela SABESP (Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo). A Coats Corrent, fabricante das tradicionais Linhas Corrente. Consome atualmente de 60 a 70 m³/h de água de reúso, transportada da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Jesus Netto, na cidade de São Paulo.

O fornecimento para a empresa, desde o fechamento do contrato, tem sido ininterrupto. Na planta da Coats, a água de reúso é utilizada na lavagem e no tingimento das linhas – uma solução encontrada pela empresa que antes tinha que utilizar água retirada de um poço, ou mesmo potável (comprada da SABESP) para o tingimento das linhas de cor branca.

Mais do que uma experiência, a realidade da Jesus Netto, mostra que há um mercado para o produto água de reúso, a fim de não somente baratear, como aprimorar os processos de produção. Isto fica claro no projeto para ampliar a capacidade da ETE, dos atuais 25 L/s para até 100 L/s, o que significará a garantia de constância quantitativa e qualitativa para um novo produto, que já nasce com mercado garantido. Com esta adequação, a ETE poderá atender as empresas do Pólo Industrial Mooca-Ipiranga e todas as atividades para as quais não seja exigido nível de

potabilidade para a água (como lavagem de ruas, irrigação de parques, sistemas de controle de incêndios). Somente para o Pólo Industrial, a oferta de água a um custo menor deve ser um fator decisivo para a manutenção de empresas no local, assegurando empregos e servindo de modelo para os sistemas de todo o Brasil (SABESP, 2001).

Outra experiência da SABESP refere-se ao efluente da ETE ABC, estação integrante da RMSP, que opera em nível secundário (lodos ativados), desde 1998. Santos, citado por Mancuso e Santos (2003), descreve que o interesse comum da Sabesp e da Prefeitura Municipal de São Caetano do Sul centrava-se na minimização do desperdício de água tratada em usos tais como: rega de ruas sem calçamento, jateamento do lodo e detritos acumulados nas ruas após fortes chuvas, lavagem de ruas após feiras livres, desobstrução de redes coletoras de esgoto e galerias de águas pluviais.

Alguns destes tipos de uso, praticados há muitos anos na Europa e nos Estados Unidos, requerem um rigoroso controle em razão dos possíveis riscos sanitários. Um dos principais aspectos para a consecução dessas alternativas seria proporcionar segurança ao uso de um produto “novo”, desconhecido do uso comum e que poderia enfrentar resistências de natureza cultural e psicológica.

No caso da SABESP, a água de reúso utilizada para irrigação e lavagem de ruas recebe constante monitoramento, sendo que algumas amostras são enviadas periodicamente ao laboratório da SABESP (físico-químico) e para laboratório externo (protozoários e compostos orgânicos voláteis).

Na ausência de regulamentação nacional para utilização de água para reúso, com base na experiência internacional (ver Capítulo 2), a SABESP desenvolveu seus próprios critérios internos, descritos a seguir (SEMURA *et al.*, 2005):

- Cloro residual total > 2 a 6 mg/L;
- Coliformes termotolerantes: < 200 NMP/100mL (em 80% das amostras);
- DBO < 25 mg/L (em 95% das amostras);
- balanço hídrico da fábrica;
- pH: 6 a 9;

- SST < 35 mg/L (em 95% das amostras);
- O&G visualmente ausentes;
- Turbidez < 20 uT.

- **CEDAE**

A ETE Penha da CEDAE (Companhia Estadual de Águas e Esgotos), no Rio de Janeiro, está reutilizando água a partir de efluente secundário (filtros percoladores e lodos ativados) - caminhões de desentupimento (água desinfetada), na lavagem de centrifugas e na diluição de polímeros, sendo estes últimos de uso interno na ETE (ABES, 2005).

Critérios de Qualidade para Reúso da Água

Uso Industrial

A água na Indústria pode possuir várias aplicações: como matéria prima, como fluido auxiliar de diversas atividades, utilizada na geração de energia elétrica, como fluido de aquecimento e, ou, resfriamento; para o transporte e assimilação de contaminantes (MIERZWA; HESPANHOL, 2005). Assim, a qualidade para as diversas aplicações será bastante variada e a escolha do número de parâmetros a serem atendidos estará relacionada, em cada caso, aos riscos ao processo, produto ou sistema. Portanto, as considerações e os valores apresentados a seguir devem ser considerados apenas como indicativos. Com o objetivo de simplificar o monitoramento, pode-se recorrer a parâmetros que podem representar um grupo de substâncias, como, por exemplo, a condutividade elétrica e o COT (carbono orgânico total).

O uso da água, com qualidade inadequada, pode causar problemas aos processos industriais, como incrustações, corrosão e manchas, provocando aumento de custo pela manutenção preventiva ou corretiva. No Quadro 4.1 apresentam-se algumas considerações de ordem genérica, em termos de requerimentos de qualidade da água.

Quadro 4.1 Parâmetros indicadores da qualidade da água e problemas potenciais aos processos industriais devido às impurezas da água

Parâmetro	Problema potencial										
	Água de processo			Água de caldeira			Água de resfriamento				
	Indústrias afetadas	Impacto		DEP	COR	OUT	DEP	COR	OUT	DEP	COR
Dureza (Ca e Mg)	Todas	Incrustações e depósitos		P(1)	SE	SE	P	SE	SE	SE	SE
	Papel e Têxtil	Depósitos sobre as fibras									
	Lavanderias	Formação de espuma sobre os tecidos									
Alcalinidade	Papel, têxtil e bebidas	Destroi reagentes ácidos, corantes, flocculantes e aromatizantes		SE	P	SE	P	SE	SE	SE	
Sólidos dissolvidos	Eletrônica , Farmacêutica, Alimentícia ,Bebidas e Utilidades	Aumenta o custo de produção de água com alto grau de pureza e pode degradar a qualidade do produto final		SE	SE	PE	SE	SE	SE	C	PE
Sólidos suspensos	Todas	Depósitos e desgaste de equipamentos		P	SE	SE	P	SE	P	P	SE
Oxigênio dissolvido	Todas	Principal causa de corrosão		SE	P	SE	SE	SE	P	P	SE
Dióxido de carbono	Todas (3)	Pode passar para fase vapor, na sucção da bomba do poço de extração, elevando o pH da água e causando problemas de incrustação		SE	P	SE	SE	SE	SE	SE	pH
Ferro e Manganês	Todas	Depósitos e manchas		P	SE	SE	P	SE	SE	SE	SE
Matéria orgânica	Alimentos e Bebidas	Sabor e odor		SE	SE	CB	SE	SE	SE	SE	CB
		Alimento para bactérias									
		Contamina resinas de troca iônica									
Silica	SE	SE		C	SE	P(2)	C	SE	SE	SE	
Microorganismos	Todas	Produção de limo e odores		SE	SE	SE	P	SE	SE	SE	SE

Notas: P: principal fator responsável pelo problema; C: contribui para o problema; SE: não apresenta efeito significativo; pH: afeta o pH; (1) no sistema de condensação de vapor; (2) na turbina; (3) abastecimento de água por poço profundo; DEP: depósito; COR: corrosão; OUT: outros. Fonte: Adaptado de Mierzwa e Hespagnol(2005)

As águas de resfriamento são, muitas vezes, responsáveis pela maior quantidade de água utilizada em processos industriais. Há uma enorme quantidade de indústrias e outras atividades que necessitam de torres de resfriamento, as quais requerem certo padrão de qualidade da água para não reduzir sua vida útil (Tabela 4.1). Nesse processo ocorre uma expressiva perda de água, denominada perda por evaporação, que pode muito bem ser repostada (*make up*) por água de reúso (Tabela 4.2).

Tabela 4.1 Qualidade da água recomendada para torres de resfriamento

Parâmetro	Sem recirculação		Com recirculação	
	água doce	água salobra	água doce	água salobra
Sílica (mg/L)	50	25	50	25
Alumínio (mg/L)	(1)	(1)	0,1	0,1
Ferro (mg/L)	(1)	(1)	0,5	0,5
Manganês (mg/L)	(1)	(1)	0,5	0,02
Cálcio (mg/L)	200	420	50	420
Magnésio (mg/L)	(1)	(1)	(1)	(1)
Amônia (mg/L)	(1)	(1)	(1)	(1)
Bicarbonato (mg/L)	600	140	24	140
Sulfato (mg/L)	680	2.700	200	2.700
Cloreto (mg/L)	600	19.000	500	19.000
Sólidos Dissolvidos (mg/L)	1.000	35.000	500	35.000
Cobre (mg/L)	(1)	(1)	(1)	(1)
Zinco (mg/L)	(1)	(1)	(1)	(1)
Dureza (mg/L)	850	6.250	650	6.250
Alcalinidade (mg/L)	500	115	350	115
pH	5,0 – 8,3	6,0 - 8,3	(1)	(1)
Azul metileno substância ativa	(1)	(1)	1	1
Tetracloroeto de carbono (mg/L)	(2)	(2)	1	2
DBO (mg/L)	75	75	75	75
Ácido sulfídrico (mg/L)	-	(1)	(1)	(1)
Oxigênio dissolvido	Presente	Presente	(1)	(1)
Temperatura	(1)	(1)	(1)	(1)
Sólidos suspensos (mg/L)	5.000	2.500	100	100

(1). Aceito como recebido; em geral não há problemas com as concentrações ou valores usualmente encontrados. (2) Ausência de óleos flutuantes. Fonte: Metcalf & Edd..(2003)

Crook (1993), citando WPCF (1989) e Asano *et al.* (1988), reafirma muitos dos parâmetros citados na Tabela 4.2, incluindo coliformes totais < 2,2 NMP/100 mL.

Tabela 4.2 Especificação de qualidade para água de make up das torres de resfriamento no Pólo Petroquímico de Mauá - SP

Parâmetros	Limite	Parâmetros	Limite
Cloretos (mg/L)	70	Amônia (mg/L)	1,0
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	200	Fosfato (mg/L)	1
Dureza (mg/L)	70	Sílica (mg/L)	10
Alcalinidade (mg/L)	50	Alumínio (mg/L)	0,3
pH	6,5 - 7,5	Ferro (mg/L)	0,3
DQO (mg/L)	2	Manganês (mg/L)	0,1
Sólidos em Suspensão Totais (mg/L)	2	Enxofre (mg/L)	0
Turbidez (uT)	1	Zinco (mg/L)	0,1
Cloro livre (mg/L)	0,5 - 1	Sulfatos (mg/L)	50
Detergentes (mg/L)	1,0	-	-

Fonte: Mancuso (2000), citado por Giordani (2002)

Assim como a água de resfriamento, a água para caldeira deve obedecer à qualidade exigida por fabricantes, para não reduzir a vida útil das (Tabela 4.3).

Usos Urbanos

A tecnologia para recuperação da qualidade da água para usos diversos está bem desenvolvida, dispondo-se, atualmente, de opções para se atingir virtualmente qualquer nível de qualidade, inclusive potável. Assim, o grau de tratamento deve ser orientado em função do uso pretendido (ver Capítulo 3).

Entretanto, a efetiva implementação de um projeto de reúso de água não será bem sucedida se não lidar com os diversos aspectos sociais, éticos, culturais e econômicos. Desse modo, deve-se considerar a percepção e as atitudes da população, sendo que a atitude depende da percepção do risco à saúde (UNEP/GPA, sd; JEFFERSON *et al.*, 2004).

Aspectos Estéticos

Em geral, as normas e critérios de qualidade estabelecem que a água para reúso em ambiente urbano deve ter aspecto agradável e odor não objetável. Crook (1998) afirma que a água de reúso deve ter aparência semelhante ao da água potável no que tange a cor, turbidez e odor. Entretanto, em uma pesquisa de opinião realizada na Inglaterra e País de Gales constatou-se que a qualidade estética da água de reúso teve importância citada apenas de forma marginal (JEFFERSON *et al.*, 2004).

Padrões para reúso urbano vigentes em vários países estabelecem limites de turbidez entre 2 e 5 uT (ver Capítulo 2), enquanto a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde fixa o limite de 5 uT como padrão de aceitação para consumo humano (critérios estéticos). Entretanto valores de turbidez desta ordem cumprem também um papel de indicador sanitário, de remoção de protozoários por meio da filtração e condicionamento da água pré-desinfecção para a inativação de vírus (ver Capítulo 2). Um efluente desta qualidade em geral requer processos terciários de tratamento (ver Capítulo 3), mas pode também ser obtido com o uso de filtros intermitentes em leito de areia (FILA) para o tratamento de pequenas vazões, conforme demonstrado em experiências do PROSAB 4 realizadas na UFBA (COHIM, 2006 a).

Tabela 4.3 Critérios de Qualidade Requeridos para Água de Caldeiras

Parâmetro	Industrial			Utilidades Elétricas
	Baixa Pressão	Pressão Intermediária	Alta Pressão	
Sílica (mg/L)	30	10	0,7	0,01
Alumínio (mg/L)	5	0,1	0,01	0,01
Ferro (mg/L)	1	0,3	0,05L	0,01
Manganês (mg/L)	0,3	0,1	0,01	0,01
Cálcio (mg/L)	(1)	0,4	0,01	0,01
Magnésio (mg/L)	(1)	0,25	0,01	0,01
Amônia (mg/L)	0,1	0,1	0,1	0,07
Bicarbonato (mg/L)	170	120	48	0,5
Sulfato (mg/L)	(1)	(1)	(1)	(1)
Cloreto (mg/L)	(1)	(1)	(1)	(1)(2)
Sólidos Dissolvidos (mg/L)	700	500	200	0,5
Cobre (mg/L)	0,5	0,05	0,05	0,01
Zinco (mg/L)	(1)	0,01	0,01	0,01
Dureza (mg/L)	350	1,0	0,07	0,07
Alcalinidade (mg/L)	350	100	40	1
pH	7,0 - 10,0	8,2-10,0	8,2 - 9,0	8.8 - 9.4
Azul Metileno (mg /L)	1	1	0,5	0,1
Tetracloroeto de Carbono (mg/L)	1	1	0,5	(1).(3).
DBO (mg/L)	5	5	1,0	1,0
Ácido Sulfídrico (H ₂ S) (mg/L)	(1)	(1)	(1)	(1)
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	2,5	0,007	0,007	0,007
Temperatura	(1)	(1)	(1)	(1)
Sólidos Suspensos (mg/L)	10	5	0,5	0,05

(1) Aceito como recebido; em geral não há problemas com as concentrações ou valores usualmente encontrados; (2) Controlado pelo tratamento de outros constituintes. Fonte: Metcalf & Eddy (2003).

Em relação ao odor, este parâmetro é, em geral, definido de forma pouco objetiva em várias normas de qualidade (por exemplo, não objetável). Entretanto, várias normas estabelecem também limites bastante restritos para a DBO e, ou, concentração de oxigênio dissolvido, muito provavelmente como forma de conter o desenvolvimento de odor associado ao estado anaeróbio decorrente da degradação da matéria orgânica. Os valores recomendados situam-se entre 10 e 30 mg/l (EPA, 2004) para DBO e OD >1,0 mg/l (CIRIA, 2003) (ver capítulo 2).

Em pesquisa de opinião com 150 professores do ensino fundamental de Simões Filho-BA, a preocupação com o odor em água reciclada foi citada em um percentual de 69%, inferior apenas à preocupação com risco microbiológico de 73% (COHIM, 2006b) (Figura 4.2).

Em outro trabalho realizado na UFBA no âmbito do PROSAB, Cohim *et al.* (2006a) avaliaram o potencial de geração de odor em um efluente com DBO de 30 mg/l e 50 mg/l de nitrato, submetido a um período de armazenamento de até 30 dias. O potencial de oxi-redução do efluente armazenado foi monitorado com frequência de até 3 vezes por dia, como marcador das condições precursoras da redução dos sulfatos (potencial de oxi-redução abaixo de -100 mV); não foram observados valores inferiores a +45,0 mV, mesmo com o OD inicial abaixo de 1,0 mg/l (ver item A EXPERIÊNCIA DA UFBA).

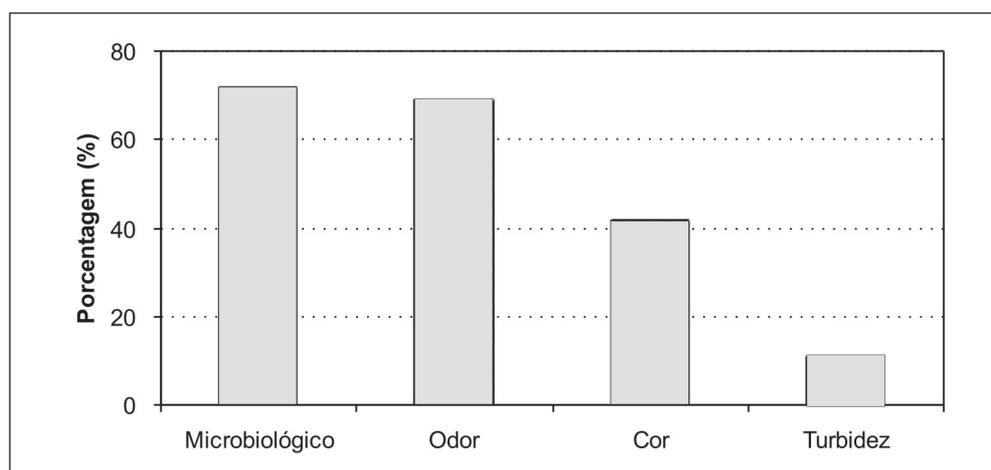


Figura 4.2 Percepção dos aspectos relevantes para reuso de água, em pesquisa realizada com 150 professores do ensino fundamental de Simões Filho - BA.

Fonte: Cohim (2006b)

Aspectos Sanitários

A despeito da longa história de reúso de água em várias partes do mundo, a questão da segurança sanitária não é de fácil consenso e a definição do que seja risco aceitável ainda é objeto de acalorados debates (ASANO; LEVINE, 1998).

A definição dos limites microbiológicos tem recebido diferentes abordagens, variando entre alta tecnologia / alto custo / baixo risco (ou risco nulo) e tecnologia simples / baixo custo / risco controlado, dependendo do balanço entre capacidade econômica e risco (ANDERSON *et al.*, 2001) (ver Capítulo 2).

Segundo Bahri; Brissaud (2004), as metas de qualidade microbiológicas apontadas em várias diretrizes muitas vezes carecem de base científica. Na abordagem conservadora, o padrão de organismos patogênicos (ou de organismos indicadores) é baseado no conceito de risco nulo. Por outro lado, ainda são relativamente escassos os estudos epidemiológicos aplicados ao reúso da água, com alguma exceção para o reúso agrícola; além disso, estudos epidemiológicos podem apresentar baixa sensibilidade para níveis baixos de exposição. Conseqüentemente, a despeito de todas as limitações e incertezas, a aplicação da metodologia de Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) se apresenta como uma ferramenta útil para formulação de diretrizes para o reúso da água (BAHRI; BRISSAUD, 2004).

As possíveis abordagens para o estabelecimento de critérios de qualidade para o reúso da água, bem como as bases conceituais da AQRM, foram desenvolvidas no Capítulo 2 deste livro. A seguir são reforçados alguns aspectos voltados para o reúso urbano e, mais especificamente, para o reúso em descarga de toaletes.

O procedimento de AQRM é composto por quatro etapas: (i) identificação do perigo; (ii) avaliação da dose-resposta; (iii) avaliação da exposição e (iv) caracterização quantitativa do risco.

O perigo é caracterizado pela presença de patógenos (ou de indicadores) na água; a dose-resposta é conhecida para um bom número de organismos patogênicos; a exposição é caracterizada por sua magnitude e frequência, associadas ao uso, intencional ou não, da água; a

caracterização do risco envolve sua quantificação a partir de modelos matemáticos de probabilidade de infecção.

Uma decisão fundamental no processo de AQRM é a definição do risco aceitável para a situação em análise, definindo com isso a qualidade microbiológica da água e o correspondente grau de tratamento necessário. A Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA) define para o abastecimento de água para consumo humano um risco aceitável anual de 10^{-4} , ou seja, um caso anual de transmissão de doença para cada 10.000 pessoas (ASANO; LEVINE, 1998). Alguns autores têm recomendado um valor de 10^{-3} (HAAS, 2001; OTTOSSON, 2003).

A caracterização da exposição, em termos de magnitude e frequência, permite a estimativa da ingestão (ou inalação) de determinado volume de líquido contendo um número médio conhecido de microrganismos. Ashbolt *et al.* (2005) definem a exposição a partir de distribuição triangular, definida pelo valor mínimo, moda e valor máximo para o volume, e de distribuição Normal, definida pela média e desvio padrão, para a frequência de eventos (Tabela 4.4).

A adoção de valores iguais para a exposição pelo uso em descarga de vaso sanitário, máquina de lavar roupa e irrigação parece não ser adequado, uma vez que o tempo de exposição no último caso tende a ser bem maior que para os primeiros. Ottosson (2003) sugere, para uma avaliação determinística, um valor de 0,01 mL para descarga de toaletes e 0,05 mL para irrigação.

Na Figura 4.3 são apresentadas as distribuições acumuladas de ingestão para alguns usos. Observa-se que o maior volume de exposição corresponde ao uso balneário, cuja mediana é cerca de seis vezes superior à correspondente ao uso em descarga de toaletes e 15 vezes à correspondente ao uso em irrigação.

O selo hídrico de vasos sanitários costuma apresentar elevadas densidades de organismos indicadores. Cruz (2006) investigou a qualidade da água do selo hídrico em prédios públicos em Salvador e encontrou que 50% das amostras apresentaram densidades de coliformes superiores a 10^2 organismos /100mL (ver item A EXPERIÊNCIA DA UFBA).

Tabela 4.4 Distribuição para descrever a exposição associada ao uso de água reciclada

Atividade	Rota de exposição	Volume (mL)	Frequência (ano)
Irrigação de Jardim	Aerossol	T* (0,01, 0,1, 0,5)	N** (150, 20)
	Ingestão	T (0,1, 1, 2)	N (150, 20)
	Ingestão	T (10, 100, 200)	1
Irrigação de áreas públicas	Ingestão	T (0,1, 1, 10)	N (60, 10)
Irrigação de culturas alimentícias	Ingestão de alimentos	T (1, 5, 20)	N (150, 20)
Banheiro	Aerossol	T (0,01, 0,1, 0,5)	N (1460, 100)
Máquina de lavar roupas	Aerossol	T (0,01, 0,1, 0,5)	N (150, 20)
Combate à incêndios	Aerossol	-	-
Balneabilidade	Ingestão	T (10, 25, 100)	N (40, 10)
Conexão cruzada com fontes de água potável	Ingestão	T (200, 1.000, 2.000)	0,0004

Notas: (*) T: distribuição triangular ; (**) N: distribuição normal. Fonte: Ashbolt et al. (2005)

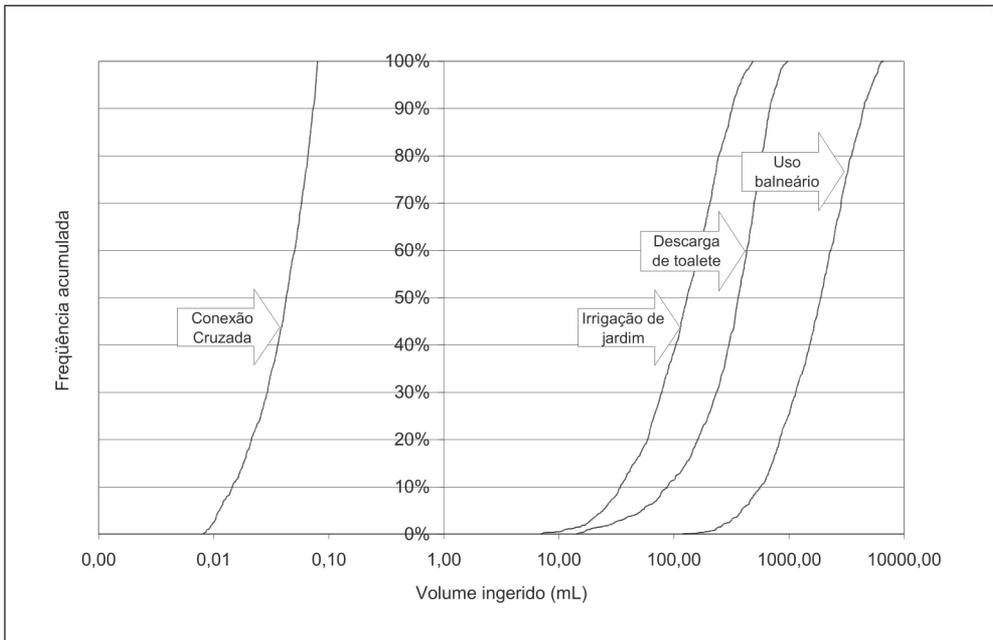


Figura 4.3 Distribuição de frequência acumulada de volumes ingeridos, a partir das distribuições propostas por Ashbolt *et al.* (2005).

No que concerne ao uso de efluente tratado em vasos sanitários, a recomendação da USEPA, (2004) é de ausência em 100 mL. Em Berlim, na Alemanha, um trabalho de pesquisa iniciado em 1988, por não dispor de critérios já estabelecidos para reúso de água cinza em descarga de vaso, seguiu o critério definido em “Guidelines for recreational waters” de 1975, complementados com os seguintes parâmetros microbiológicos: *Salmonella*, *Legionella*, *Staphylococcus aureus* e *Candida albicans*. Dentre outros parâmetros, foram propostos: DBO₇ < 5,0 mg/L, coliformes totais < 100/mL, coliformes termotolerantes < 10/mL (1.000/100mL) e *P. aeruginosa* < 1/mL. Em 1995, após a constatação de que o sistema de tratamento investigado atendia ao conjunto de critérios estabelecidos, este foi adotado como diretriz para reúso de água cinza como água de serviço (uso não potável) em nível local, através do *Berlin Senate Department for Building and Housing* (NOLDE, 2005).

Bortone *et al.* (1999) avaliaram o uso de água de qualidade secundária em descargas de toaletes, utilizando lactobacilos como marcadores; para uma água com 10⁴ organismos/100 mL a taxa de recuperação em amostras de ar foi nula, mesmo a uma altura de 30 cm acima do vaso.

Resultados semelhantes foram obtidos em trabalho conduzido por Cohim *et al.* (2006b): a 1,0 m de altura (50 cm acima do vaso) não foram encontrados organismos indicadores, mesmo quando foi utilizada água com 10⁶ coliformes termotolerantes/100 mL (ver item A EXPERIÊNCIA DA UFBA).

Padrões de 100 a 200 coliformes termotolerantes /100mL são comuns para águas balneares e largamente aceitos, estando, em geral, relacionados à taxas de doenças gastro-intestinais de 1 a 2%, considerada como um risco aceitável (BAHRI; BRISSAUD, 2004). Registre-se que este valor encontra-se abaixo da taxa anual de infecção por doenças intestinais em países desenvolvidos: 0,2 (MATHERS *et al.*, 2002). No Brasil a Resolução 274/2000 do CONAMA estabelece para contato primário o limite de 1.000 coliformes termotolerantes /100mL.

Outros usos urbanos apresentam exposições inferiores à que ocorre em usos balneares. O uso de água com densidades elevadas de coliformes termotolerantes (10⁴ a 10⁶ organismos/100 mL), em descarga de vaso sanitário, não resultou em transmissão desses organismos para o ar.

Portanto, é possível sugerir, com boa margem de segurança, que para usos urbanos não potáveis é possível utilizar água com a mesma qualidade recomendada para balneabilidade, de 10^3 coliformes termotolerantes / 100mL.

A Experiência do PROSAB

A Experiência da UFBA

Qualidade da Água de Selos Hídricos de Vasos Sanitários

Na Universidade Federal da Bahia (UFBA) foram realizados experimentos visando à avaliação do potencial de reúso de água em descarga de vasos sanitários.

Num primeiro experimento o objetivo foi investigar a qualidade da água encontrada nos selos hídricos de vasos sanitários, visando discutir a qualidade da água de reúso apropriada para descarga.

Para tanto, foi desenvolvido um estudo de caráter exploratório em cinco shoppings centers, uma estação rodoviária e três unidades da UFBA. Numa primeira campanha de monitoramento foram coletadas 98 amostras de água dos selos hídricos dos vasos, em sanitários masculinos e femininos. Numa segunda amostragem, realizada na Escola Politécnica da UFBA, foram coletadas 56 amostras de águas dos selos hídricos de dois vasos sanitários femininos. Em ambas campanhas o indicador analisado foi coliformes termotolerantes.

A coleta da água dos selos dos vasos foi realizada sem se dar descarga, desde que a água no vaso apresentasse aparência limpa. Caso contrário era dada descarga previamente a coleta. Procurou-se, assim, reproduzir o melhor possível as condições normalmente encontradas pelos usuários.

Na Figura 4.4 apresentam-se os resultados da primeira campanha de amostragem. Observa-se uma variação bastante larga na qualidade da água dos vasos analisados, com densidades de coliformes termotolerantes variando, em termos de ordem de grandeza, de 10^0 - 10^5 organismos / 100 mL. As medianas, em cada vaso, variaram de 10^0 - 10^4 coliformes

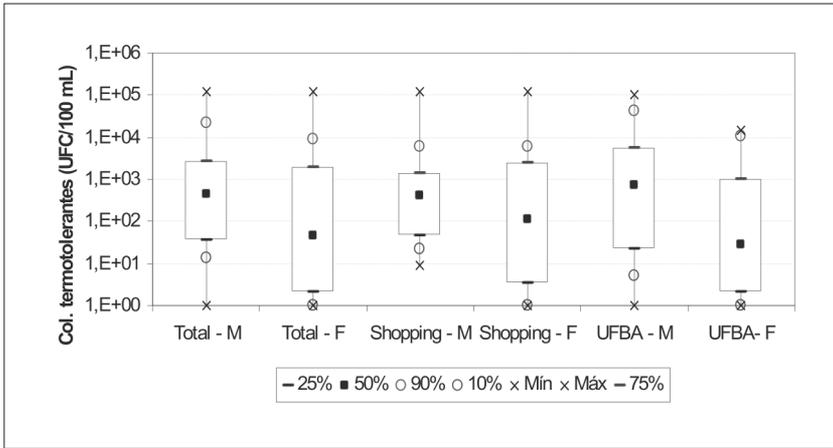


Figura 4.4 Gráficos Box-Plot da distribuição de freqüência de coliformes termotolerantes no selo hídrico de vasos sanitários em Salvador, primeira campanha de monitoramento.

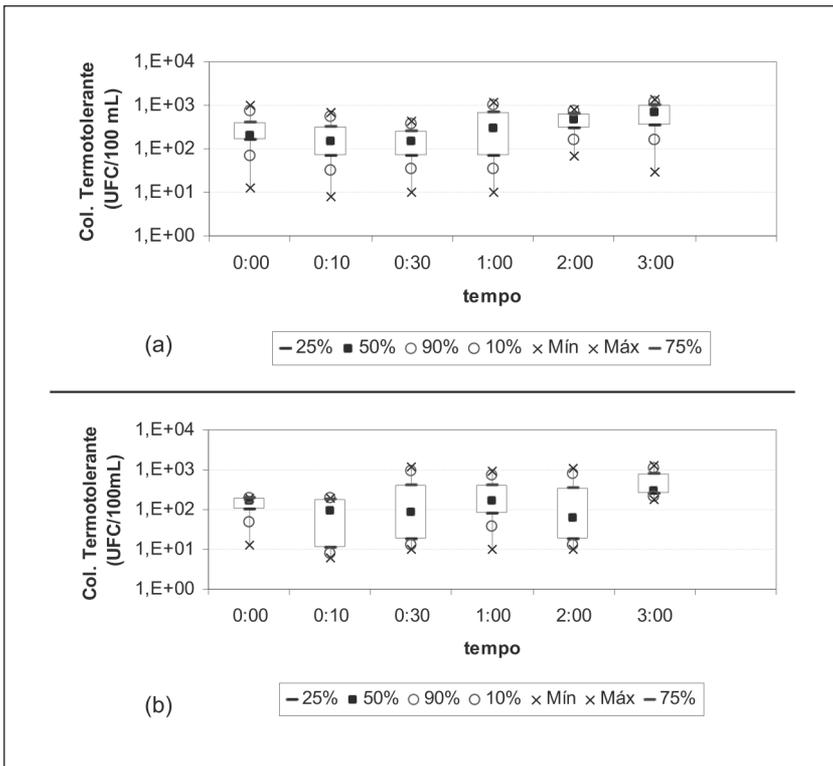


Figura 4.5 Gráficos Box-Plot da distribuição de freqüência de coliformes termotolerantes no selo hídrico de dois vasos sanitários da UFBA, segunda campanha de monitoramento.

termotolerantes / 100 mL e as médias geométricas de $100 \cdot 10^3$ coliformes termotolerantes / 100 mL (máximo de $1,8 \times 10^3$ / 100 mL).

Na segunda amostragem, além dos procedimentos de coleta já descritos, os dois vasos em estudo (UFBA) foram isolados para evitar uso durante a coleta, possibilitando o seguinte procedimento: coleta da primeira amostra, descarga e coleta seqüencial da água aos 0:00, 0:10min, 0:30min, 1:00h, 2:00h e 3:00h após a descarga. As amostras ao longo do tempo após a descarga não apresentaram diferenças significativas, variando no intervalo entre 10^1 - 10^3 coliformes termotolerantes / 100 mL (Figura 4.5).

Na sua totalidade, os resultados permitem as seguintes observações:

- a utilização de águas de reúso com qualidade equivalente à encontrada nos selos hídricos dos vasos não ocasionaria, aparentemente, redução da qualidade das mesmas, nem comprometimento da segurança dos usuários;
- a densidade de coliforme termotolerante encontrada nos vasos sanitários dos prédios públicos analisados apresenta valores superiores aos indicados em legislações de vários países, sugerindo que as mesmas possam ser excessivamente restritivos.

Produção de Aerossóis em Vasos Sanitários

Um segundo experimento teve como objetivo avaliar a geração de bioaerossóis durante a descarga de vasos sanitários. Para tanto, foi construído um sanitário experimental, em alvenaria, com dimensões 0,94 x 1,8 x 2,6 m, dotado de porta e basculante e válvula de descarga (marca Hydra, modelo 2550, DN40). O sistema de alimentação é constituído de um tanque de alimentação (TQA), com capacidade para 300 L, apoiado no piso, no qual foi instalada uma bomba (marca Anauger, modelo M-650) para o recalque do TQA até o reservatório de água de descarga (TQD), com capacidade para 60 litros e cujo nível máximo de água localiza-se a uma altura de 4,5 metros (Figura 4.6).

Inicialmente procurou-se obter um registro dos respingos gerados durante a descarga. Para isso, utilizou-se uma placa de madeirite com dimensões de 140 x 94 cm e forrada com plástico, na qual era fixada uma folha de papel-toalha branco de dimensões 80 x 55 cm. Como marcador foi

utilizado corante alimentício líquido marca Arcolor, cor vermelha, diluído em duas partes de água.

Foram testadas três situações: (a) com o marcador adicionado apenas no selo hídrico (SH) e a descarga com água potável; (b) com o marcador adicionado ao TQD e o SH preenchido com água potável; (c) com o marcador no SH e no TQD. Para cada situação, foram testadas duas alturas: sobre o assento do vaso sanitário e a 10 cm do assento do vaso, com a placa apoiada em cantoneiras. Para cada uma das situações e para cada altura, foram realizados 10 testes. Testes preliminares não detectaram gotas visíveis a partir da altura de 100 cm do piso.

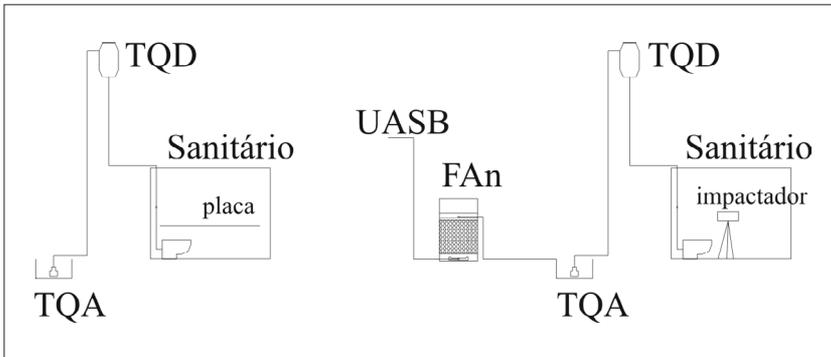


Figura 4.6 Ilustração esquemática do aparato experimental para a avaliação de bioaerossóis em descargas de vasos sanitários.

A válvula de descarga era acionada por 3 segundos, o que fornecia um volume aproximadamente constante de 6 L. Durante os testes, o TQD encontrava-se completamente cheio e a porta e o basculante do banheiro fechados. Nos intervalos entre os testes com a placa sobre o assento eram feitas a limpeza e secagem das bordas do vaso. A contagem de gotas nos papéis-toalha era feita sem auxílio de equipamentos, sendo somente contadas as gotas visíveis a olho nu (Tabela 4.5).

Nas duas posições da placa a tendência observada foi a mesma, com o número de gotas crescente para o uso do marcador no selo hídrico, no tanque de descarga e em ambos, embora diferenças mais nítidas (e estatisticamente significativas) tenham sido observadas quando a placa foi apoiada sobre o assento. Em todo caso, fica clara a contribuição do tanque de descarga na formação de aerossóis.

Tabela 4.5 Contagem de respingos gerados durante a descarga de vasos sanitários (média e desvio padrão)

Situação avaliada	Posição da placa	
	Assento	10 cm acima
(a)	108,6 (24,6)	26,7 (10,1)
(b)	311,2 (48,2)	54,3 (29,0)
(c)	399,8 (104,6)	64,9 (31,1)

Em uma segunda fase do experimento procurou-se quantificar coliformes termotolerantes nos aerossóis. Para isso, foi utilizado o equipamento impactador do tipo Andersen, marca SKC, modelo BioStage Standard, que utiliza placas de petri de 90 x 15 mm; a bomba de amostragem Quicktake 30 possui vazão de sucção regulável de 10 a 30,0 L/min.

Nessa fase, utilizou-se como água de descarga efluente de filtro anaeróbio (FAn) para possibilitar, através de diluições, qualidades bacteriológicas variadas, buscando-se correlacionar a densidade de microrganismos na água de descarga com a encontrada nos aerossóis. As três situações simuladas durante a primeira fase foram repetidas na segunda, sendo que, para cada situação, foram testadas duas alturas: a 52 e 100 cm do piso. O acionamento da válvula de descarga teve duração de 5 segundos, correspondendo a um volume de cerca de 10 L. A bomba de sucção foi acionada no instante do acionamento da descarga, permanecendo ligada por 10 minutos com a vazão ajustada em 28,3 L/min. Durante os testes, o TQD foi mantido completamente cheio e a porta e o basculante do banheiro fechados.

Em resumo, os resultados indicaram que a 1,0 m de altura (50 cm acima do vaso) não foram encontrados organismos indicadores, mesmo quando foi utilizada água com 10^6 coliformes termotolerantes/100 mL. Resultados similares foram por Gerba *et al.* (1975) e Bound; Atkinson (1966) em trabalhos realizados em condições semelhantes.

Geração de Odores Devido o Armazenamento do Efluente Tratado

Num terceiro experimento o objetivo foi avaliar o efeito do armazenamento do efluente de um filtro intermitente (FILA) na geração de odores, visando a adequação de seu uso em descarga e, ou irrigação de áreas verdes. Para o armazenamento do efluente foi utilizada uma bombona de plástico preto, opaco, com capacidade para 50L. Os

parâmetros de controle incluíram: SST, OD, potencial redox e pH, DQO, sulfatos, sulfetos, amônia e nitrato.

Uma primeira fase experimental, com duração de 20 dias, teve início com a adição de 40 L do efluente do FILA à bombona. As características iniciais do efluente eram as seguintes: 2,98 mg O₂/L; 202,7 mV (potencial redox); 40 mg DBO/L; 94 mg DQO/L; 49,4 mg SO₄/L; ausência de sulfetos; 108 mg NH₄/L; 97 mg NO₃/L; 16,4 mg SST/L. Do primeiro ao sétimo dia as medições foram realizadas três vezes ao dia, às 09, 13 e 17 horas do oitavo ao 14º dia, duas vezes ao dia, às 09 e 17 horas; do 15º ao 20º dia, uma vez ao dia, às 09 horas.

Uma segunda fase foi precedida de um período de aclimação visando o desenvolvimento do biofilme, quando todo o conteúdo da fase anterior foi removido e outros 40 L de efluente foram armazenados, seguindo-se trocas diárias de 10 L do conteúdo da bombona durante um período de 5 dias. Esta fase teve uma duração de 31 dias, sendo que as características iniciais do efluente era as seguintes: 0,51 mg O₂/L; 80,1 mV (potencial redox), 19 mg DBO/L; 71 mg DQO/L; 28,0 mg SO₄/L; ausência de sulfetos, 121,0 mg NH₄/L; 33,1 mg NO₃/L; 65,0 mg SST/L. Do primeiro ao quinto dia as medições foram realizadas três vezes ao dia, às 09, 13 e 17 horas; do 17º ao 24º dia, duas vezes ao dia, às 09 e 17 horas; do 25º ao 31º dia, uma vez ao dia, 09 horas.

No monitoramento diário para a observação da produção de condições ambientais favoráveis à anaerobiose (OD e potencial redox), obtiveram-se os resultados mostrados na Figura 4.7.

O pH manteve-se nesse período sempre na faixa neutra, entre 6,5 e 7,5, condição que favorece a formação de gás sulfídrico.

Na primeira fase, o oxigênio dissolvido caiu de 2,98 mg/L a menos de 1,0 mg/L após 24 h e se manteve abaixo desse valor até o final do experimento, evidenciando a presença de microrganismos aeróbios. O potencial redox, inicialmente de 202,7 mV, caiu a 70,0 mV ao final de 480 horas. Valores de potencial redox acima de -100,0 mV não são indicativos de produção de H₂S. Por outro lado, os microrganismos responsáveis pela redução do sulfato têm taxas de crescimento baixas, estando associados à presença de biofilme.

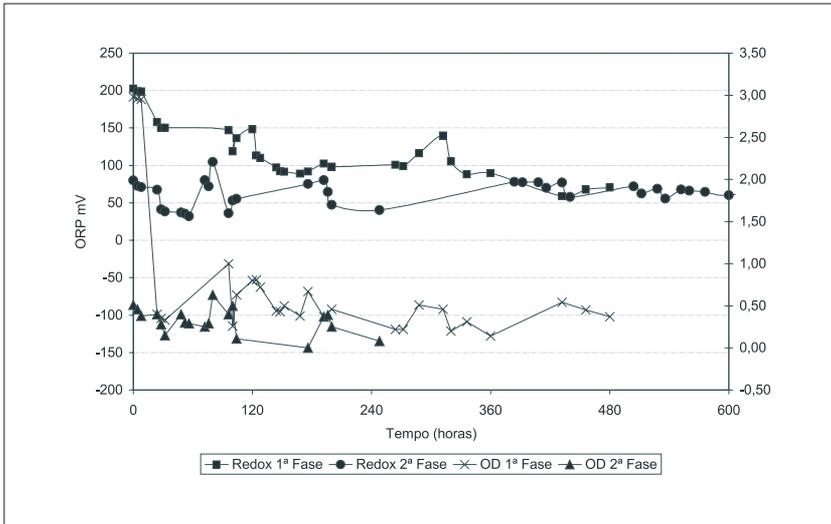


Figura 4.7 Potencial redox e OD medidos durante o armazenamento do efluente tratado.

Na segunda fase (precedida de um período de estímulo ao desenvolvimento do biofilme), o efluente armazenado apresentava valores iniciais de OD já abaixo de 1,0 mg/L e de potencial redox de 50,1 mV. O teor de OD chegou a atingir valores muito próximos de zero, permanecendo a maior parte do tempo abaixo de 0,5 mg/L. Apesar dessa condição, o potencial redox oscilou em torno de 50,0 mV, ficando, portanto, distante do valor limite de indicação de redução de sulfatos, mesmo após um período de 720 horas de armazenamento.

Uma possível explicação para os elevados valores de potencial redox nas duas fases do experimento é o fato de que as concentrações de DBO eram relativamente baixas (40 mg/L na primeira fase e 19 mg/L na segunda) e de degradabilidade mais lenta, associado a elevadas concentrações de nitrato (97 mg/L na primeira fase e 33,1 mg/L na segunda), fonte preferencial de oxigênio em relação aos sulfatos.

Em resumo, os resultados indicam que um adequado manejo, incluindo a qualidade do efluente, o tempo de armazenamento e o controle da formação de biofilmes, o problema de geração de odores pode ser razoavelmente controlado, potencializando o uso de efluentes tratados em descarga de vasos sanitários e outros usos urbanos. No caso avaliado, o efluente do FILA revelou grande potencial de uso.

A Experiência da PUCPR

Reúso Industrial

O experimento visou o uso não potável do efluente da ETE Cambuí (Campo Largo-PR), que trata esgoto sanitário. Esta estação de tratamento projetada, construída e operada pela SANEPAR, foi escolhida em virtude da qualidade do efluente tratado e da tecnologia utilizada, pois opera com tratamento biológico (RALF) seguido de físico-químico (flotação por ar dissolvido) e desinfecção do efluente. O monitoramento das características físico-químicas e microbiológicas do efluente é uma atividade rotineira de suporte ao empreendimento. Desde 1999 esta ETE tem sido objeto de estudo conjunto com a Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR) na avaliação do desempenho das tecnologias de tratamento.

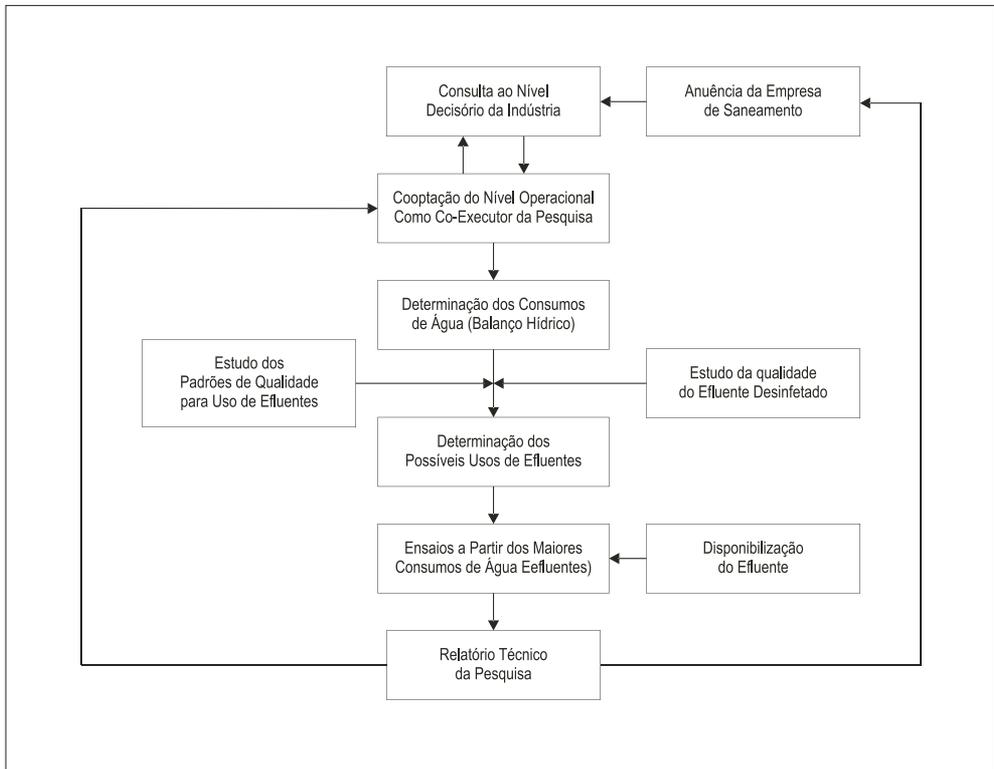


Figura 4.8 Uso de Efluentes na Indústria – Diagrama Conceitual de abordagem junto às empresas.

O uso não potável se concretizou junto às indústrias cerâmicas da região (INCEPA e Lorenzetti), escolhidas devido à proximidade da ETE Cambuí. Desde o primeiro contato as empresas mostraram-se bastante receptivas e interessadas no trabalho a ser então realizado, disponibilizando suas instalações e pessoal especializado para o trabalho, em conjunto com a equipe universitária. Para tanto, procedeu-se à integração das equipes envolvidas, estudando-se o consumo da água na atividade industrial e as possibilidades de substituição de fontes (Figura 4.8).

• INCEPA

A INCEPA, fundada em 1952 pelo grupo suíço Keramik Laufen, teve o controle acionário passado ao grupo espanhol ROCA Radiadores S.A. no ano de 1999. Atuando na área de revestimentos e pisos cerâmicos, possui duas plantas na cidade de Campo Largo, com uma área total de 456 mil m², sendo 124 mil m² de área construída, utilizando como matéria-prima basicamente a argila, caulim, quartzo e água.

Os trabalhos conduzidos na INCEPA foram iniciados com o estudo da demanda de água para substituição por esgoto tratado e desinfetado da ETE Cambuí. Sendo assim, foi avaliada a possibilidade de um ensaio que determinasse grande demanda de água. Escolheu-se o processo de moagem, no qual se introduziu efluente juntamente com a matéria prima diretamente nos moinhos, para preparação da massa líquida (barbotina), a qual após passar por vários processos, dá origem aos azulejos (Tabela 4.6). Atualmente a água residuária proveniente da lavagem do material cerâmico e de parte do processo industrial passa por um tratamento físico-químico, dentro da própria indústria, e depois é reusada no processo industrial.

Foram realizados diversos ensaios, todos em escala industrial, por recomendação da própria empresa, de modo a avaliar o comportamento reológico da massa utilizando esgoto tratado e desinfetado, o qual foi transportado por meio de caminho-pipa. Antes da atomização, a massa líquida passa por alguns testes que determinam as características iniciais logo que saem dos moinhos (Tabela 4.7).

A continuidade dos ensaios resultou na confecção de peças de igual qualidade àquelas produzidas com água de uso corrente (Figura 4.8), o

que comprova a possibilidade do reúso sem comprometer o produto acabado; tanto é que as peças foram comercializadas normalmente.

Tabela 4.6 Avaliação dos consumos de água na INCEPA

Uso	Volume (m ³ /mês)
• Administrativo	
Creche	142
Ambulatório	15
Banheiros	1.882
Refeitório	648
Total	2.687
• Processo Industrial	
Moagem	2.900
Corte peças	3.700
Esmaltação	380
Total	6.980
• Outros Usos	
Limpeza (pisos e equipamentos)	4.936
Torre de resfriamento	524
Total	5.460
Total Geral	15.127

Fonte: Gohringer (2006)

Tabela 4.7 Resumo dos ensaios na barbotina realizados na INCEPA

Origem	Viscosidade (s)	Densidade (g/L)	Resíduos (%)
Especificação	< 91	> 1.710	4 a 6
Ensaio 01	43	1.729	5,29
Ensaio 02	87	1.731	4,53
Ensaio 03	39	1.738	4,54
Média da Produção durante o Ensaio 03	46	1.729	5,16

Fonte: Gohringer (2006)

• LORENZETTI

A Lorenzetti foi fundada nos anos 20 pelo italiano Alessandro Lorenzetti, passando em 2.000 ao controle do grupo francês Legrand, fabricante de componentes elétricos de baixa voltagem. No Paraná, a planta localiza-se na cidade de Campo Largo e seus produtos de maior investimento e fabricação são os cerâmicos. A indústria opera hoje com 807 funcionários, utilizando como matéria-prima argila, talco, quartzo, feldspato, filito e a calcita.



Figura 4.9 Sequência do ensaio realizado na INCEPA, para confecção de peças cerâmicas, utilizando efluente desinfetado:
(1) Carregamento dos moinhos; (2) Peças entrando no forno;
(3) Peças produzidas com efluente.

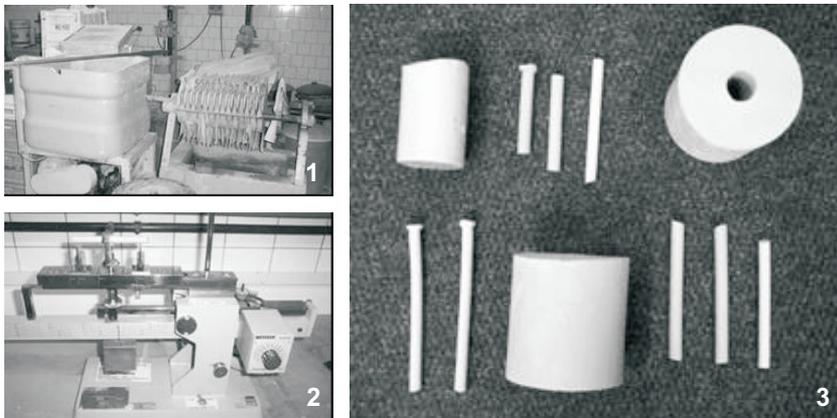


Figura 4.10 Procedimento em escala piloto para confecção de peças cerâmicas, empregando efluente sanitário, na empresa Lorenzetti:
(1) Instalação Piloto; (2) Ensaio de Ruptura;
(3) Corpos de prova com efluente.

Na Empresa Lorenzetti, também foi confeccionado um fluxograma de demanda de água para se avaliar pontos de maior consumo. No que se refere aos ensaios, estes foram realizados na Unidade Piloto da Empresa, instalação localizada junto ao prédio do Laboratório de Análises Físico-Químicas, na qual se encontram equipamentos de pequena capacidade, de modo a simular o que ocorre em escala industrial. A Tabela 4.8 identifica os processos de consumo de água passíveis de serem substituídos por efluente.

Em se tratando de produtos eletros-cerâmicos foram necessárias análises específicas, exigindo grande rigor em cada etapa da confecção de peças, tais como confecção de corpos de prova. Estes foram submetidos a ensaios como perda ao fogo, absorção (fucsina), deformação, umidade, índice pirolástico, ruptura, tanto para o corpo de prova cru, calcinado e vidrado. Pelos testes realizados junto à empresa, referendado pelos técnicos industriais, concluiu-se que foi possível utilizar o efluente tratado e desinfetado da ETE-Cambuú para fins não potáveis.

Tabela 4.8 Avaliação dos consumos de água na Lorenzetti

Uso	Volume (m ³ /mês)
• Administrativo	
Diretoria / Unidades I e III	2.152
Unidade IV	209
Refeitório	313
Recursos Humanos e Galvanoplastia	30
Expedição/Almoxarifado	Não Contabilizado
Total	2.704
• Processo Industrial	
Moagem	62
Moldagem de peças de Baixa Tensão	27
Batedores de argila	5
Umidificação das peças de Alta Tensão	3
Sanitários	10
Total	107
• Outros Usos	
Hidrantes e Desengraxe	23
Limpeza (pisos e equipamentos)	3
Total	26
Total Geral	2.837

Fonte: Bona *et al.* (2006)

Tabela 4.9 Estimativa de demanda de água em usos não potáveis no Município de Campo Largo-PR (2005)

Uso	Volume (m³/dia)	Forma de transporte	Frequência	Fonte	Distância da ETE Cambuí (km)	Obs.	Volume médio adotado (m³/mês)
• Limpeza Pública							
Praças e Ruas (1)	150	Caminhão (10 m³)	Eventual	Tanque (Lago)	1,75	—	—
Feira Livre (1)	—	—	Semanal	—	1,8	Apenas varrição	—
Cemitério Central (2)	—	—	—	SANEPAR	1,98	—	—
Frota de Veículos PM (2)	5	Rede Pública (VAP)	Semanal	SANEPAR	1,75	60 veículos	100
Compactação e Controle da Poeira (2)	12	Caminhões (4 a 5m³)	Variável	Córregos	2,3 a 8,1	A ser incrementado Realizado nas Colônias	240
Total	167	—	—	—	—	—	340
• Irrigação Urbana (Horto Municipal)							
Horta (3)	15 a 20	Adução (aspersão)	Variável	Poço	1,35	Consumo maior na Estagem. Possui 01 estufa olericultura.	140
Horto (3)	2 a 3	Adução (micro-aspersão)	Diário	Poço	1,35	03 casas de vegetação 01 estufa sementeira	60
Compostagem (3)	10 a 15	Adução (aspersão)	Variável	Poço	1,35	2x semana na Estagem	100
Total	32	—	—	—	—	—	300
? Outros Usos Urbanos (CB-PMPR) (6)							
Combate Incêndio	10	Caminhão (Bombeamento)	Eventual	SANEPAR	1,74	03 caminhões (10 m³) 01 ambulância	?
Manutenção de Veículos	0,22	Rede Pública (VAP)	Diário	SANEPAR	1,74	—	6,7
Total	10,22	—	—	—	—	—	6,7
Total Geral	209,22	—	—	—	—	—	646,7

Fonte: Göhringer (2006), citando (1) PMCL - SM Meio Ambiente, Abastecimento e Agricultura; (2) PMCL - SM de Obras; (3) PMCL - Horto Municipal; (4) EMATER PR - Escritório Regional de Campo Largo; (5) PDDI 2004; (6) PMPR - Corpo de Bombeiros.

Reúso Urbano

- **A Cidade de Campo Largo**

O município de Campo Largo, criado em 1870, situa-se na Região Metropolitana de Curitiba. Com uma população de 92.782 habitantes (CENSO 2000) é considerada a capital da Louça e da Cerâmica por sediar importantes empresas, cujos produtos são conhecidos internacionalmente.

A Prefeitura Municipal de Campo Largo utiliza água para diversas atividades de limpeza e manutenção de suas áreas verdes, podendo ser citados: o uso na lavagem das praças, principalmente na região central; na rega do horto municipal, onde se cultivam as mudas para arborização da cidade; na lavagem da frota de veículos, entre outros. O estudo desenvolvido no PROSAB 4 visou avaliar se nestes usos a água potável poderia ser potencialmente substituída por efluente tratado e desinfetado.

- **Procedimentos**

Inicialmente realizou-se um estudo sobre a cidade de Campo Largo, incluindo consultas às diversas Secretarias da Prefeitura Municipal, órgãos públicos locais e à população, para a obtenção das informações básicas necessárias para o desenvolvimento do trabalho. O modelo conceitual do trabalho aproximou-se do já descrito quando do reúso industrial (ver Figura 4.8).

Em seguida foi feito um levantamento do sistema de abastecimento de água e de esgotamento sanitário do município, operado pela SANEPAR, para a determinação da oferta de águas e de efluentes gerados, indicando localizações, quantidades e processos de tratamento. Posteriormente, procedeu-se à pesquisa em literatura especializada para obtenção dos requisitos qualitativos e quantitativos necessários à utilização de efluentes nos diversos setores urbanos identificados.

- **Resultados**

Os contatos com a Prefeitura de Campo Largo contaram com participação ativa da Secretaria de Obras. Como resultado do estudo quantitativo, referente à demanda de água para usos não potáveis, confeccionou-se a Tabela 4.9 Todos os locais dos possíveis usos

mencionados estão inseridos num raio máximo de 5 km, tendo como centro a ETE Cambuí.

A demanda relativa a Limpeza Urbana apresentou-se para a equipe envolvida como a alternativa mais atrativa, com uma previsão de demanda $240 \text{ m}^3/\text{mês}$ para a compactação e controle da poeira em vias urbanas. Outra atividade com boas perspectivas de substituição da água potável seria a lavagem de veículos da frota municipal, que utiliza um volume de $100 \text{ m}^3/\text{mês}$ (Figura 4.11).

O levantamento dos requisitos de qualidade para o reúso de água foi efetuado tendo como referência a literatura nacional e internacional (Tabela 4.10). Observe-se que o efluente da ETE Cambuí, atende à todos os requisitos considerados (exigentes, diga-se de passagem), com exceção do pH.

Todo o trabalho desenvolvido gerou interesse por parte da Secretaria de Obras da Prefeitura Municipal em realizar um ensaio, aplicando o efluente tratado na compactação de estrada e posterior pavimentação, o que acabou sendo realizado no mês de junho de 2006 (Figura 4.12). O efluente foi coletado na ETE por caminhão da Prefeitura, específico para tal atividade, e o operador previamente treinado para o uso de EPI's.

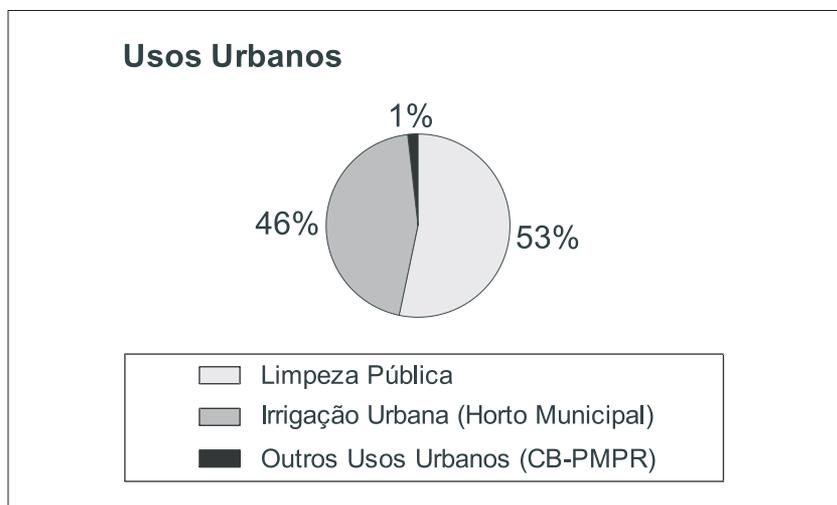


Figura 4.11 Análise quantitativa dos possíveis usos não potáveis da água em Campo Largo - PR. Fonte: Gohringer (2006)

Tabela 4.10 Requisitos de qualidade propostos para água de reúso

Setor	Padrão	CTer (NMP/100ml)	DBO (mg/L)	Turb. (UT)	pH	SST (mg/L)	Cloro Res.		Tratamento	Comentários
							Mínimo (mg/L)			
Limpeza Pública	(+) Rigoroso	Zero (3)	≤ 10 (3) (5)	2 (3) (5)	6 a 9	< 35 (4)	2 a 6 (4)	Secundário + filtração + desinfecção (3)		
	(-) Rigoroso	≤ 200 (4)	≤ 25 (4)	20 (4)			1 (3)			
Compactação solo; controle de poeira.	(+) Rigoroso	≤ 200 (3) (4) (5)	≤ 25 (4)	≤ 20 (4)	6 a 9	≤ 30 (3)	1	Secundário + desinfecção (3)		
	(-) Rigoroso					≤ 45 (5)				
Horta (agric.)	(+) Rigoroso	Zero (3)	≤ 10 (3)	≤ 2 (3)	6 a 9	-	1 (3)	Secundário + filtração + desinfecção (3)		
	(-) Rigoroso	< 1000 (6)								
Irrigação Urbana.	(+) Rigoroso		≤ 25 (4)		6 a 9	≤ 30 (5)	2 a 6 (4) *	Secundário + desinfecção (3)	*Para irrigação de áreas verdes deve-se efetuar a descloração para valores < 5 mg/L. Preferivelmente < 1 (3) (4)	
	(-) Rigoroso	≤ 200 (3) (4) (5)	≤ 45 (5)	< 20 (4)		≤ 45 (3)				
Corpo de Bombeiros (Campo Largo)	Único (3)	Zero	≤ 10	≤ 2	6 a 9	-	1	Secundário + filtração + desinfecção (3)		
Efluente Cambuí	-	2 X 10 ² (1)	5 (2)	4,1 (2)	5,3 a 6,8 (1)	30 (2)	1,06 (1)	RALF + FAD + desinfecção (1)		

Fonte: Gohringer (2006), citando (1) Aisse et al.(2004); (2) Aisse et al.(2002); (3) EPA (2004); (4) SABESP, citado por Semura et al. (2005); (5) CANADÁ, citado por Schaefer et al.(2004); (6) OMS (2006).



Figura 4.12 Ensaio de reúso da água em Campo Largo - PR (maio 2006).
(1) Aplicação em compactação de estrada;
(2) Atividades complementares da compactação.

Referências Bibliográficas

ABES. CEDAE conclui projeto para reúso de água. ABES Informa. Maio / junho 2005.

AKEHATA, T. (1991). Pollution prevention by minimizing waste generation in a chemical production process. *Jour. Chem. Eng. Japan*. 24 (3), 273-283.

ALLEN, D.T.; ROSSELOT, K.S. *Pollution Prevention for Chemical Processes*. Wiley, New York, 1997.

ANDERSON, J.; ADIN, A.; CROOK, J.; DAVIS, C.; HULTQUIST, R.; JIMENEZ-CISNEROS, B.; KENNEDY, W.; SHEIKH, B.; VAN DER MERWE, B. Climb the ladder: a step by step approach to international guidelines for water recycling. *Water Science and Technology*. 43(10):1-8. IWA Publishing. 2001.

ASANO, T.; LEVINE, A. D. Wastewater reclamation, recycling and reuse: an introduction. In: Takashi Asano, *Wastewater Reclamation and Reuse*. Technomic Publishing. Chapter 1, p. 1-56. 1998.

ASHBOLT, N.; PETERSON, S. R.; STENSTRON, THOR-AXEL; SCHONNING, C.; WESTRELL, T.; OTTOSON, J. Microbial risk assessment (MRA) Tool. *Urban Water* Chalmers University of Technology. Sweden. 2005.

BAHRI, A.; BRISSAUD, F. Setting up microbiological water reuse guideline for the Mediterranean. *Water Science and Technology*. 50(2):39-46. IWA Publishing. 2004.

BAUMGARTNER, B.; BELEVI, H. A systematic Overview of Urban Agriculture Developing Countries. *Swiss Federal Institute for Environment Science e Tecnologia*, September, 2001.

BONA, A; BERGER, E.; AISSÉ, M. M. Uso de Efluente de Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário para Fins Não Potáveis na Empresa Lorenzetti. Relatório do Estudo. Curitiba, PUCPR. 2006.

BORTONE, B; CIMATTI, E.; FAILLA, BIAGIO; SPADONI, M.; STANTE, L. Innovative water saving systems in households in Europe. 2nd Inter-Regional Conference on Environment-Water 99. 1999.

BOUND, W.H; ATKINSON, R.I. Bacterial aerosol from water closets. *Lancet*. v.18;1(7451):1369-1370. 1966.

CHERTOW, M. R. The IPAT equation and its variables, changing views of technology and environmental impact. *Journal of industrial ecology*. v.4, n 4, 2001.

CIRIA RP664: Model agreements for sustainable water management systems. Review of existing legislation. London. 2003.

COHIM, E. Polimento de efluente de uasb com filtros intermitentes de areia. Dissertação (mestrado). UFBA. 2006a.

COHIM, E. Percepção do usuário de reúso de água. Dados não publicados. 2006b.

COHIM, E.; KIPERSTOK, A.; MEIRELES, A. Avaliação do potencial de geração de odor de efluente de filas. Submetido ao XXX Congresso da AIDIS. 2006a.

COHIM, E.; KIPERSTOK, A.; BÓRTOLI, E. Avaliação de Risco à Saúde Humana do Reúso de Águas Residuárias Tratadas em Descargas de Vaso Sanitário: A Rota dos Aerossóis. Submetido ao XXX Congresso da AIDIS. 2006b.

CROOK, J. Critério de Qualidade da Água Para Reúso. In: *Revista DAE*. 174: 10-8. Nov/Dez 1993.

CROOK, J. Water reclamation and reuse criteria. In: Takashi Asano, *Wastewater Reclamation and Reuse*. Technomic Publishing. Chapter 14, p. 627-704. 1998.

CRUZ, C. Estudo de caracterização da água encontrada nos selos hídricos dos vasos sanitários de prédios públicos. Dissertação em curso. UFBA. 2006.

DRANGERT, J. Fighting the urine blindness to provide more sanitation options. *Water SA*. Vol. 24 No. 2 April 1998.

FANE, S. Life cycle microbial risk analysis of sustainable sanitation alternatives. 2nd International Symposium on Ecological Sanitation. IWA. 2003.

FORSTER, D; SCHERTENLEIB, R; BELEVI, H. Linking Urban Agriculture and Environment Sanitation. EAWAG/SANDEC. Duebendorf. 2003.

GERBA, C. P.; WALLIS, C; MELNICK, J. L. Microbiological Hazards of Household Toilets: Droplet Production and the Fate of Residual Organisms. Department of Virology and Epidemiology, Baylor College of Medicine, Texas, 1975.

GIORDANI, S. Averiguações das possibilidades de reúso de efluentes domésticos tratados nas bacias do Alto Iguazu e Alto Ribeira Região de Curitiba, UFPR. Dissertação (Mestrado). 2002.

GOERINGER, S. S. Verificação das Possibilidades de Uso Urbano Não Potável de Efluentes de Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário: Estudo de Caso Município de Campo Largo. Curitiba, PUCPR. Dissertação (Mestrado). 2006.

GRAEDEL, T. E; ALLENBY, B. R. Industrial ecology. [il]. Prentice-Hall Inc, New Jersey. 1995. 412 p.

GÜNTHER, F. Sustainability through local self-sufficiency. www.feasta.org/documents/wells/six/guenther.html, acessado em 26/05/2006.

HAAS, C. N. Progress and data gap in quantitative microbial risk assessment. *Water Science and Technology*. Vol. 46 no. 11 pp 277-284. IWA Publishing. 2002.

HUNTER, P. R. ; FEWTRELL, L. Acceptable Risk in Water Quality - Guidelines, Standards and Health: Assessment of Risk and Risk Management for Water-Related Infectious Disease, Edited by Lorna Fewtrell, Centre for Research into Environment and Health, Aberystwyth, Wales and Jamie Bartram, World Health Organization, Geneva, Switzerland, 2001.

JEFFERSON, B.; PALMER, A; JEFFREY, P.; STUETZ, R.; JUDD, S. Greywater characterization and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. *Water Science and Technology*. 50(2):157-164. IWA Publishing. 2004.

KIPERSTOK, A; COELHO, A; TORRES, E. A; MEIRA, C. C.; BRADLEY, S. P.; ROSEN, M. Prevenção da Poluição. Brasília: SENAI/DN, 2002. 290 p.

LAGREGA, M. D; BUCKINGHAM, P. L.; EVANS, J. C.; Hazardous Waste Management. 1st ed. McGraw-Hill, Singapore. 1994. 1146 p.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F.(editores). Reúso de Água. Barueri, Manole, 2003. 575p.

MARINHO, M. B. Novas relações sistema produtivo/meio ambiente: do controle à prevenção da poluição. Dissertação (Mestrado). Escola Politécnica, UFBA. 2001.

MATHERS, C. D.; STEIN, C; MA FAT, D.; RAO, C.; INOUE, M.; TOMIJIMA, M.; BERNARD, C.; LOPEZ, A. D. E.; MURRAY, C. J. L. Global Burden of Disease 2000: Version 2 methods and results. Geneva, World Health Organization. 2002.

METCALF & EDDY. Wastewater Engineering, Treatment and Reuse. New York, McGraw-Hill Companies, 2003.

MIERZWA, J. C. ; HESPANHOL, I. Água na Indústria: uso racional e reúso. São Paulo, Oficina de Textos, 2005.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria no 518. de 25 mar. 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, mar. 2004.

MISRA, K. B. (editor). Clean production. 1st ed. Springer, Berlin. 1996. 853 p.

MOUGEOT, L.J.A. Urban Agriculture: Definition, Presence, Potentials and Risks. Growing Cities, Growing Food: Urban Agriculture on the Policy Agenda Feldafing, Germany, 2000. cap.1, p.1-42.

NANCARROW, B. E. Communities attitudes to water restrictions policies and alternative water: a longitudinal analysis 1988-2002. CSIRO. Australia. 2002.

NOLDE, E. Greywater recycling systems in Germany - Results, experiences and guidelines. Water Science & Technology . 51(10): 203-210. 2005.

OLDENBURG, K. U; GEISER, K. Pollution prevention and...or industrial ecology. Journal of Cleaner Production. 5(1-2):103-108. 1997.

OTTERPOHL, R.; ALBOLD, A.; OLDENBURG, M.; WASSERKONZEPTE, O. Differentiating management resource of water and waste in urban areas. Integrated Bio-System in Zero Emissions Applications, Proceedings of the internet Conference on Integrated Bio-Systems. (s.d.).

OTTOSSON, J. Fecal contamination of greywater assessing the treatment requirement for hygienically safe reuse or discharge. 2nd International symposium on ecological sanitation. Lübeck, 2003.

PENEDA, M. C.; FRAZÃO, R. (editores). Eco-efficiency and factor 10. Proceedings of the Workshop Pólo Tecnológico de Lisboa. Lisboa: INET; ITA, 1997. 79 p.

PO, M.; KAERCHER, J.; NANCARROW, B. Literature review of factors influencing public perceptions of water reuse. Australian Water Conservation and Reuse Program. CSIRO. 2004.

SABESP. Comunicação pessoal. Superintendência de Comunicação. 2001.

SCHERTENLEIB, R.; FORSTER, D.; BELEVI, H. An integrated Approach to Environmental Sanitation and Urban Agriculture. EAWAG/SANDEC; Duebendorf. (s.d.)

SEMURA, A. S.; RICCITELLI, M.; GONÇALVES, M. C. Estudo para Implantação de Reúso e Proposição de Parâmetros de Qualidade para Usos Urbanos Não Potáveis a Partir das ETEs da RMSP. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005, Campo Grande-MS. Anais. ABES, Rio de Janeiro. 2005.

TECLIM. Rede de tecnologias Limpas da Bahia, <http://www.teclim.ufba.br/> , acessado em 07/07/2006.

UNEP/GPA. Guidelines on municipal wastewater management. (s.d.).

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Guidelines for water reuse. Washington D.C: USEPA, 2004 (EPA/625/R-04/108).

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Pollution Prevention. [Http://www.epa.gov/p2/](http://www.epa.gov/p2/), acessado em 07/07/2006.

VAN DER VLEUTEN-BALKEMA, A. J. Sustainable Wastewater Treatment, developing a methodology and selecting promising systems. Eindhoven: Technische Univesiteit. Eindhoven, 2003. 201 p.

Capítulo 5

Irrigação com Esgotos Tratados: Impactos no Solo e Aquíferos

*Célia Regina Montes, Mario Takayuki Kato,
Marco Antonio Almeida de Souza, Bruno Coraucci Filho, José Marques Junior*

Introdução

Em todo o mundo existe uma crescente competição pelo uso da água entre diversos setores da sociedade, sendo que o consumo de água na agricultura irrigada é bastante elevado em relação a outros tipos de uso. No Brasil, a agricultura consome atualmente cerca de 61% da água doce total (CHRISTOFIDIS, 2001), havendo previsão de atingir 70% na próxima década, tendo em vista o elevado crescimento do agro-negócio. Portanto, o uso de fontes alternativas de água para a agricultura é altamente desejável, favorecendo a realocação dos recursos hídricos utilizados para outros setores. Convém assinalar que se estima que uma economia de apenas 10% da água utilizada na agricultura aumentaria em 60% a oferta desse recurso para uso doméstico (PHILLIPI Jr. *et al.*, 2004).

A grande quantidade de águas residuárias, produzidas pelos sistemas de tratamento de esgoto, oferece um grande potencial para o uso dos esgotos tratados na irrigação, promovendo, dessa forma, uma menor utilização de água própria para outros consumos, de primeira necessidade para o homem.

Desde que realizada de forma controlada a irrigação com esgotos sanitários tratados é altamente atrativa, pois além de possibilitar a liberação de recursos hídricos de melhor qualidade para outras atividades humanas, serve como uma forma de pós-tratamento dos efluentes pelo sistema solo-planta, o qual atua absorvendo e retendo nutrientes, poluentes e organismos patogênicos remanescentes (BOUWER e CHANEY, 1974). O sistema solo-planta exerce o papel de um reator renovável, no qual os esgotos passam a ser fonte de energia e não um problema ambiental (PAGANINI, 1997). Portanto, os efluentes tratados

que ainda podem causar impactos negativos ao ambiente, quando lançados diretamente nos corpos d'água, passam a ser fonte d'água e, segundo suas características químicas, fonte de nutrientes, principalmente nitrogênio, para o sistema solo-planta (FEIGIN *et al.*, 1978; FONSECA, 2001). A presença de nutrientes permite que o uso de esgotos tratados na irrigação também possa ser considerado como recurso econômico de grande valor, pois sua aplicação pode promover uma diminuição da quantidade de fertilizantes minerais adicionados aos agrossistemas. Desta forma, vencidas as resistências de natureza cultural, o uso de esgoto tratado (ET), desde que realizado com critério, apresenta-se como uma solução sanitariamente segura, economicamente viável e ambientalmente sustentável (BASTOS *et al.*, 2003).

Entretanto, apesar das vantagens, a aplicação de efluentes na agricultura pode apresentar aspectos negativos no que diz respeito às condições de funcionamento e dinâmica do sistema solo. Por exemplo, a adição de Na pela irrigação pode provocar a dispersão de argilas, que por sua vez podem migrar, obstruindo os poros do solo e, conseqüentemente, influenciar diretamente o fluxo de soluções.

Em países que utilizam esgotos tratados na agricultura há muito tempo, como por exemplo, Israel e Austrália, existe um número grande trabalhos voltados para os problemas relacionados à interação esgoto tratado-solo e com monitoramento contínuo efetuado após sua aplicação. Os resultados mostram, nestes casos, que os impactos provocados nos solos agrícolas são relativamente bem conhecidos e que manejos adequados permitem sua aplicação de maneira sustentável. O mesmo não ocorre em países em desenvolvimento, geralmente localizados em regiões tropicais, onde os trabalhos sobre o tema são relativamente escassos, recentes e pontuais, carecendo-se, portanto, de informações técnico-científicas e de estudos de longo prazo (FONSECA, 2001). Além disso, é praticamente impossível transportar os conhecimentos obtidos em outras regiões, pois a existência de um contexto ambiental diferente tem forte influência, não só na qualidade dos efluentes, como nas propriedades específicas dos solos.

Portanto, a utilização de esgotos tratados nas práticas agrícolas e florestais e, sobretudo, sua reciclagem no solo, necessitam, além da determinação das características dos efluentes, abordada em outros capítulos deste livro, de um amplo conhecimento dos conceitos e propriedades dos solos, em especial as físicas, químicas, físico-químicas,

mineralógicas e biológicas, tratadas a seguir. Serão abordados ainda no presente capítulo, os aspectos relativos às mudanças nas características e impactos nos solos irrigados com esgotos sanitários tratados, bem como os riscos para as águas subterrâneas.

O Solo – Aspectos Conceituais

Conceito de Solo

O conceito de solo é variável, dependendo do uso ao qual ele se destina (pedologia, engenharia civil e sanitária, geologia, etc). Na ciência do solo (pedologia), área que interessa diretamente à agricultura, os solos são considerados como o resultado das transformações químicas, físicas e mineralógicas sofridas pelas rochas na superfície do planeta, na interface litosfera, atmosfera, hidrosfera e biosfera. As rochas, em geral duras, compactas, anidras e essencialmente minerais, transformam-se em um material inconsolidado, plástico, poroso, ao mesmo tempo mineral e orgânico. Este material que recobre de maneira quase contínua as rochas da litosfera, é parte integrante da paisagem continental e tem sido denominado de cobertura pedológica ou cobertura de solo.

O solo, formado a partir de um determinado tipo de rocha, sob a ação do clima, vegetação, relevo e organismos num espaço de tempo, pode ser considerado como um “corpo vivo” em constante evolução (PEDRO, 1985). Esta evolução se verifica naturalmente através do tempo ou pode ser influenciada por ações antrópicas que, em geral, aceleram o processo evolutivo. A noção de um “corpo vivo” indica que o solo se encontra em constante transformação. Para entender seu comportamento, compreender suas propriedades e prever as possíveis interações quando sujeito à ação antrópica, como por exemplo, a provocada pela disposição de resíduos, o solo deve ser analisado sob dois aspectos principais: o de sua organização e o de seu funcionamento.

O estudo da organização do solo leva em conta os aspectos morfológicos e estruturais, isto é, estuda seus constituintes (minerais e orgânicos), suas dimensões e o modo como estes constituintes encontram-se organizados. Envolve também a análise dos espaços vazios (poros), reflexo da organização de seus constituintes. Trata-se de um estudo estático, que se baseia na caracterização do chamado perfil do solo (Figura 5.1).

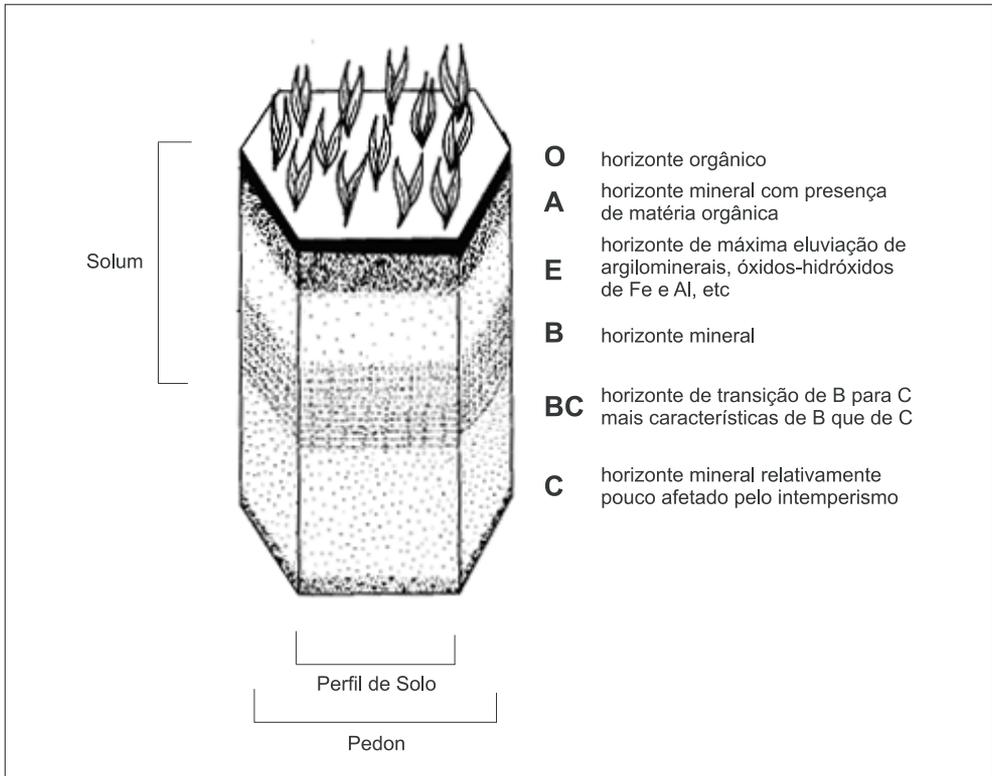


Figura 5.1 Esquema de um perfil de solo. Modificada de Brady e Weil (1999).

O estudo do funcionamento, ao contrário, é dinâmico e analisa os mecanismos que envolvem a transferência de matéria, seja ela sólida, líquida ou gasosa. Esta transferência é altamente controlada pelo sistema de poros (tamanho, forma e associação) que, em última análise, controla o fluxo das soluções que percolam o solo. Por estas razões é denominado de funcionamento hidrodinâmico do solo.

Os solos não são homogêneos como pode ser observado ao longo de cortes de estrada ou barrancas de rios. Apresentam variações, tais como espessura, cor, textura, estrutura, existência de horizontes, etc. Estas variações ocorrem em diferentes escalas de observação, desde a escala continental até a escala ultramicroscópica, passando pela escala da paisagem, do perfil, do horizonte ou do agregado (ROBERT, 1996).

Na escala do continente os solos se organizam em grandes conjuntos que se distribuem no globo, principalmente em função do clima (temperatura e precipitação). São os solos ditos “zonais”, que obedecem, aproximadamente, uma distribuição acompanhando as linhas de igual temperatura (isotermas).

Na escala do relevo ou da paisagem (vertente) ou de uma pequena bacia hidrográfica, os solos se distribuem ao longo de topossequências, em função da velocidade do fluxo das soluções em seu interior, provocada pelo modelado da superfície topográfica. Em cada ponto da topossequência (Figura 5.2) os solos se caracterizam por perfis que se diferenciam através de horizontes, segundo uma organização vertical, sendo os horizontes superiores mais ricos em matéria orgânica (horizonte O e A) e os inferiores sobretudo minerais (horizontes E, B e C). Tais horizontes (Figura 5.1) se distinguem pela cor, textura e estrutura.

Na escala dos horizontes são identificados os agregados formados por minerais, em geral associados à fração orgânica. Estes agregados são importantes para os solos, pois definem suas propriedades físicas (porosidade, permeabilidade, etc).

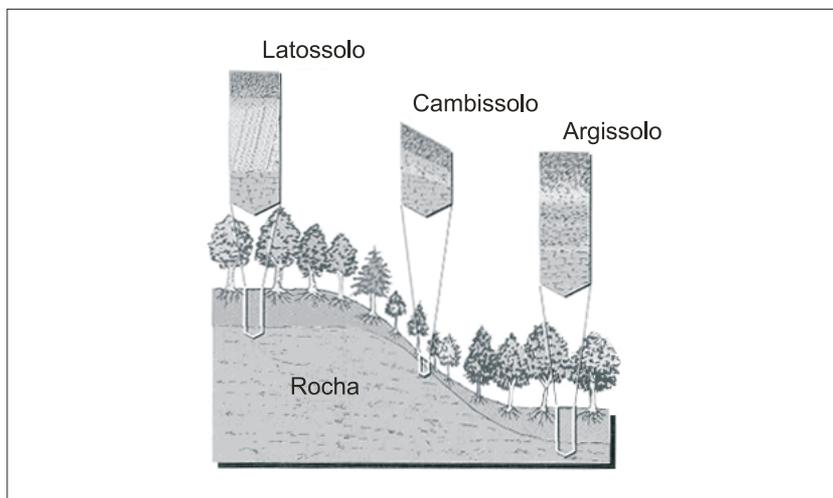


Figura 5.2 Diferentes tipos de solos ao longo de uma topossequência.

Modificada de Brady e Weil (1999).

(veja Tabela 5.2 para as características dos solos)

A escala microscópica ou ultramicroscópica fornece informações sobre a micromorfologia do solo, assim como sobre a estrutura interna dos minerais, parâmetro importante para a compreensão do posicionamento e do comportamento dos elementos nas estruturas cristalinas.

Os Constituintes do Solo

O solo ideal para o crescimento das plantas é constituído, em seu horizonte superficial (horizonte A), por aproximadamente 50% de material sólido, 25% de água e 25% de ar. A proporção de água e de ar no solo pode variar de maneira bastante acentuada e muito rapidamente, estando associada principalmente aos tamanhos e quantidades de poros existentes, disponibilidade de água e drenagem do terreno. Ao contrário, a fase sólida é mais constante, comportando uma fração inorgânica (mineral), geralmente dominante, a qual se encontra associada a uma fração orgânica, cuja importância é maior em volume que em peso, face sua baixa densidade em relação à fase mineral.

Constituintes Inorgânicos

Os constituintes inorgânicos ou minerais do solo derivam do intemperismo das rochas, podendo ser minerais residuais, transformados ou ainda formados durante os processos de intemperismo e pedogênese (formação de solo). Seus tamanhos são variáveis podendo se concentrar nas frações areia (tamanho de 2,0 a 0,02mm), silte (tamanho de 0,02 a 0,002mm) e argila (tamanho menor que 0,002mm)¹. Nas frações mais grosseiras ocorrem, normalmente, fragmentos de rochas e/ou de minerais residuais, resistentes ao intemperismo, como o quartzo, mica, minerais pesados ou opacos, que servem para formar o esqueleto do solo, constituindo sua parte inativa (Figura 5.3). Nas frações finas, silte e, principalmente, argila, concentram-se os minerais mais importantes para o solo. Nesta fração dominam os minerais formados durante os processos de intemperismo e pedogênese e que se diferenciam dos demais por apresentarem uma série de propriedades comuns: são hidroxilados (possuem água de constituição), seus cristais são de pequeno tamanho (menor que 100 m), possuem caráter cristalino pouco desenvolvido

1. Os limites para as frações granulométricas são os propostos pela Sociedade Internacional de Ciência do Solo.

(criptocristalinos), apresentam composição química variável e grande superfície específica. Na organização do solo estes minerais se associam intimamente com a fração orgânica para formar o plasma argilo-húmico, fração ativa do solo e responsável pela definição de suas características físico-químicas e nutrição das plantas. Nos solos de regiões tropicais, entre esses minerais, destacam-se os argilominerais, os óxidos e os oxihidróxidos, em especial os de ferro e de alumínio (cristalizados ou amorfos) (Figura 5.3).

Os argilominerais são minerais muito importantes nos processos que se desenvolvem na superfície da Terra. São aluminossilicatos hidratados pertencentes ao grupo dos filossilicatos (silicatos em camada) e formados pela associação de folhas tetraédricas e octaédricas (Figura 5.4). As folhas tetraédricas são constituídas pela associação de tetraedros formados pelo arranjo de quatro O^{2-} dispostos nos vértices de um tetraedro regular, circundando e sendo coordenado por um átomo de Si^{4+} no centro. As folhas octaédricas são formadas pelo arranjo de octaedros onde o Al^{3+} , no centro, é circundado por seis O^{2-} ou OH . As folhas tetraédricas e octaédricas ligam-

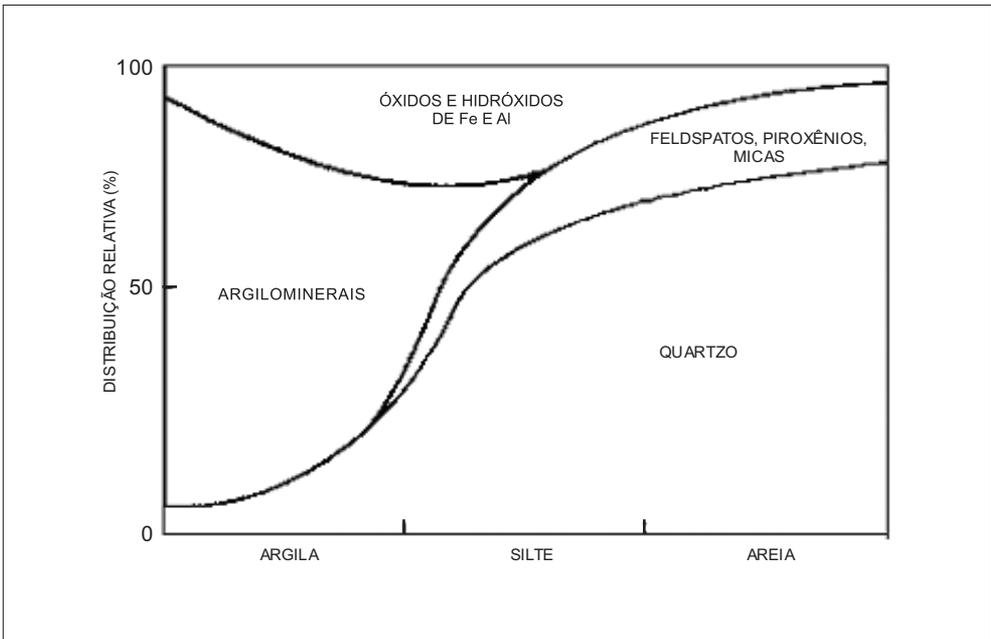


Figura 5.3 Distribuição relativa dos minerais nas diferentes frações granulométrica (areia: 2 mm - 0,02 mm; silte: 0,02 - 0,002 mm; argila: menor que 0,002 mm). Adaptada de Brady e Weil (1999).

se pelo compartilhamento de átomos de oxigênio formando diferentes camadas. A natureza específica e a combinação das folhas nestas camadas dão origem aos diferentes tipos de argilominerais e definem suas propriedades específicas, como grau de hidratação, grau de substituições isomórficas, expansão, plasticidade, carga elétrica, troca catiônica, etc.

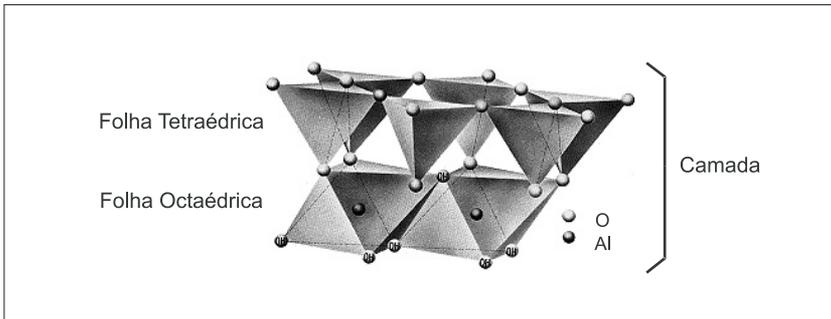


Figura 5.4 Estrutura básica dos argilominerais
Adaptada de Klein e Hurlbut (1993).

Tanto o silício (Si^{4+}) nas folhas tetraédricas, como o alumínio (Al^{3+}) nas folhas octaédricas, podem ser total ou parcialmente substituídos por outros cátions, como por exemplo, Al^{3+} e Fe^{3+} nas folhas tetraédricas e Fe^{2+} , Mg^{2+} , Mn^{2+} , Ni^{2+} , etc, nas octaédricas. Estas substituições, denominadas substituições isomórficas, por cátions com cargas diferentes, criam um desequilíbrio elétrico da estrutura dos argilominerais, que deve ser reequilibrada pela entrada de cátions compensadores de cargas (como por exemplo, K^+ , Na^+ , Ca^{2+}), que se posicionam em sítios intercamadas. As substituições isomórficas são comuns nesses minerais, sendo responsáveis pela grande variabilidade de argilominerais existentes na natureza.

Existem dois grandes tipos de camadas às quais correspondem os principais grupos de argilominerais encontrados nos solos: os argilominerais formados por uma folha de tetraedros associada a uma folha de octaedros (argilominerais 1:1) e aqueles constituídos por duas folhas de tetraedros envolvendo uma folha de octaedros (argilominerais 2:1).

O grupo dos argilominerais 1:1 inclui o argilomineral mais importante dos solos tropicais, a caulinita. Normalmente apresenta-se como pequenas placas de hábito hexagonal. Este grupo ainda inclui haloisita, nacrita e dickita, minerais de pouca representatividade nos

solos, em especial os dois últimos. As camadas nos argilominerais 1:1 são ligadas por pontes de hidrogênio e conseqüentemente apresentam ligações fortes, responsáveis pela formação de estruturas “fixas”, não expansivas quando umedecidas (Figura 5.5). Em condições de superfície não são observadas intercalações de cátions e água entre as camadas.

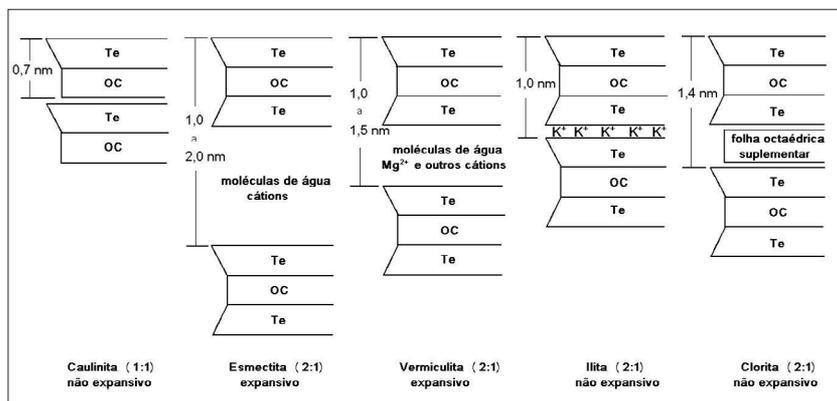


Figura 5.5 Esquema ilustrando a organização dos argilominerais 1:1 e 2:1. Te – folha tetraédrica; Oc – folha octaédrica. Os valores assinalados na figura em nm, indicam a distância interplanar. Adaptada de Brady e Weil (1999).

O grupo dos argilominerais 2:1 inclui argilominerais não expansivos (ilitas e cloritas) e expansivos (esmetitas e vermiculitas) (Figura 5.5).

As ilitas são minerais comuns nos solos de regiões frias e temperadas do globo, porém relativamente pouco importantes nas regiões tropicais. São argilominerais que apresentam parte do silício da folha tetraédrica substituído por alumínio. A compensação de cargas é feita pelo potássio que se coloca entre as camadas. As cloritas apresentam a mesma camada fundamental da ilita, possuindo uma folha suplementar octaédrica tipo brucita $[Mg(OH)_6]$ entre as camadas.

O grupo dos argilominerais expansivos possui a mesma camada fundamental da ilita, mas entre as camadas podem posicionar-se moléculas polares, como por exemplo, de água, que promove a expansão das estruturas. Vermiculitas e esmetitas são os principais constituintes dessa família. As vermiculitas possuem duas camadas de água ligadas aos cátions intercamadas (compensadores de carga), enquanto as esmetitas possuem propriedades de expansão mais elevadas. As esmetitas, devido ao grande número de substituições isomórficas, podem apresentar

inúmeras espécies, estando entre as mais importantes a nontronita (comum nos solos tropicais), beidelita, saponita e montmorilonita.

Além dessas espécies puras de argilominerais, é comum nos solos, sobretudo naqueles das regiões temperadas, a ocorrência de minerais interestratificados, isto é, minerais nos quais a estrutura fundamental comporta mais de um tipo de camada. Como exemplos podem ser citados os interestratificados illita-esmectita, clorita-vermiculita, etc.

Ainda fazendo parte da família dos argilominerais, de ocorrência comum nos solos, podem ser citadas as “argilas amorfas”, que são aluminossilicatos hidratados que possuem pequena organização cristalina, como por exemplo, as alofanas. São minerais que apresentam propriedades coloidais bem desenvolvidas, sendo excelentes retentores de água e fixadores de compostos químicos nos solos. Estes minerais são comuns em solos jovens desenvolvidos sobre rochas vulcânicas.

Os óxidos, oxi-hidróxidos e hidróxidos de ferro e de alumínio são minerais freqüentes nos solos, podendo atingir, nos solos tropicais, concentrações que os colocam entre as principais fases minerais da fração argila. Goethita (FeOOH), hematita (Fe_2O_3), ferrihidrita ($\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot x\text{H}_2\text{O}$) e gibbsita ($\text{Al}(\text{OH})_3$) são os principais minerais encontradas nos solos tropicais.

Constituintes Orgânicos

Em estreita associação com a fração argila do solo, são encontrados ainda os compostos orgânicos, denominados em seu conjunto como matéria orgânica do solo. Estes constituintes são derivados da biomassa animal e vegetal do solo e englobam tanto a matéria orgânica morta como a viva. A matéria orgânica morta pode apresentar-se em diferentes graus de evolução, formando os compostos não humificados e humificados. Os compostos não humificados incluem carboidratos, aminoácidos, proteínas, lipídios, ácidos nucléicos, linhinas, etc. Os humificados, em seu conjunto, formam um grupo complexo de substâncias tais como os ácidos húmicos e fúlvicos.

A matéria orgânica viva, representada pelas macro e microfauna e pela macro e microflora, desempenha igualmente um papel muito

importante na formação e no funcionamento dos solos (Tabela 5.1). Pode-se dizer que graças à quantidade e à diversidade dos seres vivos presentes, o solo constitui um verdadeiro reator biológico. A degradação da matéria orgânica constitui um dos principais processos em que a biota do solo se acha envolvida, cumprindo, por conseguinte, um papel relevante nos ciclos dos elementos que dependem diretamente da matéria orgânica, como o do carbono e do nitrogênio. Além disso, os seres vivos participam também da transformação das rochas e dos minerais e de associações organo-minerais que estruturam o solo em diferentes escalas.

Tabela 5.1 Abundância de seres vivos no solo

	Número g⁻¹ de solo	Biomassa
Bactérias	10 ⁷	2 a 4 mg g ⁻¹ de solo
Actinomicetas	10 ⁶	
Fungos	10 ⁵	
Protozoários (fauna)	10 ⁵	
Algas	10 ⁴	
Micorrizas		500 a 1000kg ha ⁻¹
Fauna	Número m⁻² de solo	Biomassa
Acaros	10 ⁴	1 até várias t ha ⁻¹
Colembolas	5x10 ³	
Enchytraidae	2x10 ³	
Minhocas		

Fonte: Adaptada de Robert (1996).

Propriedades Físicas do Solo

As propriedades físicas de um solo influenciam profundamente seu funcionamento como ecossistema e na forma de manejo a ser empregado. O crescimento de plantas e os movimentos de água e solutos através do solo estão intimamente ligados a essas propriedades.

As propriedades físicas aqui apresentadas estão relacionadas às partículas sólidas do solo e à maneira como estas partículas estão ligadas entre si, formando o arcabouço do solo. Estas propriedades encontram-se diretamente ligadas ao tamanho e natureza das partículas que o constituem (textura) e à sua organização (estrutura). A textura relaciona o tamanho das partículas minerais e suas proporções relativas e a estrutura, entendida como o arranjo das partículas na forma de agregados. Quando consideradas em conjunto, caracterizam a organização global dos solos e

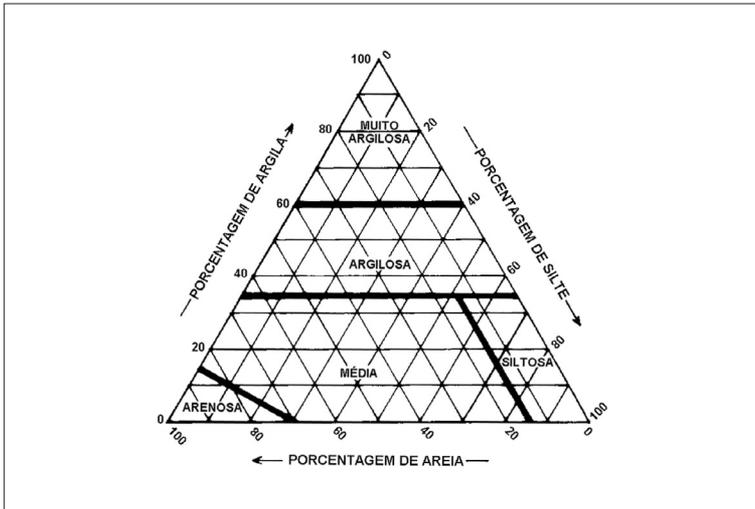


Figura 5.6 Classes texturais dos solos. Embrapa (1999).

definem propriedades físicas de grande importância, pelo fato de condicionarem, através da porosidade e da permeabilidade, o funcionamento e evolução do solo. As partículas constituintes do solo, conforme já citado em item anterior, podem ser divididas, de acordo com seus tamanhos, em três classes principais: areia (2 mm – 0,02 mm), silte (0,02 – 0,002 mm) e argila (menor que 0,002 mm). Cada uma destas frações dará aos solos propriedades físicas distintas.

As partículas com diâmetros superiores a 0,002mm formam o esqueleto do solo. Trata-se de uma fração praticamente inativa do ponto de vista químico sendo constituída predominantemente por quartzo e, em menor proporção, por outros silicatos primários (por exemplo, micas) ou concreções constituídas por minerais secundários. Apesar da baixa atividade química, esta fração é muito importante no controle da porosidade e densidade do solo. As partículas com diâmetros inferiores a 0,002mm, associando a matéria mineral (principalmente os argilominerais) e orgânica (húmus) formam o plasma argilo-húmico, fração coloidal ativa do solo. A proporção de cada uma das frações granulométricas no solo definirá sua classe textural (Figura 5.6).

As partículas constituintes do solo (minerais e orgânicas) podem, por meio de processos físico-químicos e biológicos, ligar-se para formar agregados. Estes agregados, em seu conjunto, constituem a estrutura do

solo. A estrutura de um solo é caracterizada, principalmente, pela forma e tamanho dos agregados, podendo ser, desta forma, classificada em: (i) estrutura esferoidal (granular ou grumosa), formada por elementos arredondados; (ii) estrutura em bloco, constituída por blocos angulares ou subangulares; (iii) estrutura prismática, comportando elementos em forma de prismas; e (iv) estrutura laminar, com elementos placóides. Entre os agregados do solo encontram-se os poros maiores ou macroporos e, no interior dos agregados os microporos. A quantidade de macroporos depende do modo como os agregados se acomodam.

A formação e a manutenção dos agregados é uma das ações mais difíceis no manejo do solo, sendo de extrema importância, pois influenciará diretamente em seu funcionamento hidrodinâmico. Como mencionado, processos físico-químicos e biológicos estão envolvidos na formação dos agregados do solo, sendo que os processos físico-químicos são mais importantes na agregação das argilas e os biológicos na formação da macroestrutura do solo.

A atração entre as partículas de argila e a expansão e contração das argilas são os processos físico-químicos mais relevantes na agregação do solo. A agregação se inicia com a floculação das partículas de argila em volumes microscópicos, exceto em solos muito arenosos onde a formação de agregados depende quase inteiramente de processos biológicos. A floculação acontece porque a maior parte das partículas de argila apresenta cargas superficiais negativas que atraem cátions da solução do solo. Os cátions, se colocando entre duas partículas de argila, atuam como pontes mantendo-as juntas e esse processo se repetindo, promoverá o empilhamento das partículas formando diferentes domínios. Estes domínios, auxiliados pela ação floculante dos cátions polivalentes (Ca^{2+} , Fe^{2+} , Al^{3+} , etc) e de colóides orgânicos (húmus), proporcionam a estabilidade para os microagregados ($< 0,03\text{mm}$). Em determinados solos argilosos de regiões tropicais úmidas, a ação cimentante de compostos inorgânicos, como por exemplo, os óxidos de ferro, auxilia na formação de pequenos agregados muito estáveis.

Quando o Na^+ é o cátion predominante, como ocorre em alguns solos de regiões áridas ou semi-áridas, as forças de atração não são suficientes para impedir a repulsão das partículas de argilas, carregadas negativamente. Neste caso, não há floculação, as argilas permanecem dispersas e o solo praticamente não apresenta estrutura, tornando-se

impermeável para a água e o ar. O efeito do Na^+ pode ser sentido mesmo em solos que originalmente apresentam baixos teores deste elemento, mas que pela ação antrópica, por exemplo, irrigação com águas salinas e sódicas, passam a ter grande disponibilidade deste íon na solução do solo. Neste caso, o Na^+ pode substituir os cátions polivalentes, principalmente Ca^{2+} e Mg^{2+} , levando a desestruturação do solo. Este efeito será apresentado com mais detalhe em item posterior deste capítulo, pois os esgotos tratados, de maneira geral, apresentam concentrações elevadas desse elemento.

Outro processo de agregação se dá por meio de ciclos alternados de umedecimento e ressecamento, como aqueles que ocorrem entre eventos de chuvas ou irrigação. Estes ciclos levam à expansão e contração dos volumes de argilas, provocando o aparecimento de fendas de contração. Com a repetição dos ciclos, as fraturas se intensificam e os agregados entre estas se tornam mais bem definidos. Esse efeito de agregação é mais importante em solos com altos conteúdos de argilominerais expansivos, por exemplo, Vertissolos (Tabela 5.2).

As atividades de organismos no solo, como minhocas, formigas, bactérias, fungos, etc, favorecem a agregação de suas partículas, pelos seus movimentos, pela rede que as raízes e hifa de fungos formam e que envolvem as partículas ou pela produção de compostos orgânicos por microorganismos, especialmente bactérias e fungos. As raízes das plantas também favorecem a agregação quando forçam, na sua passagem, a aproximação das partículas de solo e pela liberação de exsudatos. A matéria orgânica do solo é o maior agente estimulante da formação e estabilização de agregados granulares. Polímeros complexos, produtos orgânicos da decomposição da matéria orgânica, interagem quimicamente com os argilominerais e óxidos de ferro e de alumínio formando pontes entre as partículas individuais do solo constituindo os agregados. Fragmentos microscópicos de resíduos decompostos e húmus podem associar-se às partículas de argila resultando em complexos organominerais, os quais promovem a formação de agregados.

A porosidade e a densidade de um solo estão intimamente ligadas à textura e à estrutura do solo. A porosidade é constituída pelo volumes de espaço vazios, após o arranjo dos componentes da parte sólida do solo e que, em condições normais, é ocupada por água e ar. Pode variar grandemente de um solo para outro tanto na quantidade e dimensões (macro, meso e

microporos) como nos tipos de poros. A porosidade se relaciona diretamente com a circulação e retenção de água, com a drenagem e com a aeração do solo. Solos arenosos possuem em geral uma porosidade importante e constituída essencialmente por macroporos, tornando este tipo de solo altamente permeável, possibilitando a existência de um importante fluxo de água e de soluções de percolação. Neste caso, a drenagem é facilitada e a aeração é boa. Por outro lado, os solos argilosos apresentam um sistema de poros onde predominam microporos, condicionando uma menor velocidade na circulação de água e soluções e conseqüentemente uma drenagem e aeração mais deficientes.

O funcionamento normal de um solo ocorre em meio não saturado, ou seja, quando o solo é umedecido através da percolação lenta da água capilar (água retida nos poros mais finos com uma pressão que aumenta com a diminuição do tamanho dos poros). Quando a água circula lentamente na porosidade fina do solo, este desempenha um papel de filtro, retendo as mais variadas substâncias, sejam nocivas ou não. Os riscos de poluição do solo e aquíferos serão tanto maior quanto mais rapidamente as soluções percolarem.

As proporções relativas de areia, silte e argila de um solo determinarão a quantidade e tamanho do espaço poroso do solo e, conseqüentemente, determinarão a densidade do solo. Para avaliar a densidade deve-se considerar a densidade de partícula e a densidade do solo. Densidade de partícula é a relação “massa de sólidos - volume de sólidos de um solo”; depende tanto da proporção existente entre matéria orgânica e parte mineral, como também da constituição mineralógica do solo. A densidade do solo é a relação “massa de sólidos - volume total ocupado pela massa”, incluindo o espaço ocupado pelo ar e pela água. Reflete o arranjo das partículas definindo as características do sistema poroso. A permeabilidade do solo, por sua vez, é inversamente proporcional à densidade do solo, sendo importante para indicar a capacidade de armazenamento de água para as plantas e para que se possa encontrar as melhores práticas de conservação do solo e da água. Solos com alta proporção de poros em relação aos sólidos apresentam densidades do solo menores que aqueles mais compactados, com menos espaço poroso. Desta forma, qualquer fator que influencia o espaço poroso de um solo afetará sua densidade.

Propriedades Químicas e Físico-químicas

As propriedades químicas são principalmente controladas pelos materiais coloidais, especialmente os argilominerais e húmus. Serão abordadas neste item apenas algumas propriedades necessárias à compreensão dos mecanismos e que tornam o solo um verdadeiro reator físico-químico e um meio com forte poder tampão.

A troca iônica é uma das propriedades químicas mais importantes dos solos, apresentando um papel chave na nutrição das plantas, e, em um contexto mais amplo, no desenvolvimento de muitas das características químicas do solo. A troca iônica, fenômeno relacionado à presença de cargas superficiais, deve ser entendida como um processo reversível, pelo qual íons retidos na superfície de uma fase sólida são substituídos por quantidades equivalentes de outros íons em solução ou ligados à outra fase sólida, em contato com a primeira. Os íons envolvidos na troca iônica ligam-se à fase sólida eletrostaticamente ou por covalência e, em ambos os casos, esse tipo de união é denominado adsorção iônica. As trocas iônicas ocorrem sem que haja necessariamente alteração ou decomposição da fase sólida. Os materiais constituintes da fase sólida apresentam cargas elétricas positivas e negativas podendo adsorver tanto cátions quanto ânions. De modo geral, a carga efetiva dos colóides é negativa e por isso é comum fazer referência à capacidade de troca de cátions (CTC) do solo ou de minerais da fração argila. No caso dos argilominerais estas cargas são, principalmente, resultado de substituições isomórficas de íons na estrutura cristalina dos minerais. Nos colóides orgânicos (húmus) as cargas negativas se originam da dissociação de radicais como COOH e OH. As cargas positivas têm sua origem principalmente nos óxidos e óxi-hidróxidos de Fe e Al, em condições de pH ácido.

Os cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} , H^+ , K^+ , Na^+ e NH_4^+ e os ânions SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , HCO_3^- e ânions de ácidos húmicos, são os íons trocáveis mais importantes nos solos.

O fenômeno de troca iônica, com todas as suas particularidades, é muito importante para a gestão dos solos, seja no que diz respeito à produção de alimentos, seja na utilização dos solos como receptor de resíduos.

As cargas elétricas dos argilominerais, como mencionado, resultam principalmente das substituições isomórficas. As substituições isomórficas acontecem lentamente durante muitos ciclos de intemperismo e não são modificações fáceis de ocorrer. Desta forma, as cargas assim geradas são chamadas de cargas permanentes ou constantes, uma vez que estão relacionadas com a composição química dos argilominerais. Esta denominação “carga permanente” é utilizada para diferenciar das cargas variáveis ou dependentes do pH que alguns colóides inorgânicos e orgânicos apresentam. Em condições moderadamente ácidas, as partículas praticamente não apresentam cargas variáveis. Entretanto, quando o pH aumenta pode ocorrer a dissociação do grupo OH das partículas coloidais, gerando dessa forma uma carga negativa. Se o pH for suficientemente alto, complexos de hidróxido de alumínio, por exemplo, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, podem ser removidos e o resultado será também um saldo de carga negativa. Em condições de moderada a extrema acidez (pH muito baixo), íons de H^+ se ligam aos grupos OH de superfície e um saldo de carga positiva é observado.

A capacidade de troca de cátions (CTC), que define a habilidade do solo em reter e adsorver cátions, está relacionada com a presença de cargas negativas na superfície das partículas coloidais. A CTC depende da textura do solo e mais particularmente do teor em argila e em matéria orgânica. Isto porque os argilominerais e a matéria orgânica apresentam grandes superfícies específicas (relação entre a superfície total da amostra e sua massa, expressa em m^2g^{-1}), o que os tornam bastantes reativos, o que equivale dizer que possuem CTC elevada. De acordo com a natureza do argilomineral (1:1 ou 2:1), a CTC pode variar de 30 a 1500 $\text{mmol}_c \text{kg}^{-1}$. A matéria orgânica, normalmente presente em menor quantidade, apresenta CTC cerca de cinco vezes àquela das argilas, podendo também apresentar grande variação em função do peso molecular dos grupos $-\text{COOH}$.

A importância da CTC da fração ativa do solo (plasma argilo-húmico) é evidente, uma vez que íons poluentes adicionados ao solo por meio de disposição de resíduos, podem ser adsorvidos, imobilizados e retirados do ciclo, minimizando o risco de contaminação de água superficiais e subterrâneas.

Pode-se falar também em capacidade de troca de ânions do solo (CTA). Neste caso um saldo de carga elétrica positiva tem que ocorrer na

superfície dos colóides. As cargas positivas, como assinalado, têm sua origem principalmente nos óxidos-hidróxidos de Fe e Al, em condições de pH ácido. De uma maneira geral, a capacidade de troca de ânions é menos importante que a capacidade de troca de cátions nos solos.

O pH é outra propriedade essencial, pois é o que define o comportamento dos elementos químicos no solo e também o comportamento dos seres vivos (fauna e flora). No caso dos elementos químicos, o pH determina sob que formas eles estarão nas soluções que percolam o solo. Em função do pH do solo e do pKa dos elementos (constante de acidez) pode-se prever sua existência sob uma forma catiônica (ou aniônica), sob forma de hidróxido ou ainda sob forma de sais, sendo possível dessa forma conhecer a mobilidade dos elementos em um determinado solo.

As condições de oxi-redução, em função da presença ou ausência do oxigênio, têm um papel importante, tanto para controlar o comportamento de elementos que apresentam mais de um estado de valência (Fe, Mn, Cr, N, S, etc.), como para controlar o funcionamento biológico dos seres vivos que vivem no solo (raízes, microorganismos). Em geral, os solos se situam em meios aerados, com muito oxigênio (ambiente oxidante). Entretanto, em certas situações a água pode ocupar totalmente os poros do solo e a baixa aeração torna o meio redutor (caso dos solos hidromórficos). Nesta situação, a difusão do oxigênio é mais baixa. O mesmo ocorre com solos ricos em matéria orgânica, onde o consumo de oxigênio pelas bactérias é muito grande. Assim como o comportamento dos vários elementos, como, por exemplo, o Fe, Mn e Cr, as reações essenciais relacionadas à decomposição da matéria orgânica (formação de CO₂, CH₄ metano), ao ciclo do nitrogênio (nitrificação, desnitrificação com aparecimento dos diferentes compostos N₂O, NO, NO₂, NH₃) ou ao ciclo do enxofre (domínios de existências de sulfetos e sulfatos), são controlados pelas reações de óxido-redução.

Características dos Solos Brasileiros

Algumas características são comuns a todos os solos de regiões tropicais, como, por exemplo, composição mineralógica simples (quartzo, caulinita, oxi-hidróxidos de ferro e de alumínio), grande espessura e horizontes com cores predominantemente amarelas e vermelhas.

Em geral estes solos são empobrecidos quimicamente, como reflexo de uma composição dominada por minerais desprovidos de elementos solúveis. São solos de baixa fertilidade, quando comparados com solos de clima temperado, ricos em argilominerais (2:1) capazes de reter os elementos químicos necessários ao metabolismo vegetal.

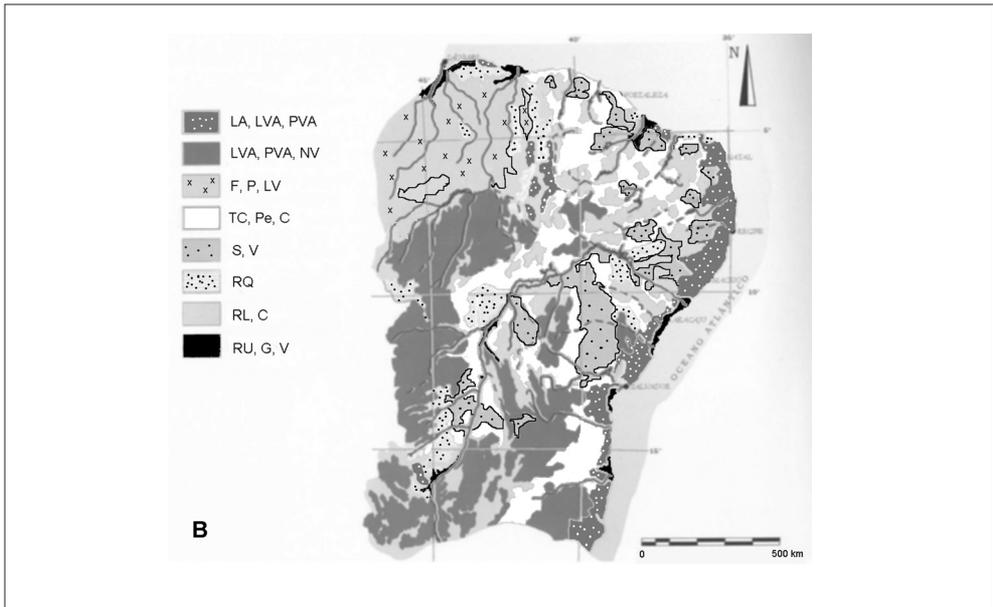
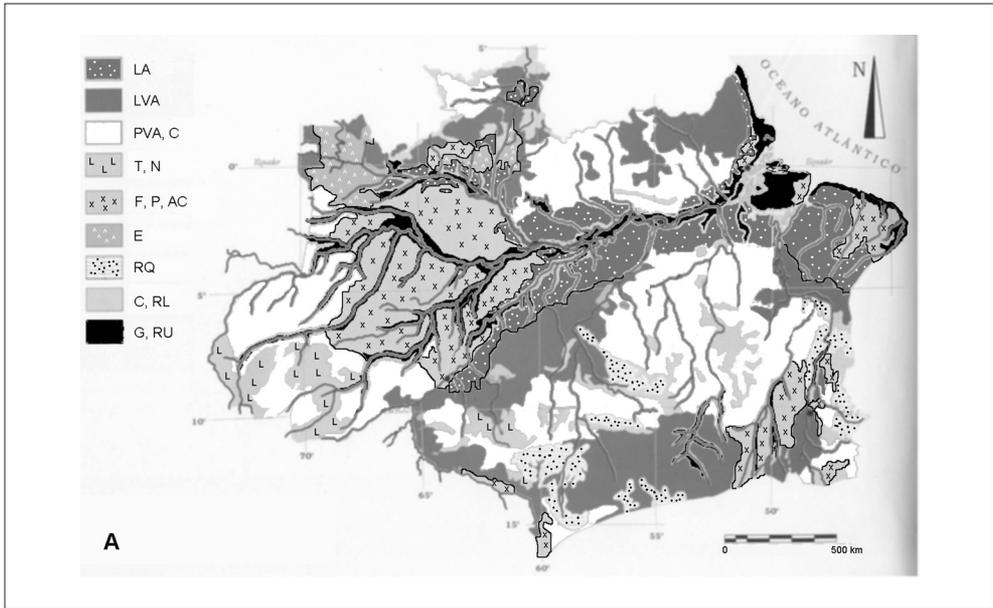
O Brasil, situado quase que inteiramente na zona intertropical da Terra, possui solos bem desenvolvidos, quimicamente empobrecidos e profundos. Esses solos apresentam, em geral, baixa saturação por bases (V)² e são constituídos, predominantemente, por argilominerais de baixa atividade, essencialmente caulinitas, e óxidos, hidróxidos e oxi-hidróxido de Fe e Al (MELFI *et al.*, 2004). Solos com estas características cobrem aproximadamente 80% do território brasileiro, sendo os principais representantes os Latossolos, Argissolos e Neossolo Quartzarênico (Figuras 5.7; Tabela 5.2).

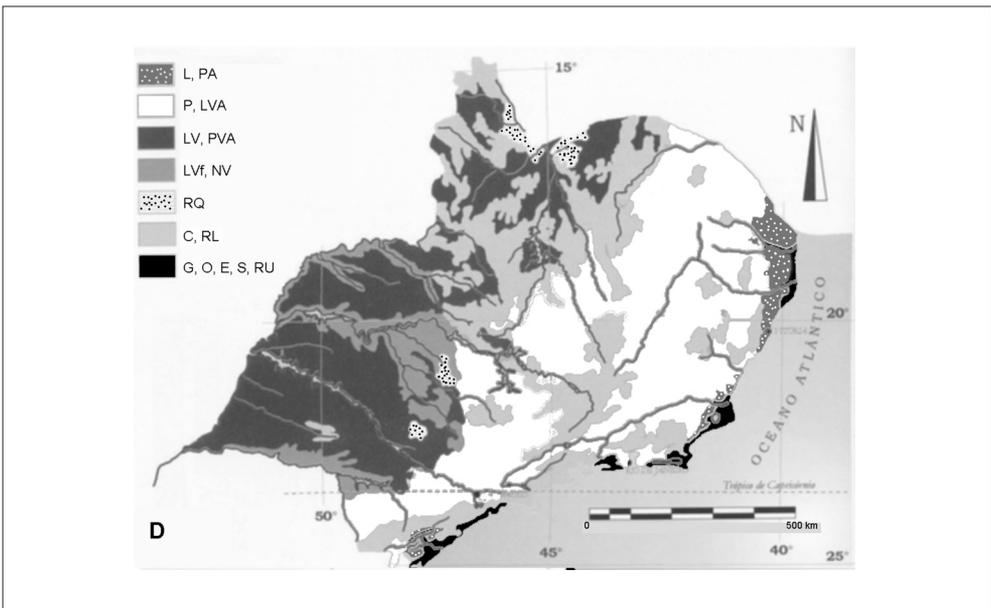
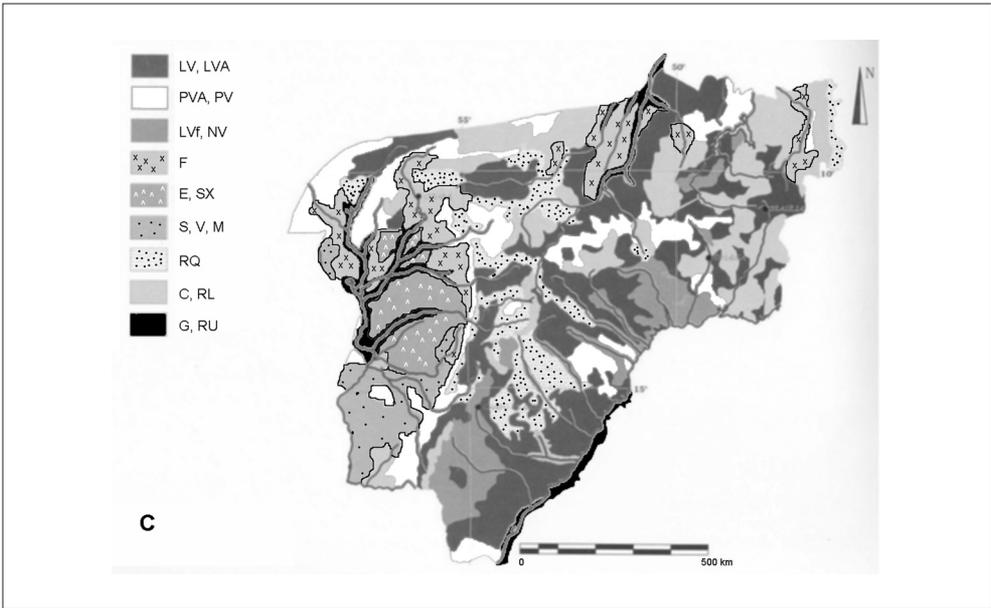
Considerando somente os argilominerais, os solos brasileiros podem ser agrupados em três grandes tipos de cobertura pedológica: (i) caulínica – essencialmente formada por caulinita associada a quantidades variáveis de gibbsita, óxidos e oxi-hidróxidos de Fe (goethita e hematita); (ii) esmectítica – constituída predominantemente por argilominerais 2:1, associados a pequenas quantidades de óxidos e oxi-hidróxido de Fe e (iii) – mista com predominância de caulinita, associada a illita, vermiculita ou clorita. Raramente a caulinita é substituída por esmectita (Figura 5.8).

A cobertura caulínica é a dominante (55% do território) e inclui todos os Latossolos, Nitossolos e Neossolo Quartzarênico. A cobertura esmectítica está distribuída no Nordeste, onde os Luvisolos predominam; no Pantanal, onde os Planossolos são dominantes; e na parte sul, dominada por Vertissolos. A cobertura mista corresponde às áreas de Argissolos (Figuras 5.7 e 5.8).

Os solos brasileiros apresentam, em geral, baixa CTC, em função da predominância de argilominerais 1:1, tipo caulinita, associada ou não a gibbsita e ao baixo conteúdo de matéria orgânica. Cerca de 55% dos solos, incluindo todos os Latossolos, parte dos Argissolos, os Neossolos Quartzarênicos e Nitossolos, apresentam CTC <100 mmol_ckg⁻¹. Solos com

2. $V = (Ca + Mg + K + Na) * 100 / (Ca + Mg + K + Na + H + Al)$





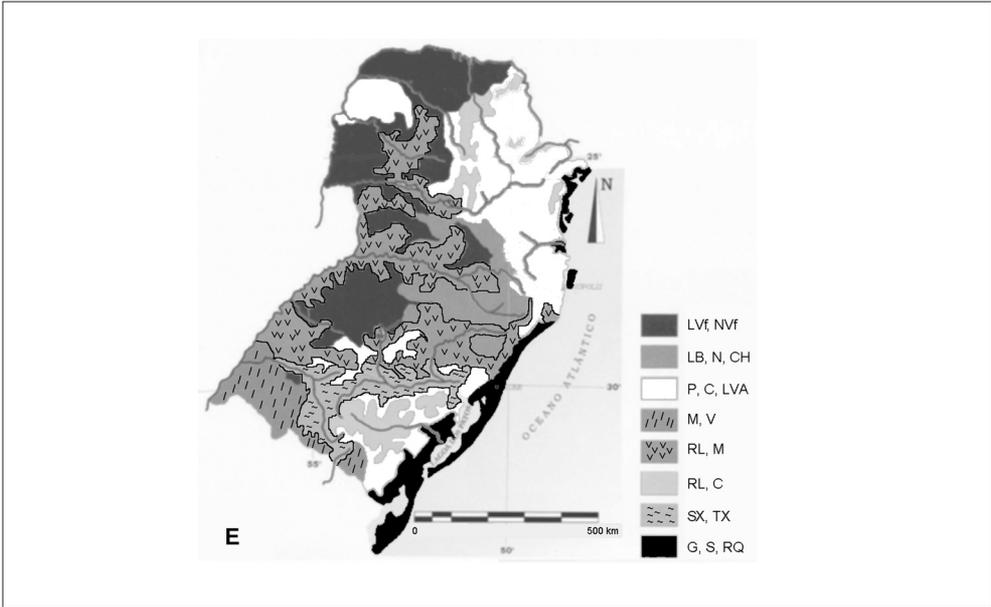


Figura 5.7 Mapas esquemáticos dos principais solos brasileiros. **A** – região norte; **B** – região nordeste; **C** – região centro oeste; **D** – região sudeste; **E** – região sul. Adaptados de Lepsch (2002).

- | | |
|----------------------------------|----------------------------------|
| LA – Latossolo Amarelo | TC – Luvissolo Crômico |
| LVA – Latossolo Vermelho-Amarelo | Pe – Argissolo eutrófico |
| PVA – Argissolo Vermelho-Amarelo | S – Planossolo |
| C – Cambissolo | V – Vertissolo |
| T – Luvissolo | PV – Argissolo Vermelho |
| N – Nitossolo | LVf – Latossolo Vermelho férrico |
| F – Plintossolo | SX – Planossolo Háptico |
| P – Argissolo | M – Chernossolo |
| AC – Alissolo Crômico | L – Latossolo |
| E – Espodossolo | PA – Argissolo Amarelo |
| RQ – Neossolo Quartzarênico | O – Organossolo |
| RL – Neossolo Litólico | NVf – Nitossolo Vermelho férrico |
| G – Gleissolo | LB – Latossolo Bruno |
| RU – Neossolo Flúvico | CH – Cambissolo Húmico |
| NV – Nitossolo Vermelho | TX – Luvissolo Háptico |
| LV – Latossolo Vermelho | |

CTC variando entre 100 a 250 mmol.kg⁻¹, cobrindo uma área de 42%, são encontrados na região Amazônica, ao longo dos grandes rios, no Semi-árido nordestino e no Pantanal. Os 3% restantes dos solos apresentam CTC > 250 mmol.kg⁻¹ e correspondem aos Vertissolos no extremo sul do país e aos solos salinos na costa norte do Amapá, Pará e Maranhão (MELFI *et al.*, 2004).

Tabela 5.2 Classificação dos solos brasileiros*

Solo	Características gerais**
Alissolo	Solo com horizonte B com acúmulo de argila iluvial (B textural), com alto conteúdo de alumínio trocável e argilominerais de alta atividade (2:1).
Argissolo	Solo com B textural e argilominerais de baixa atividade (1:1).
Cambissolo	Solo pouco desenvolvido, com horizonte B incipiente.
Chernossolo	Solo com horizonte superficial espesso (> 25 cm), escuro e rico em matéria orgânica com altos teores de cálcio (A chernozêmico), seguido de horizonte B incipiente ou textural com a presença de argilominerais de alta atividade.
Espodossolo	Solo com horizonte subsuperficial com acúmulo iluvial de matéria orgânica e/ou ferro e alumínio (B espódico), abaixo de horizonte A e E.
Gleissolo	Solo hidromórfico (saturado em água), com horizonte subsuperficial acinzentado, fortemente influenciado pelo excesso de água (horizonte Glei), apresentado intensa redução dos compostos de ferro.
Latossolo	Solo com horizonte subsuperficial muito intemperizado e sem acúmulo de argila (B latossólico); Solo rico em argilominerais 1:1 e oxi-hidróxidos de Fe e Al.
Luvissolo	Solo com horizonte B com acúmulo de argila iluvial (B textural), rico em cátions básico trocáveis e argilominerais de alta atividade.
Neossolo	Solo mineral pouco evoluído, com ausência de horizonte B diagnóstico (solos jovens). Predominam as características herdadas do material original.
Nitossolo	Solo apresentando horizonte com estrutura em blocos com nítidas superfícies brilhantes nos agregados (B nítico) e argilominerais de baixa atividade.
Organossolo	Solo essencialmente orgânico; horizonte orgânico com espessura de 40 cm ou mais (horizonte Hístico).
Planossolo	Solo com forte perda de argila na parte superficial; apresenta horizonte B textural com mudança textural abrupta (B plânico).
Plintossolo	Solo com expressiva plintitização (segregação e concentração localizada de ferro).
Vertissolo	Solo com horizonte subsuperficial apresentando fendas de expansão e contração pela presença de argilominerais 2:1 expansivos.

* Primeiro nível categórico - EMBRAPA (1999)

** Adaptada de Toledo *et al.* (2000) e Lepsch (2002)

Saturação por bases < 35% é observada em mais de 80% dos solos brasileiros, os quais são, portanto, considerados fortemente dessaturados. Estão incluídos nesta categoria todos os Latossolos, Argissolos distróficos, os Neossolos Quartzarênicos, Gleissolos distróficos, Neossolos Regolíticos distróficos, Neossolos Fúlvicos distróficos, Nitossolos distróficos e Cambissolos. Quinze por cento dos solos brasileiros apresentam saturação por bases entre 35% e 80%, considerados levemente dessaturados. Nesta categoria estão os Luvissolos do Semi-árido nordestino, os Planossolos do Pantanal, os Neossolos Regolíticos eutróficos e os Gleissolos eutróficos. Os solos que apresentam saturação por bases > 80 %, representando um meio equilibrado, são restritos no Brasil e não ultrapassam 7%. Fazem parte desta categoria os solos salinos da costa norte, os Vertissolos no extremo sul e os Chernossolos nas regiões frias e altas do sul do país (MELFI; PEDRO, 1977; MELFI *et al.*, 2004).

As características apresentadas pela maior parte dos solos do país (baixas CTC e saturação por bases) são função dos processos genéticos e do longo tempo envolvido na sua formação. Estes solos se desenvolvem, em geral, em áreas tectonicamente estáveis e, portanto, são solos velhos, frágeis e que se encontram em contínua evolução. Por representarem ecossistemas frágeis, os solos tropicais e, portanto, os solos brasileiros, são extremamente vulneráveis às ações antrópicas. O equilíbrio destes solos com o meio é delicado e os impactos provocados por causas naturais ou por atividades antrópicas, como por exemplo, a irrigação com efluentes, pode desestabilizar o sistema.

Alterações nas Características do Solo Provocadas pela Irrigação com Esgotos Sanitários

É consenso que o esgoto tratado quando aplicado ao solo para a irrigação de culturas pode substituir totalmente a água de irrigação

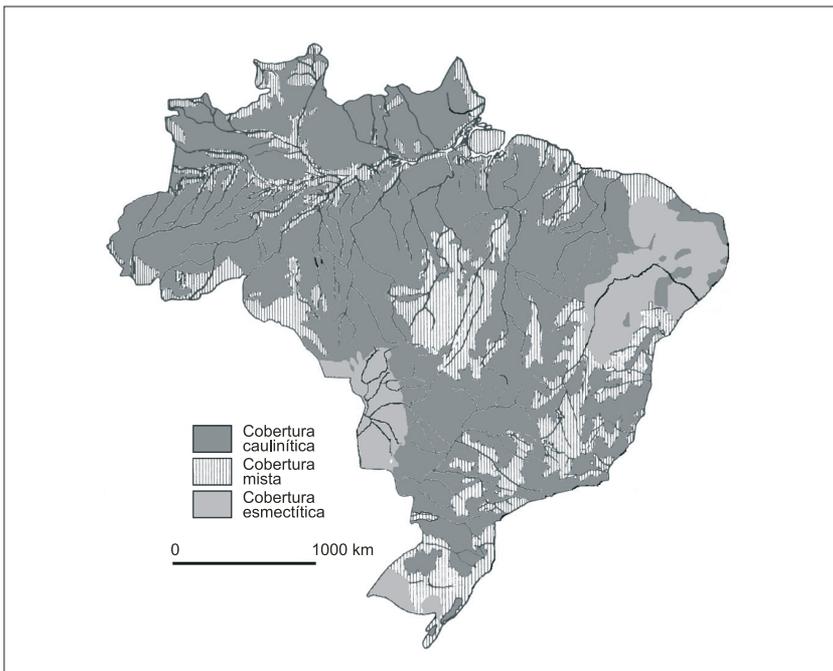


Figura 5.8. Distribuição das diferentes coberturas pedológicas no Brasil. (Adaptada de MELFI *et al.*, 2004).

convencional e parcialmente a adubação mineral. Entretanto, os esgotos são águas com características particulares que apresentam em sua constituição elementos que promovem alterações em suas características físicas, químicas e biológicas (BOUWER; CHANEY; 1974; FEIGIN *et al.*, 1991; FRIEDEL *et al.*, 2000).

Embora o pH da água de irrigação (esgoto tratado) normalmente não exerça efeitos sobre o pH do solo, devido ao seu poder tampão (BOUWER; IDELOVITCH, 1987), tem sido observado um aumento do pH do solo quando da irrigação com esgotos tratados (QUIN; WOODS, 1978; FONSECA, 2001; MARQUES *et al.*, 2003). Tal comportamento pode ser associado aos seguintes fatores: (i) pH elevado do esgoto tratado (STEWART *et al.*, 1990); (ii) adição de cátions trocáveis e de ânions presentes no esgoto tratado (FALKINER; SMITH, 1997); (iii) alteração na ciclagem de nutrientes pela adição do esgoto tratado, ocorrendo redução do NO_3^- para NH_4^+ e desnitrificação do NO_3^- , produzindo íons OH^- (SCHIPPER *et al.*, 1996).

A aplicação de esgotos tratados pode alterar a taxa de decomposição da matéria orgânica do solo, ocasionando diminuição nos teores de C e N (FALKINER; SMITH, 1997). Pelo fato da taxa de mineralização ser altamente dependente do potencial de água no solo (STANFORD; EPSTEIN, 1974; MYERS *et al.*, 1982), o fator umidade constante (devido à irrigação) associado às altas temperaturas, promove uma rápida mineralização do material orgânico adicionado ao solo (ARTIOLA; PEPPER, 1992). Assim, a irrigação com esgotos pode modificar os processos de ciclagem do N e também do C, pelo fato de aumentar a água no solo para teores que estimulam a atividade de decomposição da matéria orgânica (POLGLASE *et al.*, 1995; FALKINER; SMITH, 1997). Por outro lado, aplicação de esgotos no solo aporta C e N nas diferentes formas (mineral e orgânica). Tem sido comum na literatura referências ao aumento nos teores de CT (carbono total), NT (nitrogênio total) e na atividade microbiana do solo mediante a disposição de águas residuárias, mais pronunciadamente em solos que vem recebendo efluentes por longo período (QUIN; WOODS, 1978; FRIEDEL *et al.*, 2000). Também tem sido comum o aumento dos teores de N-disponível, principalmente de N-NO_3^- , em agrossistemas receptores de esgotos tratados (QUIN; FORSYTHE, 1978; LINDEN *et al.*, 1981; LUND *et al.*, 1981). Desse modo, o monitoramento dos teores de N-NO_3^- na solução do solo é crucial para a

sustentabilidade do sistema solo-planta-efluente-ambiente (BOND, 1998), uma vez que o N é considerado a maior preocupação nos sistemas irrigados com esgotos (FEIGIN *et al.*, 1978). O N-NO_3^- caracteriza-se por apresentar alta mobilidade no solo, podendo levar a contaminação de águas subterrâneas e superficiais. O consumo de águas com teores de nitrato acima do limite de 10 mg L^{-1} em N (Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde) pode trazer problemas de saúde causando a metahemoglobinemia.

A quantidade de P adicionado ao solo pela irrigação com efluente, normalmente não tem sido excessiva. Porém, aumentos nos teores de P em solos irrigados com esgotos tratados têm sido registrados, principalmente na camada superficial (HORTENSTINE, 1976; QUIN; WOODS, 1978; GOH; CONDRON, 1989; MARQUES *et al.*, 2003). As plantas, uma vez colhidas do local de aplicação de águas residuárias, têm sido eficazes em

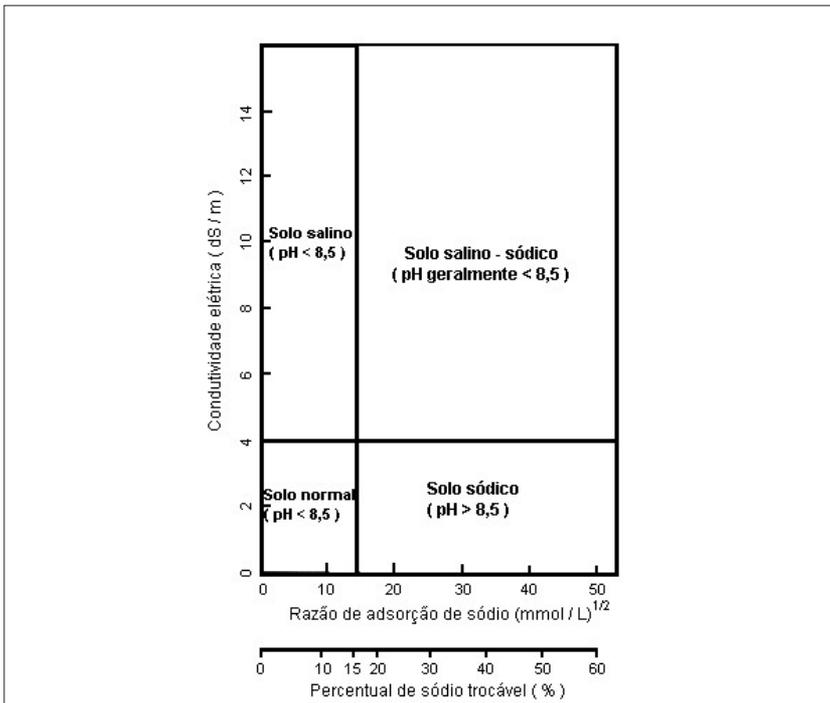


Figura 5.9. Diagrama ilustrando a classificação dos solos salinos, sódicos e salino-sódicos, em relação ao pH, condutividade elétrica, razão de adsorção de sódio (RAS) e percentual de sódio trocável (PST). (Adaptada de BRADY e WEIL, 1999).

remover este nutriente (KARDOS; HOOK, 1976; HOOK, 1981). A capacidade do solo em reter P também tem contribuído para prevenir que este nutriente seja lixiviado para fora da zona radicular (FALKINER; POLGLASE, 1997). No entanto, há trabalhos evidenciando a migração de P em solos irrigados com esgotos tratados, notadamente os arenosos, (HOOK, 1981; BOND, 1998).

Com relação aos cátions trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+), alguns resultados têm demonstrado um leve incremento nos teores de Ca^{2+} após longos períodos de irrigação (QUIN; WOODS, 1978) e aumentos mais acentuados de Na^+ em diferentes sistemas de cultivos irrigados com esgotos (KARLEN *et al.*, 1976; FEIGIN *et al.*, 1991; MARQUES *et al.*, 2003). Os resultados sobre Mg^{2+} e K^+ têm sido bastante variados. As informações relativas ao aumento de Na^+ , associadas ao fato de que este elemento se encontra sempre presente nos efluentes em concentrações relativamente elevadas, torna evidente a necessidade do seu monitoramento permanente nos solos receptores de ET (CAMERON *et al.*, 1997; BOND, 1998).

Os elevados teores de sódio nos solos estão associados, juntamente com os sais, a um dos mais sérios problemas que provoca a degradação dos solos: alcalinização e salinização, processos que podem ocorrer naturalmente em solos de regiões áridas e semi-áridas, mas que podem igualmente ser provocado por ações antrópicas.

O processo de salinização ocorre em regiões onde as chuvas não são suficientes para remover os sais do solo (MARSCHNER, 1995), os quais se acumulam por adsorção pelo complexo absorvente do solo (plasma argilo-húmico). Este processo é agravado com a irrigação, uma vez que a água utilizada sempre carrega sais para o solo (RAIJ, 1991). Os sais solúveis presentes nos solos são, principalmente, cloretos e sulfatos de cálcio, magnésio, sódio e potássio. Os solos afetados por sais podem ser classificados como: (i) salinos (apresentam altas concentrações de sais solúveis); (ii) sódicos (com altas concentrações de sódio trocável); e (iii) salino-sódicos (apresentam altas concentrações de sais e de sódio trocável) (MEURER, 2000). A condutividade elétrica (CE), o percentual de sódio trocável (PST), a razão de adsorção de sódio (RAS), juntamente com pH são parâmetros utilizados para caracterizar solos salinos e sódicos (BRADY; WEIL, 1999; Figura 5.9).

A partir do cálculo do PST, obtido pela Equação 5.1, determina-se o grau de saturação por sódio no complexo de troca de cátions do solo.

$$\text{PST} = \frac{\text{Na}_t}{\text{CTC}} \times 100 \quad \text{Equação 5.1}$$

Onde:

Na_t = sódio trocável ou adsorvido ($\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$)

CTC = capacidade de troca de cátions do solo
($\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na} + \text{K} + \text{Al} + \text{H}$) ($\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$)

Enquanto os altos teores de sais afetam, principalmente, as propriedades químicas dos solos, o excesso de sódio atua negativamente tanto nas propriedades físicas quanto nas químicas. Os valores limites de PST que causam danos à estrutura do solo podem variar para diferentes países, mas de uma maneira geral, adota-se o limite estabelecido pelo Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos que é $\text{PST} = 15\%$ (RICHARDS, 1954).

A RAS relaciona as concentrações de Na^+ às concentrações de Ca^{+2} e Mg^{+2} na água de irrigação, em extratos de saturação e extratos aquosos de solos e é calculada a partir da Equação 5.2:

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}^+}{\left[\frac{(\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++})}{2} \right]^{0,5}} \quad \text{Equação 5.2}$$

onde:

RAS é expressa em $(\text{mmol L}^{-1})^{0,5}$ e as concentrações de Na^+ , Ca^+ e Mg^+ são expressas em $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$.

O grau de sodificação do solo vai depender, portanto, da relação entre as concentrações de sódio e de cálcio e magnésio na solução do solo.

Os principais aspectos relacionados à composição dos ET que podem levar a salinização e sodificação de solos, quando utilizados como água na agricultura, são apontados por Feigin *et al.* (1991) como sendo: (i) a concentração total de sais na água que pode resultar em aumento da salinidade do solo; (ii) as concentrações de íons como Cl^- e Na^+ que podem causar, direta ou indiretamente, efeitos tóxicos às plantas, incluindo

desequilíbrio nutricional; e (iii) as concentrações de certos íons (principalmente Na^+ e HCO_3^-) que podem resultar na deterioração da estrutura do solo e conseqüentemente na redução da permeabilidade.

Os cátions Ca^{+2} e Mg^{+2} são os que predominam na solução do solo e no complexo de troca de cátions do solo. Quando nestes solos passa a haver um acúmulo de sais solúveis, geralmente é o Na^+ que predomina na solução do solo e, desta forma, o Na^+ pode passar a ser o cátion predominante no complexo de troca devido ao deslocamento de Ca^{+2} e Mg^{+2} para a solução do solo (RICHARDS, 1954). A grande proporção de Na^+ nos sítios de troca dos argilominerais reduz a atração eletrostática entre as partículas do solo, como mencionado anteriormente, ocasionando expansão e dispersão, o que, por sua vez, leva a desagregação das partículas do solo, destruindo sua estrutura. Estas partículas dispersas podem mover-se ao longo do perfil de solo ocupando os espaços porosos comprometendo a infiltração de água e aeração, afetando o crescimento vegetal (RAIJ, 1991; RENGASAMY; OLSSON, 1991). O grau de expansão e dispersão de argilas do solo depende da natureza do argilomineral predominante, sendo as esmectitas (mineral 2:1 expansivo) o mais suscetível, apresentando a ilita (mineral 2:1 não expansivo) grau intermediário e a caulinita, a de menor suscetibilidade (FEIGIN *et al.*, 1991).

Dentre as espécies químicas encontradas na solução do solo de solos sódicos, Rengasamy e Olsson (1993) consideram que Na^+ , NaHCO_3 , NaSO_4^- , Mg^{+2} , MgSO_4 , MgHCO_3^+ , Ca^{+2} , CaSO_4 , CaHCO_3^+ são as principais espécies que podem afetar a RAS da solução do solo. Em valores de pH entre 7,5 e 8,2 o Ca^{+2} pode precipitar no solo na forma de CaCO_3 . Com o decréscimo do pH, o composto precipitado pode ter sua solubilidade aumentada (BOUWER; CHANEY, 1974). Em valores de pH abaixo de 8,4 há predominância do íon bicarbonato (HCO_3^-), enquanto acima desse valor predomina o íon carbonato (CO_3^{2-}). Em geral, o pH de esgotos tratados é ligeiramente alcalino, porém raramente atinge valores superiores a 8,4. A concentração de HCO_3^- no esgoto tratado é, em geral, muito superior que a encontrada na água para abastecimento. A alcalinidade, determinada como CaCO_3 , pode variar de 200 a 700 mg L^{-1} (FEIGIN *et al.*, 1991). As concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} normalmente são semelhantes àquelas encontradas na água de irrigação, sendo que o aumento das concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} abaixa os valores de RAS, melhorando a qualidade do efluente como água de irrigação (FEIGIN *et al.*, 1991).

O aumento da condutividade elétrica (CE) do solo, bem como do percentual de sódio trocável (PST), têm sido observados na irrigação com esgotos tratados (HORTENSTINE, 1976; FEIGIN *et al.*, 1991; BOND, 1998). Aumento no PST está diretamente relacionado a problemas de condutividade hidráulica do solo (BALKS *et al.*, 1998). Apesar das chuvas serem muito importantes na lixiviação do Na do sistema solo-planta, a fim de manter inalteradas a macro e microporosidade e a porosidade total do solo (SPEIR *et al.*, 1999), Gloaguen (2005) verificou uma diminuição da microporosidade (poros de diâmetro entre 0,2 e 50 μm) e aumento da criptoporosidade (poros de diâmetros $< 0,2 \mu\text{m}$) correlacionados ao aumento da porcentagem de argila dispersa em água e ao teor de Na. Isto refletiu no conteúdo de água no solo, com aumento da umidade residual, em um Latossolo Vermelho distrófico de textura média do município de Lins, SP, irrigado por 4 anos com esgoto sanitário tratado em lagoas de estabilização. O entendimento das alterações na dinâmica da água em solos irrigados com ET é de fundamental importância (CAMERON *et al.*, 1997; BOND, 1998), especialmente em solos tropicais, uma vez que os efeitos do Na em solo ácido de baixa CTC parecem ser mais acentuados (MARTIN *et al.*, 1964).

Com relação aos micronutrientes e elementos tóxicos, tem sido relatado na literatura o aumento no teor de Cl no solo com a irrigação com esgotos tratados (FALKINER; SMITH, 1997) e mais pronunciadamente, se a irrigação for feita com efluente clorado. Os metais pesados, quando houver, encontram-se tanto nos sólidos suspensos como na fração líquida dos esgotos. Os metais que se associam aos sólidos suspensos se acumulam na superfície do solo, ao passo que os metais pesados associados à fração líquida percolam ao longo do perfil do solo (FEIGIN *et al.*, 1991), podendo contaminar os aquíferos. Segundo McBride (1989), estudos têm demonstrado a alta capacidade dos solos em reter metais pesados, os quais devido à baixa solubilidade e alta adsorção específica são, normalmente, encontrados em baixos teores na solução. A presença da matéria orgânica do solo pode afetar grandemente a solubilidade dos metais pesados (McBRIDE, 1989), por formar complexos estáveis com íons metálicos (STEVENSON, 1986). Esses complexos podem reduzir a disponibilidade de metais pesados às plantas e aos microrganismos do solo.

A aplicação de esgotos tratados no solo pode ocasionar aumento, diminuição, ou até mesmo não alterar os teores dos metais pesados disponíveis no solo. Na maior parte dos trabalhos que evidenciaram

aumento nos teores de metais pesados nos solos, as observações referem-se a experimentos de longos períodos (QUIN; SYERS, 1978; CAMERON *et al.*, 1997; SIEBE 1995; BOND, 1998, FRIEDEL *et al.* 2000; YADAV *et al.*, 2002; WANG *et al.*, 2003). As características do esgoto tratado, alta força iônica bem como altos teores de matéria orgânica dissolvida, são capazes de alterar o comportamento dos metais, tornando móveis metais usualmente adsorvidos nas superfícies do complexo argilo-húmico. Portanto, é fundamental o monitoramento dos teores de metais pesados ao longo do tempo em solos submetidos à disposição de resíduos (CAMERON *et al.*, 1997), inclusive, solos irrigados com ET (BOND, 1998; YADAV *et al.*, 2002).

Características Químicas, Físicas e Físico-químicas dos Solos em Experimentos do PROSAB

Neste item será apresentado um apanhado geral sobre os experimentos realizados no âmbito do Edital 4 do PROSAB.

Salienta-se que no tocante às possíveis alterações provocadas no solo, os resultados devem ser considerados muito mais como indicativos que conclusivos, pois, na maioria dos experimentos, o tempo de aplicação dos esgotos tratados foi relativamente curto (Tabela 5.3). Vale também ressaltar que os experimentos foram conduzidos em campo, canteiros, lisímetros de drenagem e vasos e, portanto, as respostas do solo não podem ser comparadas diretamente. Entretanto, são resultados muito importantes para formação de um banco de dados para fornecer subsídios para o entendimento dos efeitos da irrigação com esgotos tratados sobre solos brasileiros e sob diferentes condições climáticas.

O objetivo geral dos experimentos foi avaliar os efeitos da irrigação com esgotos sanitários tratados em propriedades do solo e planta. Para tal, diferentes estratégias e tratamentos foram utilizados (Tabela 5.3).

As características dos esgotos tratados utilizados nos diferentes experimentos são apresentadas nos capítulos 3 e 6 deste livro.

No experimento E1, onde foram empregadas diferentes doses de nitrogênio via fertilização mineral, água potável e efluente de estabilização para irrigação (Tabela 5.4), os resultados gerais obtidos, mostraram que o tipo de água empregada na irrigação do capim acarretou poucas alterações na fertilidade do solo. Isso porque o capim apresentou alta capacidade de absorção e elevado acúmulo de elementos. Quando ocorreram alterações na fertilidade do solo, estas normalmente estiveram

Tabela 5.3 Características gerais dos experimentos realizados

Experimentos ⁽¹⁾							
E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8
campo	PACe	PVAd	lisímetros de drenagem	canteiros construídos	vasos (casa de vegetação)		caixas de 500L
Tipo de solo ⁽²⁾							
PVd	PACe	PVAd	LA	PVA	L	P	L
Cultura empregada							
capim-Tifton 85 (<i>Cynodon spp.</i>)	feijão (<i>Phaseolus vulgaris</i>)	milho	feijão macassar (<i>Vigna unguiculata</i> (L.) Walp)	milho	batata-doce (<i>Ipomea batatas</i> (L.) Lam)	milho e aveia alternados	dália anã sortida (<i>Dahlia pinnata</i>)
Tipo de irrigação							
aspersão convencional	gotejamento	sulco	gotejamento	aspersão a baixa pressão	aspersão convencional	rega manual	rega manual
Arranjo experimental							
blocos casualizados	blocos casualizados	blocos não casualizados	inteiramente casualizado	blocos casualizados	inteiramente casualizado	blocos casualizados	blocos casualizados
Tempo médio do experimento considerando o período irrigado							
24 meses	6 meses	6 meses	5 meses	110 dias	115 dias	12 meses	23 meses
Instituição responsável / Localização dos experimentos							
USP Lins (SP)	UFC Aquiraz (Ce)	UNICAMP Restinga (SP)	UFPE Recife (PE)	UFRJ Rio de Janeiro (RJ)	UFT Palmas (TO)	UFRGS Porto Alegre (RS)	UnB Brasília (DF)

(1) **Descrição dos tratamentos em cada experimento:** E1: T1 (controle) - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano-1 de nitrogênio via fertilizante mineral (NFM); T2, T3, T4 e T5 - irrigação com efluente e adição de 0; 171, 6; 343, 2 e 520 kg ha⁻¹ ano-1 de NFM; E2: T1 - Testemunha; irrigação com água do poço mais adubação recomendada pela análise de solo; T2 - Irrigação com efluente mais adubação recomendada pela análise de solo; T3 - Irrigação com efluente, sem adubação recomendada pela análise de solo e T4 - Irrigação com efluente, mais a metade da adubação recomendada pela análise de solo; E3: (AGUA) irrigação com água + adubo; (E.A.D) - irrigação com efluente anaeróbio desinfetado; (E. A) - irrigação com efluente anaeróbio; E4: T1 irrigação com efluente; T2 - irrigação com efluente + nitrogênio, fósforo e potássio; T3 - irrigação com efluente + inoculante; T4 - irrigação com efluente + fósforo e potássio + inoculante; T5 - irrigação com água de abastecimento; T6 - irrigação com água de abastecimento + nitrogênio, fósforo e potássio; T7 - irrigação com água de abastecimento + inoculante; T8 - irrigação com água de abastecimento + fósforo e potássio + inoculante; E5: CEDAF - irrigação com água de abastecimento; DPC - irrigação com efluente de decantação primária; CEPT - irrigação com efluente de decantação primária quimicamente assistida; UASB - irrigação com efluente de reator UASB; FBP - irrigação com efluente de filtração biológica aeróbia; LF - irrigação com efluente de lagoa facultativa; E6: T1 - irrigação com água de esgoto; T2 - irrigação com água de poço + NPK; E7: T0 - testemunha + calagem; T1 - irrigação com água + adubação mineral + calagem; T2 - irrigação com efluente de reator anaeróbio + calagem; T3 - irrigação com efluente de lagoa de estabilização + calagem; E8: T1 (testemunha 1) irrigação com água potável do sistema de abastecimento da Asa Norte + adubação (estérco de galinha a 100kgm⁻² + adubo químico NPK 4-14-8 e 0,4% Zn a 50 kgm⁻² + micronutrientes FTE a 10 kgm⁻²); T2 (testemunha 2) irrigação com água do lago; Paranoá; T3 - irrigação com efluente primário sem diluição; T4 - irrigação com efluente primário com diluição (diluição a 50% com efluente terciário); T5 - irrigação com efluente secundário; T6 - irrigação com efluente terciário; T7 - irrigação com efluente de reator UASB; T8 - irrigação com efluente de lagoa de estabilização.

(2) PVd Argissolo Vermelho distrófico; PACe Argissolo Acinzentado eutrófico; PVAd Argissolo Vermelho Amarelo distrófico; LA - Latossolo Amarelo; PVA - Argissolo Vermelho Amarelo; L - Latossolo;

relacionadas à diminuição na concentração dos elementos (Tabela 5.4). Os tratamentos empregados não levaram à ocorrência de riscos com salinização do solo. Por outro lado, a água potável empregada na irrigação, devido ao fato de apresentar RAS mais elevada que a do efluente ($32,18 \pm 10,11$ e $11,94 \pm 2,91$ (mmolL^{-1})^{0,5}, respectivamente), apresentou maior risco de sodificação do solo (FONSECA *et al.*, 2006). Este fato pode ser confirmado pelos valores mais elevados do grau de dispersão das argilas no tratamento irrigado com água. A irrigação do capim com água ou efluente, apesar de ter promovido alterações nas concentrações de sódio trocável, no PST e no grau de dispersão das argilas (GD) (Tabela 5.4), praticamente não promoveu mudanças significativas na densidade e porosidade total do solo.

No experimento E2, mesmo sob solos e culturas distintas, as conclusões gerais foram similares ao E1. Em geral, os tratamentos empregados não alteraram significativamente o solo quanto à fertilidade e qualidade física (Tabela 5.5).

No experimento E3, além das observações semelhantes às obtidas para os experimentos E1 e E2, destaca-se o fato de diferentes lâminas de irrigação terem sido aplicadas em sulcos em diferentes profundidades (50 L/sulco, profundidade de 25 cm; 100 L/sulco, profundidade de 50 cm; 150 L/sulco, profundidade de 75 cm) e ter-se amostrado, a partir de coletores de drenagem livre, a solução percolante em diferentes profundidades (Tabela 5.6). Embora sejam apresentados intervalos de valores, pois nem sempre havia volume de amostra para análise em função do manejo de irrigação, pode-se observar, apesar da grande variabilidade dos dados em diferentes profundidades, a presença de nitrato até 0,75m, para os dois tratamentos empregados. Este fato indica que nos dois casos, a irrigação com esgoto tratado ou a convencional, podem trazer problemas para a qualidade das águas subterrâneas. Entretanto, no caso deste experimento, como será mostrado em item posterior, isso não ocorreu. No experimento com capim-Tifton 85 (E1, FONSECA, 2005) e com milho e girassol cultivados em Latossolo Vermelho distrófico, no município de Lins, SP, (GLOAGUEN, 2006), não foram observados valores superiores a 10 mg L^{-1} de nitrato em N, na solução do solo até, respectivamente 1m e 1,8m. As metodologias de extração da solução do solo foram diferentes nos três experimentos (drenagem livre, extrato de saturação e lisímetros de sucção, respectivamente). Torna-se, portanto, necessária cautela na comparação direta dos resultados, considerando as particularidades de cada método.

Nos experimentos realizados em lisímetros de drenagem, canteiros, vasos, caixas, sejam em ambiente protegido (casa de vegetação) ou não (Tabelas de 5.7 a 5.11), os resultados nos solos foram similares àqueles dos experimentos em campo (Tabelas 5.4 e 5.5), tanto no que diz respeito à fertilidade do solo, quanto aos parâmetros indicativos da qualidade física do solo. Foram observadas maiores concentrações de sódio trocável e nos valores de PST em todos os tratamentos com aplicação de esgoto tratado quando comparados aos irrigados com água. Apesar de serem valores baixos e que não causaram problemas ao solo no período analisado, da mesma forma que para os experimentos a campo, indicam que o monitoramento deve ser constante.

Riscos de Contaminação de Águas Subterrâneas pela Prática de Irrigação com Esgotos Tratados

A água subterrânea vem assumindo importância relevante como fonte de abastecimento doméstico, industrial e agrícola. Mais de cinquenta por cento da água de abastecimento público no Brasil provém de reservas subterrâneas (ANA, 2004). De acordo com um levantamento realizado em 1977, 72% dos municípios do Estado de São Paulo (462) eram total ou parcialmente abastecidos por água subterrânea (CETESB, 1997).

A composição química da água subterrânea e sua evolução é um resultado combinado da composição da água que infiltra no solo e das rochas do meio que ela atravessa. O teor das substâncias dissolvidas pode aumentar ou diminuir dependendo das reações químicas e da velocidade do seu movimento. As águas subterrâneas apresentam, em geral, boa qualidade para o consumo humano. Entretanto, mudanças de qualidade podem ocorrer devido aos processos de urbanização, desenvolvimento industrial, atividades agrícolas ou de mineração, práticas de descartes de resíduos orgânicos, inorgânicos ou radioativos, entre outros.

O risco de contaminação da água subterrânea pode ser avaliado através da associação entre a vulnerabilidade natural do aquífero e a carga contaminante potencial existente (FOSTER; HIRATA, 1988). O conceito de vulnerabilidade natural indica o grau de suscetibilidade de um aquífero de ser afetado por uma carga poluidora. Foster e Hirata (1988) desenvolveram uma metodologia para a determinação da vulnerabilidade natural do aquífero a qual considera a interação de três fatores: (i) a forma

Tabela 5.4 Efeitos do tipo de água utilizada na irrigação (água potável e efluente), associada à adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de nitrogênio via fertilização mineral, nas características químicas e físicas do solo, 24 meses após o início do experimento. Experimento E1.

Tratamento	Camada	pH	CT ⁽¹⁾	NT ⁽²⁾	P	H+Al	Al ³⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Na ⁺	SB ⁽³⁾	CTC ⁽⁴⁾	V ⁽⁵⁾	PST ⁽⁷⁾
	cm	CaCl ₂	g kg ⁻¹		mg kg ⁻¹	mmolc kg ⁻¹						%			
Água	0-10	5,1	6,5	0,6	14,6	12,2	0,3	10,5	3,1	1,4	8,0	23,0	35,2	65,3	22,7
+	10-20	5,0	5,7	0,5	3,5	13,2	0,6	10,1	4,9	0,7	6,6	22,3	35,5	62,8	18,6
N-mineral	20-40	4,7	5,0	0,4	2,2	15,4	1,5	7,7	5,0	0,4	6,4	19,5	34,9	55,9	18,3
Efluente	0-10	5,0	6,4	0,6	13,5	13,9	0,3	11,4	3,1	0,7	8,2	23,4	37,3	62,7	22,0
+	10-20	4,9	5,2	0,5	2,5	14,1	0,5	9,5	3,0	0,5	8,1	21,1	35,2	59,9	23,0
N-mineral	20-40	4,6	4,7	0,4	1,6	15,2	1,5	7,5	4,3	0,4	7,5	19,7	34,9	56,4	21,5

Tratamento	Camada	CE ⁽⁸⁾	ADA ⁽⁹⁾	GD ⁽¹⁰⁾
	cm	dS m ⁻¹	g kg ⁻¹	%
Água	0-10	0,40	4,7	32,7
+	10-20	0,26	5,6	42,0
N-mineral	20-40	0,19	8,0	60,2
Efluente	0-10	0,34	4,9	39,7
+	10-20	0,31	6,7	45,5
N-mineral	20-40	0,30	8,2	42,7

(1) carbono total; (2) nitrogênio total; (3) soma de bases SB = Ca +Mg,+K+Na; (4) capacidade de troca de cátions a pH 7 CTC = SB + H+Al; (5) saturação por bases SB*100/CTC; (7) percentual de sódio trocável PST = Na*100/CTC; (8) Condutividade elétrica; (9) argila dispersa em água (ADA); (10) grau de dispersão de argilas GD = (ADA*100/argila total).

Tabela 5.5 Efeito dos tratamentos nos atributos químicos do solo cultivado com feijão (0 -20cm). Experimento E2

Tratamento	pH	CE ⁽¹⁾	C ⁽²⁾	N ⁽³⁾	P	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	H ⁺ +Al ³⁺	Al ³⁺
	H ₂ O	dS m ⁻¹	g.kg ⁻¹		mg kg ⁻¹	mmolc kg ⁻¹					
1	6,3a	0,85a	6,75a	0,69a	80,5a	28,5a	18,7a	2,5a	0,8a	8,2a	0,6a
2	6,7a	1,03a	6,70a	0,68a	120a	37,5a	12,0a	1,9a	1,2a	4,9a	0,0a
3	7,0a	0,62a	7,11a	0,72a	82,5a	33,2a	16,7a	2,4a	1,2a	7,0a	0,0a
4	6,6a	0,98a	6,51a	0,66a	140,3a	31,2a	15,7a	2,1a	1,2a	6,3a	0,0a

Tratamento	SB ⁽⁴⁾	CTC ⁽⁵⁾	V ⁽⁶⁾	PST ⁽⁷⁾
	mmolc kg ⁻¹		%	
1	51a	58a	85a	4,3a
2	53a	58a	90a	3,0a
3	54a	60a	88a	3,7a
4	51a	56a	88a	4,0a

(1) Condutividade elétrica; (2) carbono total; (3) nitrogênio total; (4) soma de bases SB = Ca +Mg,+K+Na; (5) capacidade de troca de cátions a pH 7 CTC = SB + H+Al; (6) saturação por bases SB*100/CTC; (7) percentual de sódio trocável PST = Na*100/CTC. Valores seguidos pela mesma letra na coluna não diferem entre si, pelo teste de Tukey, a 1% de probabilidade. Para informações sobre os tratamentos veja Tabela 5.3.

Tabela 5.6 Intervalo de valores para parâmetros químicos de amostras extraídas dos coletores de drenagem livre (lixiviado), em diferentes profundidades no solo e lâminas hídras. Série de 4 amostras por bloco. Total de 3 blocos. Experimento E3.

Prof. Coletor /parâmetro		pH	CE ⁽¹⁾	NTK ⁽²⁾	N-NO ₃ ⁻	
			dS.m ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	
Esgoto tratado	Lâm 20	0,25 m	6,2 - 6,7	0,20 - 0,38	0,1 - 11,0	1,4 - 1,7
		0,50 m	6,0 - 7,8	0,19 - 0,72	1,8 - 12,9	0,0 - 17,3
		0,75 m	5,8*	0,19	0,3 - 0,4	--**
	Lâm 40	0,25 m	6,3 - 7,9	0,28 - 0,85	0,3 - 34,8	8,3 - 26,5
		0,50 m	5,9 - 7,2	0,12 - 0,69	0,1 - 28,4	3,1 - 18,6
		0,75 m	5,8 - 7,5	0,15 - 0,30	0,1 - 2,6	4,8 - 15,8
	Lâm 60	0,25 m	4,9 - 7,3	0,35 - 0,68	0,3 - 34,8	18,2 - 59,4
		0,50 m	4,9 - 7,7	0,40 - 0,76	0,1 - 28,4	17,0 - 30,6
		0,75 m	5,2 - 7,3	0,23 - 0,70	0,1 - 18,3	16,1 - 31,5
Água + abubação	Lâm 20	0,25 m	5,5 - 6,6	0,25 - 0,40	0,8 - 9,2	10,1 - 20,4
		0,50 m	6,2	0,41	1,1	7,2
		0,75 m	6,7	0,34	0,0 - 1,0	--
	Lâm 40	0,25 m	5,7 - 6,2	0,14 - 0,55	0,1 - 8,8	13,9 - 27,7
		0,50 m	5,8 - 6,8	0,32 - 0,44	0,0 - 13,0	13,6 - 21,2
		0,75 m	4,3 - 6,2	301 - 397	1,9 - 12,9	9,2 - 22,1
	Lâm 60	0,25 m	5,7 - 6,6	0,30 - 0,54	0,7 - 10,2	14,4 - 32,2
		0,50 m	5,7 - 7,1	0,16 - 0,52	2,2 - 11,3	3,9 - 15,0
		0,75 m	7,8	0,15	2,2	3,42

* Ocorrência de lixiviado, em um único coletor dos diferentes tratamentos nos 3 blocos;

**Não ocorreu lixiviado em nenhum coletor dos diferentes tratamentos, nos 3 blocos.

(1) Condutividade elétrica; (2) Nitrogênio total Kjeldahl.

Tabela 5.7 Efeito dos tratamentos nos atributos químicos do solo cultivado com feijão macassar (0 - 20cm). Experimento E4.

Tratamento	pH	MO ⁽¹⁾	P	H ⁺ +Al ³⁺	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺
	H ₂ O	g.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mmol.c.kg ⁻¹					
T1	6,8	3,4	0,0	31,6	13,6	8,8	14,3	0,8	1,8
T2	7,2	3,1	21,0	24,2	13,6	20,4	11,6	1,9	0,8
T6	6,2	2,7	5,0	50,1	6,8	27,2	10,9	2,4	2,0
Tratamento	SB ⁽²⁾	CTC ⁽³⁾	V ⁽⁴⁾	PST ⁽⁵⁾	ADA ⁽⁶⁾	GD ⁽⁷⁾			
	mmol.c.kg ⁻¹	mmol.c.kg ⁻¹	%	%	g.kg ⁻¹	%			
T1	25,7	57,3	45,0	3,1	4,0	14,0			
T2	34,7	58,9	58,9	1,4	4,5	15,5			
T6	42,6	92,6	46,0	2,2	1,0	8,0			

(1) Matéria orgânica; (2) soma de bases SB = Ca + Mg + K + Na; (3) capacidade de troca de cátions a pH 7 CTC = SB + H + Al; (4) saturação por bases SB*100/CTC; (5) percentual de sódio trocável PST = Na*100/CTC; (6) argila dispersa em água (ADA = argila total / argila dispersa em água); (7) grau de dispersão de argilas GD = (ADA*100/argila total). Para informações sobre os tratamentos veja Tabela 5.3.

Tabela 5.8 Efeito dos tratamentos nos atributos químicos do solo cultivado com milho. Experimento E5.

Tratamento	Camada	pH	MO ⁽¹⁾	P	H+Al	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	SB ⁽²⁾	CTC ⁽³⁾	V ⁽⁴⁾	PST ⁽⁵⁾
	cm	CaCl ₂	g kg ⁻¹	mgkg ⁻¹	----- mmol _c kg ⁻¹ -----				----- % -----					
CEDAE	0-10	5,5	3,9	32,0	21,3	5,7	12,8	3,1	1,1	0,2	17,1	38,4	42,0	0,4
	10-20	5,3	4,0	7,3	21,3	4,0	15,6	5,2	0,6	0,1	21,5	42,8	46,5	0,3
	20-40	5,0	4,0	4,3	27,0	5,3	12,5	5,1	5,1	0,3	18,5	45,5	39,3	0,6
FBP	0-10	4,9	4,0	1,0	25,7	5,7	6,0	2,8	0,8	0,9	10,5	36,2	29,3	2,4
	10-20	5,2	5,2	1,0	26,3	6,0	14,5	3,8	0,6	1,1	20,0	46,3	36,6	2,6
	20-40	4,7	4,7	1,0	28,3	5,3	5,2	2,6	0,6	1,1	9,5	37,8	24,4	2,9

(1) matéria orgânica; (2) soma de bases SB = Ca +Mg,+K+Na; (3) capacidade de troca de cátions a pH 7 CTC = SB + H+Al; (4) saturação por bases SB*100/CTC; (5) percentual de sódio trocável PST = Na*100/CTC. Para informações sobre os tratamentos veja Tabela 5.3.

Tabela 5.9 Efeito dos tratamentos nos atributos químicos do solo cultivado com dália (10 – 20cm). Experimento E8.

Tratamento	pH	MO ⁽¹⁾	P	H ⁺ +Al ³⁺	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	SB ⁽²⁾	CTC ⁽³⁾	V ⁽⁴⁾	PST ⁽⁵⁾
	H ₂ O	g.kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	----- mmol _c kg ⁻¹ -----				----- % -----					
T1	7,2	45,6	848,0	25,0	0,0	49,0	13,0	3,0	0,0	65	90	72	0,0
T2	6,8	34,7	862,3	22,0	0,0	33,0	18,0	1,0	0,0	52	74	70	0,0
T7	7,1	38,4	263,5	25,0	0,0	45,0	14,0	1,0	1,0	61	86	71	1,2
T8	7,3	40,6	571,3	24,0	0,0	44,0	13,0	1,0	1,0	59	83	71	1,2

(1) matéria orgânica; (2) soma de bases SB = Ca +Mg,+K+Na; (3) capacidade de troca de cátions a pH 7 CTC = SB + H+Al; (4) saturação por bases SB*100/CTC; (5) percentual de sódio trocável PST = Na*100/CTC. Para informações sobre os tratamentos veja Tabela 5.3.

de ocorrência da água subterrânea (tipo de aquífero); (ii) o arcabouço litológico que sustenta o aquífero na zona não saturada; e (iii) a profundidade do nível da água. A interação destes fatores expressa a acessibilidade da zona saturada à penetração de poluentes e a capacidade do aquífero em atenuar a contaminação imposta.

As águas residuárias quando aplicadas ao solo podem se somar à componente de infiltração das águas das chuvas na recarga dos aquíferos, particularmente dos aquíferos livres. A interação entre as águas da zona não saturada e as águas subterrâneas e superficiais é contínua. Dependendo da condutividade hidráulica da zona não saturada e da sua isotropia, o fluxo de água desta zona poderá contribuir significativamente para a descarga de base dos rios. Se a infiltração aumentar, o nível da água dos aquíferos livres também aumentará, com o conseqüente aumento da descarga para os rios (FETTER, 1993). Assim, a disposição de águas residuárias no solo, poderá se constituir num importante instrumento

Tabela 5.10 Efeito dos tratamentos nos atributos químicos do solo cultivado batata doce (0 -20cm). Experimento E6.

Tratamento	P	Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Na ⁺	SB ⁽¹⁾	CTC ⁽²⁾	V ⁽³⁾	PST ⁽⁴⁾
	mg kg ⁻¹			mmol, kg ⁻¹				----- % -----	
T1	6b	23,6a	15,6b	1,1b	1,0a	41,3	63b	65,6	1,6
T2	34a	25,3a	16,8a	2,0a	0,4b	44,5	65a	68,5	0,6

(1) soma de bases $SB = Ca + Mg + K + Na$; (2) capacidade de troca de cátions a pH 7 $CTC = SB + H + Al$; (3) saturação por bases $SB * 100 / CTC$; (4) percentual de sódio trocável $PST = Na * 100 / CTC$. Para informações sobre os tratamentos veja Tabela 5.3.

Tabela 5.11 Efeito dos tratamentos nos atributos químicos do solo cultivado com milho e aveia. Experimento E7.

Tratamento	pH	MO ⁽¹⁾	P	H+Al	Al ⁺³	Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Na ⁺	SB ⁽²⁾	CTC ⁽³⁾	V ⁽⁴⁾	PST ⁽⁵⁾
	H ₂ O	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	----- mmol, kg ⁻¹ -----					----- % -----				
T0	5,3	6,5	15,5	13,3	4,0	12,0	2,0	0,3	0,3	14,6	32,2	45,2	0,9
T1	5,1	8,0	32,0	14,0	3,5	11,0	1,3	0,4	0,3	13,0	28,7	45,3	1,1
T2	5,4	8,8	32,5	13,0	2,5	19,0	3,8	0,8	3,2	26,8	65,3	41,0	4,9
T3	5,2	10,8	34,0	15,3	3,0	15,0	3,0	0,8	3,4	22,2	56,0	39,8	6,1

(1) matéria orgânica; (2) soma de bases $SB = Ca + Mg + K + Na$; (3) capacidade de troca de cátions a pH 7 $CTC = SB + H + Al$; (4) saturação por bases $SB * 100 / CTC$; (5) percentual de sódio trocável $PST = Na * 100 / CTC$. Para informações sobre os tratamentos veja Tabela 5.3.

para conservação das águas, principalmente em regiões críticas. Entretanto, conforme já destacado, a aplicação de águas residuárias no solo pode resultar em variações físicas e químicas do solo e físico-químicas da solução do solo (soluções percolantes) e das águas subterrâneas. A intensidade das mudanças nos solos e nas soluções depende da taxa de aplicação, das concentrações e características das substâncias (se reativas ou inertes). Adicionalmente, estas mudanças estarão condicionadas às características físicas e químicas do meio sólido, como por exemplo, a textura, teor de matéria orgânica, capacidade de troca de cátions, teor e tipo de argila, condutividade hidráulica, além das condições climáticas locais, que determinam a disponibilidade ou a retenção de íons no sistema.

As águas subterrâneas representam uma das principais preocupações no processo de viabilização do uso agrícola, como prática de pós-tratamento e disposição final de esgotos sanitários (CORAUCCI, 2003). Segundo Bond (1998), os fatores limitantes para uma aplicação sustentável de esgotos tratados no solo são a salinidade, a sodicidade, a lixiviação do nitrato para as águas subterrâneas e, em alguma circunstância, a própria lixiviação do fósforo ou o seu acúmulo no solo,

podendo modificar as propriedades do solo de modo irreversível. Outra preocupação pode ser a presença de metais pesados nos efluentes aplicados nos solos, que também podem migrar para as águas subterrâneas.

O nitrato é uma substância relativamente inerte e se não for absorvido pelas plantas pode ser carregado em profundidade, até às águas subterrâneas (BURT *et al.*, 1993; MAMO *et al.*, 1999). Vários trabalhos registram a contaminação de águas subterrâneas por nitrato seja por práticas agrícolas convencionais seja pela irrigação com esgotos tratados (KANFI, 1983; COSTA *et al.*, 2002; KATZ, 2004; RIMSKI-KORSAKOV, 2004; KASS *et al.* 2005).

No Brasil, as práticas de irrigação com esgotos tratados são recentes e são poucos os resultados de monitoramento da qualidade de água subterrânea nas áreas submetidas à irrigação. Resultados apresentados por Marques *et al.* (2003) em área cultivada com milho e irrigada com efluente de reator anaeróbio, mostraram que a concentração de nitrato nos poços monitorados, não ultrapassou o limite estabelecido para a potabilidade da água, de 10 mg L^{-1} em N, segundo a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde. Os autores ressaltam, entretanto, que em todos os poços instalados à jusante das parcelas irrigadas, as concentrações de nitrato foram superiores àquelas do poço controle. Gloaguen (2006) efetuou o monitoramento da qualidade da água subterrânea a partir de poços instalados em Latossolo irrigado com efluentes de lagoas facultativas e cultivado com milho e girassol, alternadamente, no município de Lins, SP. Também em seus estudos as concentrações de nitrato nos poços não foram superiores ao limite de potabilidade da água. Diferentemente dos resultados citados por Marques *et al.* (2003), não foram observadas, em geral, diferenças nas concentrações de nitrato entre as águas dos poços instalados nas áreas irrigadas e no poço controle. Nestes dois trabalhos, realizados em solos brasileiros, as irrigações com esgotos tratados foram realizadas por cerca de dois anos apenas. Em países como Israel, por exemplo, onde as práticas de irrigação vêm sendo realizadas por décadas, os efeitos do nitrato já são sentidos (KASS *et al.* 2005). Desta forma, a continuidade do monitoramento é imprescindível para verificar possíveis impactos negativos à água subterrânea. Vale ressaltar que estudos em andamento (experimento E3) no Estado de São Paulo, em Argissolo Vermelho Amarelo cultivado com milho, as concentrações de nitrato no aquífero estão abaixo do limite de potabilidade exigido pela legislação brasileira.

Se os metais pesados estiverem presentes nos esgotos tratados podem também migrar para as águas subterrâneas. Desta forma, é importante conhecer o comportamento destes íons no solo, pois sua retenção ou mobilidade dependem das formas de combinação com os diferentes componentes do meio (argilominerais, óxidos, oxi-hidróxidos, etc), das transformações de suas associações ao longo do tempo, da saturação dos sítios específicos para a adsorção (TESSIER *et al.*, 1979; BECKETT, 1989; FEIGIN *et al.*, 1991; PULS *et al.*, 1992; ASIKAINEN; NIKOLAIDIS, 1994), da cristalinidade e morfologia da superfície dos adsorventes (McBRIDE, 1989) e da variação do pH do meio. Algumas pesquisas têm mostrado que a redistribuição de íons metálicos pode ocorrer longo tempo após a incorporação de efluentes e de lodo ao solo (RIFFALDI, *et al.*, 1983; SÁNCHEZ-MARTÍN; SÁNCHEZ-CAMAZANO, 1993; McBRIDE, 1994; McBRIDE *et al.*, 1997). Esta mobilidade pode ser atribuída, particularmente à decomposição de matéria orgânica, permitindo a perda gradual e liberação de íons metálicos pesados (BELL, *et al.*, 1991).

O objetivo maior do emprego de esgoto tratado na agricultura é a produtividade e a sustentabilidade das culturas irrigadas adotando-se, portanto, práticas que avaliem sistematicamente possíveis impactos negativos ao sistema solo-planta-água subterrânea/superficial pela sua disposição. Neste contexto, torna-se fundamental preservar as funções do solo, conhecer as suas características químicas, físicas e físico-hídricas, bem como as características químicas das substâncias adicionadas aos solos para dimensionar a sua capacidade de recebimento de determinada carga de substâncias, de modo que a qualidade das águas subterrâneas possa permanecer protegida.

Considerações Finais

Este capítulo foi concebido com a proposta de: (i) contribuir para uma revisão de alguns conceitos sobre os solos, seus constituintes e algumas propriedades consideradas importantes e que devem ser avaliadas para a sustentabilidade dos solos submetidos à irrigação com esgoto tratado; (ii) apresentar informações sucintas sobre os solos brasileiros; (iii) apresentar uma pequena revisão sobre as possíveis mudanças nas características dos solos submetidos à irrigação com esgoto tratado; e (iv) apresentar um resumo dos experimentos que foram realizados no âmbito do PROSAB Edital 4.

Como consideração geral, pode-se dizer que as alterações ocorridas nos solos irrigados com esgotos sanitários tratados não constituíram problema maior, embora, como já afirmado, os resultados devam ser considerados como indicativos das condições destes experimentos, envolvendo períodos relativamente curtos de irrigação e de monitoramento. Entretanto, algumas observações podem ser destacadas:

- De maneira geral, em todos os experimentos não ocorreram alterações na fertilidade do solo em função da água de irrigação aplicada. Entretanto, estas alterações poderão, provavelmente, ser observadas em experimentos de longo prazo;
- Uma preocupação quando da utilização dos esgotos tratados é o risco de salinização e sodificação dos solos. Nos experimentos realizados, de maneira geral, ocorreu aumento nas concentrações de sódio trocável e conseqüentemente do PST, sem, contudo, atingir valores preocupantes. Mesmo no caso do experimento E1, onde os valores de PST ultrapassaram o limite de 15%, isto praticamente não promoveu mudanças significativas na densidade e porosidade total do solo;
- Com relação aos metais pesados, estes não apresentaram alterações no solo com a irrigação, o que já era esperado, considerando que os esgotos tratados, utilizados nos experimentos, apresentavam baixas concentrações destes elementos;
- O monitoramento realizado nas águas subterrâneas no decorrer dos experimentos mostrou concentrações de nitrato abaixo do valor máximo permitido como padrão de potabilidade estabelecido pela legislação brasileira

Referências Bibliográficas

ANA - Agência Nacional de Águas. Informações Hidrogeológicas. 2004. www.ana.gov.br/gestaoRechidricos/InfoHidrologicas/aguasSubterr/mapaProvHidr.

ARTIOLA, J.F.; PEPPER, I.L. Longterm influence of liquid sewage sludge on the organic carbon and nitrogen content of a furrow-irrigated desert soil. *Biology and Fertility of Soils*, v.14, p.30-36, 1992.

ARTIOLA, J.F.; PEPPER, I.L. Longterm influence of liquid sewage sludge on the organic carbon and nitrogen content of a furrow-irrigated desert soil. *Biology and Fertility of Soils*, v.14, p.30-36, 1992.

- ASIKAINEN, J. M.; NIKOLAIDIS, N. P.. Sequential Extraction of Chromium from Contaminated Aquifer Sediments. *Ground Water Monitoring and Remediation*, p. 185-191, 1994.
- BASTOS, R. K. X.; ANDADRE NETO, C. O.; CORAUCCI FILHO; MARQUES, O. M. Introdução. In: Rafael Kopschitz Xavier Bastos. (Org.). *Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura*. 1 ed. Rio de Janeiro: ABES/Rima, 2003, v. 1, p. 1-22.
- BALKS, M.R.; BOND, W.J.; SMITH, C.J. Effects of sodium accumulation on soil physical properties under an effluent-irrigated plantation. *Australian Journal of Soil Research*, v.36, p.821-830, 1998.
- BECKETT, P. H. T. The Use of Extractants in Studies on Trace Metals in Soils, Sewage Sludges, and Sludge-Treated Soils. *Advances in Soil Science*, v. 9, p. 143-176, 1989.
- BELL, P. F.; JAMES, R.; CHANNEY, R. L. Heavy Metal Extractability in Long-Term Sewage Sludge and Metal Salt-Amended Soils. *Journal Environmental Quality*, v. 20, p. 481-486, 1991.
- BOND, W.J. Effluent irrigation an environmental challenge for soil science. *Australian Journal of Soil Research*, v.36, p.543-555, 1998.
- BOUWER, H.; CHANEY, R.L. Land treatment of wastewater. *Advances in Agronomy*, v.26, p.133-176, 1974.
- BOUWER, H.; IDELOVITCH, E. Quality requirements for irrigation with sewage water. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, v.113, p.516-535, 1987.
- BRADY, N.C, WEIL, R.R.; *The nature and properties of soils*, 12 ed. New Jersey: Prentice Hall, 1999. 881 p.
- BURT, T. P.; HEATHWAITE, A. L.; TRUDGILL, S. T. Nitrate, Process, Patterns and Management. John Wiley e Sons, England, 1993, 444 p.
- CAMERON, K.C.; DI, H.J.; McLAREN, R.G. Is soil an appropriate dumping ground for our wastes? *Australian Journal of Soil Research*, v.35, p.995-1035, 1997.
- CETESB. Relatório de Qualidade das Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo 1997. Série Relatórios. CETESB.106 p.: São Paulo., 1998.
- CHRISTOFIDIS, D. Olhares sobre a política de recursos hídricos no Brasil: O caso da bacia do rio São Francisco. Universidade de Brasília, Brasília DF, 2001, 424p.
- CORAUCCI FILHO, B., ANDRADE NETO, C.O., KATO, M.T., CARTAXO, M.F.S., FIGUEIREDO, R.F., STEFANUTTI, R., SILVA, V.P. Disposição no solo. In: GONÇALVES, R.F. (Coord.). *Desinfecção de Efluentes Sanitários. Projeto PROSAB*. Rio de Janeiro, ABES, 2003, . 337-387.
- COSTA, J.L.; MASSONEB, H.; MARTYNEZB, D.; SUEROA, E.E.; VIDALC, C.M.; BEDMARA. F. Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone *Agricultural Water Management* v. 57, p.3347, 2002.
- EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. SPI, EMBRAPA, 1999, 412p.
- FALKINER, R.A.; POLGLASE, P.J. Transport of phosphorus through soil in an effluent-irrigated tree plantation. *Australian Journal of Soil Research*, v.35, p.385-397, 1997.

- FALKINER, R.A.; SMITH, C.J. Changes in soil chemistry in effluent-irrigated *Pinus radiata* and *Eucalyptus grandis*. *Australian Journal of Soil Research*, v.35, p.131-147, 1997.
- FEIGIN, A.; BIELORAI, H.; DAG, Y.; KIPNIS, T.; GISKIN, M. The nitrogen factor in the management of effluent-irrigated soils. *Soil Science*, v.125, p.248-254, 1978.
- FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection. Berlin: Springer-Verlag, 1991. 224p.
- FETTER, C. W.. *Contaminant Hydrogeology*. Macmillan Publishing Company. New York, 457 p., 1993
- FONSECA, A. F. Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado. Piracicaba, Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2001. 110p. (Dissertação de Mestrado).
- FONSECA, A.F. Viabilidade agrônomo-ambiental da disposição de efluente de esgoto tratado em um sistema solo-pastagem. Piracicaba, 2005. 174p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo.
- FONSECA, A.F.; MELFI, A.J.; MONTEIRO, F.A.; MONTES, C.R.; ALMEIDA, V.V. Treated sewage effluent as source of water and nitrogen for Tifton 85 Bermudagrass. *Agricultural Water Management*, 2006. (aceito para publicação).
- FOSTER, S.S.D; HIRATA, R.C.A. Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data. CEPIS/PAHO/WHO, 1988. 78p.
- FRIEDEL, J.K.; LANGER, T.; SIEBE, C.; STAHR, K. Effects of long-term waste water irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in central Mexico. *Biology and Fertility Soils*, v.31, p.414-421, 2000.
- GLOAGUEN, R.A.B.G. Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado nas propriedades físico-hídricas de um latossolo. Piracicaba, 119 p. Tese de Doutorado - Escola Superior de Agricultura de Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, 2005.
- GLOAGUEN, T.V. Transferências de espécies químicas através de um solo cultivado com milho e girassol e fertirrigado com efluente de esgoto doméstico. São Paulo, 132p. Tese de Doutorado – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, 2006.
- GOH, K.M.; CONDRON, L.M. Plant availability of phosphorus accumulated from long-term applications of superphosphate and effluent to irrigated pastures. *New Zealand of Agricultural Research*, v.32, p.45-51, 1989.
- HOOKE, J.E. Movement of phosphorus and nitrogen in soil following application of municipal wastewater. In: NELSON, D.W.; ELRICK, D.E.; TANJI, K.K. (Ed.) *Chemical mobility and reactivity in soil systems*. Madison: Soil Science Society of America, 1981. p.241-255.
- HORTENSTINE, C.C. Chemical changes in the soil solution from a Spodosol irrigated with secondary-treated sewage effluent. *Journal of Environmental Quality*, v.5, p.335-338, 1976.
- KANFI, Y. ; RONEN, D.; MAGARITZ, M. Nitrate trends in the coastal plain aquifer of Israel. *Journal of Hydrology*, v. 66, p. 331-341, 1983.

- KARDOS, L.T.; HOOK, J.E. Phosphorus balance in sewage effluent treated soils. *Journal of Environmental Quality*, v.5, p.87-90, 1976.
- KARLEN, D.L.; VITOSH, M.L.; KUNZE, R.J. Irrigation of corn with simulated municipal sewage effluent. *Journal of Environmental Quality*, v.5, p.269-273, 1976.
- KASS, A.; GAVRIELI, I.; YECHIELI, Y.; VENGOSH, A.; STARINSKY, A. The impact of freshwater and wastewater irrigation on the chemistry of shallow groundwater: a case study from the Israeli Coastal Aquifer. *Journal of Hydrology*, v. 300, p. 314-331, 2005.
- Klein, C.; Hurlbut, C.S.Jr. *Manual de Mineralogy*. 21ª Ed. John Wiley e Sons, INC., 1985, 681p.
- LEPSCH, I., F. Formação e Conservação dos Solos. Ed. Oficina de Textos, São Paulo, 2002, 178p.
- LINDEN, D.R.; CLAPP, C.E.; GILLEY, J.R. Effects of scheduling municipal waste-water effluent irrigation of reed canarygrass on nitrogen renovation and grass production. *Journal of Environmental Quality*, v.10, p.507-510, 1981.
- LUND, L.J.; PAGE, A.L.; NELSON, C.O.; ELLIOTT, R.A. Nitrogen balances for an effluent irrigation area. *Journal of Environmental Quality*, v.10, p.349-352, 1981.
- MAMO, M.; ROSEN, C. J.; HALBACH, T. R. Nitrogen Availability and Leaching from Soil Amended with Municipal Solid Waste Compost. *Journal Environmental Quality*, v. 28, p. 1074-1082, 1999.
- MARTIN, J.P.; RICHARDS, S.J.; PRATT, P.F. Relationship of exchangeable Na percentage at different soil pH levels to hydraulic conductivity. *Soil Science Society America of Proceedings*, v.28, p.620-622, 1964.
- MARQUES, M. O. ; CORAUCCI FILHO, B. ; BASTOS, R. K. X. ; KATO, M. T. ; LIMA, V. L. A. de ; ANDRADE NETO, C. O. de ; MENDONÇA, F. C. ; MARQUES, P. A. A. ; MARQUES, T. A. ; BELLINGIERI, P. H. ; HAANDEL, A. Van . Uso de esgotos tratados em irrigação: aspectos agrônômicos e ambientais. In: Rafael Kopschitz Xavier Bastos. (Org.). *Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura*. 1 ed. Rio de Janeiro: ABES/Rima, 2003, v. 1, p. 62-118.
- MARSCHNER, H. *Mineral nutrition of higher plants* Berlin: Academic Press, 1995. 674p.
- McBRIDE, M.B. Reactions controlling heavy metal solubility in soils. *Advances in Soil Science*, v.10, p.1-57, 1989.
- McBRIDE, M. B. *Environmental Chemistry of Soils*. Oxford University Press, N. Y. 406 p, 1994.
- McBRIDE, M. B.; RICHARDS, B. K.; STEENHUIS, T.; RUSSO, J. J.; SAUVÉ S. Mobility and Solubility of Toxic Metals and Nutrientes in Soil Fifteen Years After Slludge Application. *Soil Science*, v. 162, n. 7, p. 487-500.1997.
- MELFI AJ; PÉDRO G. Estudo geoquímico dos solos e formações superficiais do Brasil. Parte 1: Caracterização e repartição dos principais tipos de evolução pedogeoquímica. *Rev Bras Geoc.*, v. 7, p. 271-276, 1977.

- MELFI, A.J.; MONTES, C. R.; CARVALHO, A.; FORTI, M. C. Use of pedological maps in the identification of sensitivity of soils to acid deposition: application to Brazilian soils. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v.76, n.1, p.139-145, 2004.
- MEURER, E.J. Fundamentos de química do solo. Porto Alegre: Genesis, 2000. p.109-122.
- MYERS, R.J.K.; CAMPBELL, C.A.; WEIER, K.L. Quantitative relationship between net nitrogen mineralization and moisture content of soils. *Canadian Journal of Soil Science*, v.62, p.111-124, 1982.
- PAGANINI, W.S. Disposição de esgotos no solo: escoamento à superfície. 2.ed. São Paulo: Fundo Editorial da AESABESP, 1997. 232p.
- PEDRO, G. L'ê sol, composante majeure de la biosphère. *Revue du palais de la découverte*, v. 13, n. 126, p. 20-50, 1985.
- PHILLIPI, A.JR.; ROMÉRIO, M.A.; BRUNA, G.C. Curso de Gestão Ambiental. Ed. Manole Ltda, 2004, 1045p.
- POLGLASE, P.J.; TOMPKINS, D.; STEWART, L.G.; FALKINER, R.A. Mineralization and leaching of nitrogen in an effluent-irrigated pine plantation. *Journal of Environmental Quality*, v.24, p.911-920, 1995.
- PULS, R. W.; PAUL, C. J.; CLARK, D. A. Distribution, Speciation, and Transformation of Chromium in Contaminated Soils and Aquifer Sediments. *Soil Science Society of American Journal*, p. 455-457, 1992.
- QUIN, B.F.; FORSYTHE, L.J. Surface irrigation of pasture with treated sewage effluent. II. Drainage losses of nitrate and other nutrients. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, v.21, p.427-434, 1978.
- QUIN, B.F.; SYERS, J.K. Surface irrigation of pasture with treated sewage effluent. III. Heavy metal content of sewage effluent, sludge, soil, and pasture. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, v.21, p.435-442, 1978.
- QUIN, B.F.; WOODS, P.H. Surface irrigation of pasture with treated sewage effluent. I. Nutrient status of soil and pastures. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, v.21, p.419-426, 1978.
- RAIJ, B.van. Fertilidade do solo e adubação. Piracicaba: Potafos, 1991. 343p.
- RENGASAMY, P.; OLSSON, K.A. Sodicity and soil structure. *Australian Journal of Agriculture Research*, v.29, p.935-952, 1991.
- RENGASAMY, P.; OLSSON, K.A. Irrigation and sodicity. *Australian Journal of Agriculture Research*, v.31, p.821-837, 1993.
- RICHARDS, L. A. (Ed). Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington, DC: United States Salinity Laboratory Staff, USDA, 1954. 160p. (Agriculture Handbook, 60).
- RIFFALDI, R.; LEVI-MINZI, R.; SAVIOZZI, A.; TROPEA, M. Sorption and Release of Cadmium by Some Sewage Sludges. *Journal Environmental Quality*, v. 12, n. 2, p. 253-256, 1983.

- RIMSKI-KORSAKOV, H.; RUBIO, G.; LAVADO, R. S. Potential nitrate losses under different agricultural practices in the pampas region, Argentina. *Agricultural Water Management*, v. 65, p. 8394, 2004.
- ROBERT, M. *Le sol: interface dans l'environnement, ressource pour le développement*. Masson, Paris, 1996, 244p.
- SÁNCHEZ-MARTÍN, M. J.; SÁNCHEZ-CAMAZANO, M. Adsorption and Mobility of Cadmium in Natural, Uncultivated Soils. *Journal Environmental Quality*, v. 22, p. 737-742, 1993.
- SCHIPPER, L.A.; WILLIAMSON, J.C.; KETTLES, H.A; SPEIR, T.W. Impact of land-applied tertiary-treated effluent on soil biochemical properties. *Journal of Environmental Quality*, v.25, p.1073-1077, 1996.
- SIEBE, C. Heavy metal availability to plants in soils irrigated with wastewater from Mexico City. *Water Science e Technology*, v.32, p.29-34, 1995.
- SPEIR, T.W.; VAN SCHAİK, A.P.; KETTLES, H.A; VICENT, K.W.; CAMPBELL, D.J. Soil and stream-water impacts of sewage effluent irrigation onto steeply sloping land. *Journal of Environmental Quality*, v.28, p.1105-1114, 1999.
- STANFORD, G.; EPSTEIN, E. Nitrogen mineralization-water relations in soils. *Soil Science Society of America Proceedings*, v.38, p.99-102, 1974.
- STEVENSON, F.J. *Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. New York: John Wiley e Sons, 1986. 380p.
- STEWART, H.T.L.; HOPMANS, P.; FLINN, D.W. Nutrient accumulation in trees and soil following irrigation with municipal effluent in Australia. *Environmental Pollution*, v.63, p.155-177, 1990.
- SWIFT, R.S. *Organic Matter Characterization*. In: *Methods of Soil Analysis. Part 3. SSSA*, Madison: 1011-1069. (Book Series n. 5), 1996.
- TESSIER, A.; CAMPBELL, P. G. C.; BISSON, M. Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. *Analytical Chemistry*, v. 51, n. 7, p. 855-851, 1979.
- TOLEDO, M. C. M. ; OLIVEIRA, S. M. B. ; MELFI, A. J. . Intemperismo e formação de solos. In: TEIXEIRA; TOLEDO; FAIRCHILD; TAIOLI (Org.). *Decifrando a Terra*. 1 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2000, v. 1, p. 139-166.
- YADAV, R.K.; GOYAL, B.; SHARMA, R.K.; DUBEY, S.K.; MINHAS, P.S. Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils, crops and ground water. A case study. *Environment International*, v.28, p.481-486, 2002.
- WANG, Z.; CHANG, A.C.; WU, L.; CROWLEY, D. Assessing the soil quality of long-term reclaimed wastewater-irrigated cropland. *Geoderma*, v.114, p.261-278, 2003.

Capítulo 6

Irrigação com Esgotos Sanitários e Efeitos nas Plantas

*Suetônio Mota, Adriel Ferreira da Fonseca,
Ronaldo Stefanutti, Isaac Volschan Jr., Liliانا Naval*

Elementos Essenciais e Benéficos às Plantas

Os elementos químicos considerados essenciais ao desenvolvimento das plantas, atendem basicamente a dois critérios: são partes de um composto ou de alguma reação sem a qual as plantas não vivem, ou não completam seu ciclo vital. São considerados nutrientes os elementos carbono (C), hidrogênio (H) e oxigênio (O) e os nutrientes minerais, que são subdivididos em dois grupos (EPSTEIN; BLOOM, 2005): macronutrientes [nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S)] e micronutrientes [boro (B), cloro (Cl), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), molibdênio (Mo), níquel (Ni) e zinco (Zn)]. Os nutrientes C, H e O são retirados do ar e da água, porém, os macronutrientes e micronutrientes são extraídos pelas plantas, primordialmente, do solo.

A separação em macronutrientes e micronutrientes se baseia na quantidade de nutriente que a planta absorve e que está presente na massa seca. Assim, em ordem de grandeza, os macronutrientes são fornecidos às plantas em kg ha^{-1} enquanto que os micronutrientes são fornecidos em g ha^{-1} . O sódio (Na) é considerado elemento benéfico para algumas espécies, principalmente para plantas que realizam fotossíntese do tipo C4, e as plantas halófitas não sobrevivem sem este elemento (MARSCHNER, 1995). No entanto, na grande maioria das vezes, o Na tem sido tratado como elemento que causa efeitos deletérios no sistema solo-planta. Dependendo do método de irrigação empregado, o Na pode ter sua fitotoxicidade aumentada para algumas espécies de plantas, devido ao contacto foliar com a água de irrigação. O cobalto (Co) e o selênio (Se) também são considerados elementos benéficos ao desenvolvimento das plantas, mas ainda não tiveram sua essencialidade comprovada (EPSTEIN; BLOOM, 2005).

O solo deve fornecer os nutrientes para as plantas em quantidades adequadas e no momento de suas necessidades. Como o solo, de maneira geral, não atende às necessidades minerais das plantas, há necessidade de intervenção mediante o manejo adequado do sistema solo-planta, incluindo a aplicação de fertilizantes (minerais, orgânicos e organominerais), o uso de adubação verde e de sistemas conservacionistas de manejo do solo. Como resultado, a solução no solo é altamente heterogênea, apresentando elementos essenciais (nutrientes), benéficos e tóxicos nas formas livres (iônicas) e/ou complexadas (HAVLIN *et al.*, 2005).

Os nutrientes são absorvidos pelas raízes das plantas a partir da solução do solo. As raízes e as radículas entram em contato com o meio líquido, promovendo a absorção dos minerais. Todavia, as plantas também podem absorver alguns elementos e água pelas folhas, em pequenas quantidades. As principais formas absorvidas pelas raízes são:

a) Macronutrientes:

Nitrogênio: NO_3^- e NH_4^+

Fósforo: H_2PO_4^- (forma preferencial) e HPO_4^{2-}

Potássio: K^+

Magnésio: Mg^{2+}

Enxofre: SO_4^{2-}

b) Micronutrientes:

Boro: H_3BO_3 (forma preferencial), H_2BO_3^- , HBO_3^{2-} , BO_3^{3-} e $\text{B}_4\text{O}_7^{2-}$

Cloro: Cl^-

Cobre: Cu^{2+}

Ferro: Fe^{2+} e Fe^{3+}

Manganês: Mn^{2+}

Molibdênio: MoO_4^{2-}

Níquel: Ni^{2+}

Zinco: Zn^{2+}

b) Outros elementos:

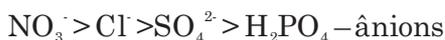
Alumínio: Al^{3+}

Sódio: Na^+

Cobalto: Co^{2+}

Silício: H_4SiO_4

A absorção dos elementos pelas raízes ocorre mediante, pelo menos, um dos três processos que culminam com a aproximação do elemento e da raiz (radicelas), a saber: difusão, fluxo de massa e interceptação radicular. A absorção dos elementos na solução do solo pelas raízes obedece a uma ordem de velocidades, conforme segue:



Após a absorção dos elementos pelas raízes, estes são conduzidos pelos sistemas vasculares das plantas, associados ao fluxo de água, sendo distribuídos e redistribuídos conforme a necessidade nutricional de cada órgão. Cada elemento tem uma característica distinta quanto à sua mobilidade no interior das plantas (alguns elementos são móveis enquanto outros são imóveis). Alguns elementos acumulados nas folhas são translocados por ocasião do enchimento dos frutos, principalmente na senescência das folhas (SALISBURY; ROSS,1991; MALAVOLTA *et al.* 1997).

A seguir são relacionadas as principais funções dos nutrientes, justificando sua essencialidade:

- N: é parte constituinte dos aminoácidos, das proteínas, purinas, pirimidinas, coenzimas e da clorofila.
- P: participa nos processos de armazenamento e transferência de energia metabólica nas plantas, além de ser imprescindível para o desenvolvimento do sistema radicular.
- K: ativador de enzimas na síntese de proteínas, fotossíntese e respiração e ainda participa na formação de açúcares nas folhas e translocação destes para reservatórios naturais.
- Ca: crucial para o crescimento e desenvolvimento das raízes e faz parte da estrutura da parede celular.
- Mg: ativador de enzimas nos processos metabólicos dos carboidratos e síntese de ácidos nucleicos, além de fazer parte da composição da clorofila.
- S: faz parte do grupo ativo de enzimas e coenzimas, com destaque aos compostos cisteína, cistina, metionina, taurina, glutathione e sulfolipídeos.

- B: atua nos processos de transformação de carboidratos e coordenação de fenóis.
- Cu: colabora com enzimas respiratórias e fotossintéticas, participa da formação de algumas enzimas, além de outras funções.
- Fe: atua como grupo ativo de enzimas, principalmente aquelas relacionadas aos processos de transporte de elétrons (no processo fotossintético e na redução do nitrato, nitrito e sulfito) e na fixação biológica de N.
- Mn: participa da decomposição do H₂O; toma parte na formação da clorofila, da membrana dos cloroplastos, de lipídeos, da síntese de proteínas, dos ácidos nucleicos e controle hormonal.
- Mo: faz parte de uma enzima que auxilia na assimilação do nitrogênio nítrico (NO₃⁻); participa da formação do grão de pólen, da formação de proteínas, dos ácidos nucleicos, da absorção e transporte do ferro.
- Ni: sua essencialidade está ligada à funcionalidade da uréase (enzima, que participa da reação de produção de amônia e CO₂ a partir da uréia).
- Na: sua essencialidade foi comprovada em algumas halófitas, porém, em baixas concentrações, pode substituir o K em algumas funções osmóticas e, ainda, promover a aceitabilidade de forragens pelos animais.
- Co: ativador de enzimas, sobretudo aquelas ligadas ao processo de fixação biológica de N e ainda faz parte de vitaminas.
- Se: ligado à síntese de proteínas e ácidos nucleicos.
- Si: sua essencialidade foi comprovada apenas para algumas espécies, falhando-se em descrever o mecanismo de ação deste elemento; seus efeitos benéficos estão associados à maior proteção das plantas ao ataque de pragas e doenças.

A redistribuição dos nutrientes ocorre, predominantemente, pelo floema das plantas. Portanto, a deficiência nutricional está diretamente relacionada com a mobilidade do elemento e idade das plantas. Quanto à sua mobilidade, os elementos são classificados como:

- Elementos móveis: aqueles cujos sintomas de deficiência aparecem nas folhas velhas devido ao fato deles serem mobilizados para partes novas. Neste caso, incluem-se os nutrientes N, P, K, Mg, Cl e Mo.
- Parcialmente móveis: S, Cu, Fe, Mn, Zn e Ni.
- Imóveis: incluem elementos cuja deficiência aparece nas folhas novas. Neste caso, incluem-se os nutrientes Ca e B.

Problemas Causados às Plantas por Alguns Elementos

A fitotoxicidade devida a um íon ocorre quando o elemento é absorvido e acumulado nos tecidos, alcançando uma concentração capaz de causar danos à planta.

Um caso muito comum no Brasil tem sido a fitotoxicidade de Al, devido à elevada acidez dominante nos solos tropicais. Altas concentrações de Al na solução no solo impedem o desenvolvimento das radículas e, conseqüentemente, de toda planta.

Com relação aos elementos B, Na e Cl, os efeitos relacionados a fitotoxicidade são dependentes, dentre outros, dos seguintes fatores: (i) do aporte destes elementos; (ii) do sistema de irrigação empregado; (iii) da intensidade de exploração agrícola; (iii) da tolerância das plantas à concentração do elemento específico; (iv) da precipitação pluvial e (v) da espécie e variedade de planta cultivada.

O pH do solo é um dos principais fatores que influenciam a solubilidade dos elementos, bem como os problemas relacionados à sua deficiência e fitotoxicidade. Os elementos Fe, Cu, Mn, Zn e Al têm sua disponibilidade reduzida com a elevação do pH; por outro lado, os nutrientes N, P, K, Ca, Mg, S, B, Mo e Cl têm sua disponibilidade aumentada com o incremento do pH (MALAVOLTA *et al.*, 1997). Para a maioria das espécies vegetais de interesse agrônômico, um valor de pH adequado é de aproximadamente 6,5.

As características das plantas (espécie e variedade) são determinantes para evidenciar os efeitos de toxicidade de íons específicos, devido às diferentes capacidades de absorção, acúmulo e exportação de

elementos. As características do solo (principalmente tipo, concentração de matéria orgânica, capacidade de troca de cátions – CTC, pH e potencial redox), governam a biodisponibilidade de elementos, sobretudo, de metais pesados (ver Capítulo 5).

Além da toxicidade específica de determinados íons, a alta salinidade da água (medida pela condutividade elétrica – CE) pode provocar a salinização do solo e comprometer o cultivo de culturas mais sensíveis. Por outro lado, baixa salinidade, associada à elevada proporção de Na em relação aos elementos Ca e Mg (medidos pela razão de adsorção de sódio RAS), diminui a infiltração da água no solo.

No Capítulo 2 deste livro foram apresentadas, de forma genérica, as diretrizes gerais para interpretar a qualidade da água para a irrigação, incluindo os critérios a serem observados em termos de problemas potenciais de salinização e sodificação do solo e de fitotoxicidade específica de alguns íons. No Capítulo 5, encontra-se uma discussão mais aprofundada sobre os impactos da qualidade da água de irrigação sobre o solo.

Nas Tabelas 6.1 a 6.3 são apresentados exemplos de sensibilidade de algumas culturas à salinidade, boro e cloretos. Na Tabela 6.4 são apresentados alguns parâmetros de qualidade de águas residuárias para uso agrícola, adotados nos EUA (USEPA,1992). Na Tabela 6.5 incluem-se informações sobre problemas relativos à presença de elementos tóxicos, persistentes e/ou bioacumulativos nas águas a serem utilizadas para irrigação.

Estas informações sobre tolerância relativa entre as culturas servem apenas de guias de ordem geral. A tolerância absoluta varia com o clima, as condições do solo e práticas culturais. Informações mais detalhadas encontram-se no Capítulo 2 deste livro e, principalmente, na literatura especializada, a exemplo de Ayers e Westcot (1985) e Rhoades *et al.* (2000).

Nas Tabela 6.6 e 6.7. apresentam-se, respectivamente, exemplos de concentrações médias de macronutrientes e micronutrientes e informações sobre CE e RAS, encontrados em efluentes utilizados em

Tabela 6.1 Tolerância relativa à salinidade de algumas culturas

Cultura	Tolerantes	Moderadamente tolerantes	Moderadamente sensíveis	Sensíveis
Culturas de fibra, sementes e açúcar				
Algodoeiro				
Beterraba açucareira				
Cevada				
Aveia				
Soja				
Sorgo				
Cana-de-açúcar				
Mamona				
Milho				
Feijão				
Gergelim				
Culturas Forrageiras e Gramíneas				
Capim-bermuda				
Gramma "Karnal"				
Capim-amarelo				
Capim-doce				
Alfafa				
Capim-mimoso				
Milho forrageiro				
Hortaliças				
Aspargo				
Abobrinha italiana				
Beterraba vermelha				
Abóbora				
Alface				
Batata-doce				
Couve				
Melancia				
Tomateiro				
Cebola				
Feijão				
Quiabo				
Fruteiras				
Tamareira				
Abacaxi				
Mamoeiro				
Videira				
Laranjeira				
Maracujazeiro				
Pessegueiro				

Fonte: Adaptado de Ayers e Westcot (1985)

Tabela 6.2 Tolerância relativa ao boro de algumas culturas

Sensibilidade	Faixa de concentração	Cultura
Muito sensíveis	$B < 0,5 \text{ mg L}^{-1}$	Limão (<i>Citrus limon</i>)
Sensíveis	$0,5 < B < 1,0 \text{ mg L}^{-1}$	Abacate (<i>Persea americana</i>)
		Laranja (<i>Citrus sinensis</i>)
		Pomelo
		Figo (<i>Ficus carica</i>)
		Uva (<i>Vitis vinifera</i>)
		Alho (<i>Allium cepa</i>)
		Girassol (<i>Helianthus annuus</i>)
Moderadamente Sensíveis	$1,0 < B < 2,0 \text{ mg L}^{-1}$	Batata (<i>Solanum tuberosum</i>)
		Rabanete (<i>Raphanus sativus</i>)
Moderadamente tolerantes	$2,0 < B < 4,0 \text{ mg L}^{-1}$	Nabo (<i>Brassica rapa</i>)
		Aveia (<i>Avena sativa</i>)
		Tabaco (<i>Nicotiana tabacum</i>)
Tolerantes	$4 < B < 6 \text{ mg L}^{-1}$	Sorgo (<i>Sorghum bicolor</i>)
		Tomate (<i>Lycopersicon lycopersicum</i>)
		Beterraba açucareira (<i>Beta vulgaris</i>)
Muito tolerante	$6 < B < 15 \text{ mg L}^{-1}$	Algodão (<i>Gossypium hirsutum</i>)

Fonte: Adaptado de Ayers e Westcot (1985)

Tabela 6.3 Concentração máxima de Cl na água que não provoca danos às folhas de algumas culturas (mg L^{-1})

Cultura	Variedade	Concentração máxima
Abacate (<i>Persea americana</i>)	Guatemala	145
	México	110
Citrus (<i>Citrus</i> spp.)	Cleópatra, ponkan	600
	Citrulemo, citrange	355
Uva (<i>Vitis vinifera</i>)	Salt Creek	960
	Dog ridge	710
	Thompson	460
	Rosa negra	250

Fonte: Adaptado de Ayers e Westcot (1985)

Tabela 6.4 Alguns parâmetros exigidos para irrigação com águas residuárias nos EUA

Parâmetro	Concentração (mg L^{-1})
pH ^(*)	6,5-8,4
Sólidos Dissolvidos Totais	< 2000
Nitrogênio Total	< 30
Cloro	< 350
Sódio	< 70
Boro	< 3

(*) O parâmetro pH é adimensional. Fonte: Adaptado de USEPA (1992).

Tabela 6.5 Concentrações máximas (mg L^{-1}) de alguns elementos nas águas de irrigação e respectivos problemas de toxicidade

Elemento	Concentração Máxima	Observação
Al	5	Diminui o rendimento de plantas cultivadas em solos ácidos.
As	0,10	Fitotoxicidade varia de 0,5 (para o arroz) a $12,0 \text{ mg L}^{-1}$.
B	2,0	Fitotóxico.
Ba	--	Fitotóxico.
Be	0,10	Fitotoxicidade varia de 0,5 (para feijão) a $5,0 \text{ mg L}^{-1}$.
Cd	0,01	Elemento acumulativo e prejudicial ao ser humano. Fitotoxicidade para feijão, beterraba e nabo em concentrações inferiores a $0,1 \text{ mg L}^{-1}$.
Co	0,05	Fitotoxicidade (para tomateiro) em concentrações inferiores a $0,01 \text{ mg L}^{-1}$.
Cr	0,10	O Cr, na forma trivalente (Cr^{3+}) é considerado pouco tóxico e essencial à nutrição humana, além de apresentar baixa mobilidade no solo. Por outro lado, esse elemento na forma hexavalente (Cr^{6+}) apresenta, em baixas concentrações, elevada mobilidade no solo e toxicidade para plantas e animais (inclusive, para humanos).
Cu	0,10	Fitotóxico quando presente em altas concentrações.
F	1	Torna-se inativo em solos neutros.
Fe	5	Não é fitotóxico às plantas em solos aerados. Pode diminuir a fixação de fósforo e molibdênio.
Hg	0,005	Tóxico às plantas e aos animais (inclusive aos humanos).
Li	2,5	Apresenta alta mobilidade no solo e atua, nas plantas, de modo similar ao B. Problemas de fitotoxicidade, para Citrus, ocorrem em concentrações superiores a $0,075 \text{ mg L}^{-1}$.
Mn	0,20	Fitotóxico em concentrações acima da indicada, principalmente em solos ácidos.
Mo	0,01	Não é fitotóxico nas concentrações normais de solo e água.
Ni	0,2	Fitotóxico em concentrações superiores a $0,5\text{-}1,0 \text{ mg L}^{-1}$. Sua disponibilidade é diminuída em solos alcalinos e neutros.
Pb	0,2	Pode inibir o crescimento celular dos vegetais.
Pt	--	Pouco se sabe sobre esse elemento.
Sb	--	Pouco se sabe sobre esse elemento.
Se	0,02	Fitotóxico em baixas concentrações. É um elemento essencial aos animais.
U	--	Pouco se sabe sobre esse elemento.
V	0,10	Fitotóxico em concentrações acima da apresentada.
Zn	0,5	Micronutriente que apresenta sintomas de fitotoxicidade quando presente em concentrações acida da apresentada.

Fonte: Adaptado de Ayers e Westcot (1985)

experimentos de irrigação no Edital 4, Tema 2 do PROSAB. Estes dados permitem, em geral, as seguintes observações¹:

- (i) Como esperado, as concentrações de nutrientes são bastante variadas e influenciadas pelo sistema de tratamento empregado.
- (ii) Os efluentes podem apresentar concentrações de macronutrientes consideráveis para a demanda de diversas culturas. Entretanto, dependendo da cultura, o nitrogênio pode se apresentar em excesso, o que levantaria preocupações de natureza agrônômica e ambiental (ver Capítulo 5); em contrapartida o fósforo, em geral, se apresenta em concentrações insuficientes, o que demandaria adubação química complementar.
- (iii) As concentrações de microelementos como Al, B, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn, são, em geral, baixas, o que, se por um lado, minimiza potenciais problemas de toxicidade, por outro, revela problemas no balanceamento de nutrientes para a fertirrigação.
- (iv) As concentrações de Na podem ser preocupantes, em termos de potenciais problemas de toxicidade e impactos de longo prazo no solo.
- (v) Os problemas potenciais de salinização do solo variaram de “nenhum” a “ligeiro a moderado”
- (vi) Os problemas potenciais de sodificação do solo variaram também de “nenhum” a “ligeiro a moderado”, com a única exceção de um efluente de lagoa facultativa tratando esgoto sanitário com elevados teores de sódio oriundos da água de origem.

1. Uma caracterização mais detalhada dos efluentes utilizados neste edital do PROSAB, acompanhada de uma discussão também mais detalhada do potencial e das limitações de seu emprego em práticas de reúso da água, pode ser encontrada no Capítulo 3 deste livro.

Tabela 6.6 Concentrações médias (em mg L⁻¹) de macro e micronutrientes em efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários (PROSAB 4)

Macro-Nutriente	UNICAMP ¹	UnB					UFC ²	UFT ³	UFPE ⁴	USP ⁵	UFRJ				
		T1	T2	T3	T4	T5					DPC	CEPT	UASB	FBP	LF
N	74,1	22,4	ND	3,6	26,5	27,6	14,3	30,0	35,9	31,8	28,9	29,4	32,3	29,9	26,9
P	24,6	4,3	0,5	<LD	2,1	2,2	3,0	6,4	4,5	4,3	4,9	4,7	5,7	4,4	4,2
K	17,7	18,2	17,5	16,8	29,5	35,3	22,0	12,0	15,3	16,6	17,7	17,8	19,2	18,9	16,9
S	3,7	-	-	-	-	-	4,0	18,0	67,2	4,9	20,7	21,3	14,4	17,3	11,53
Ca	45,5	9,4	9,5	7,5	10,9	11,4	16,0	16,0	80,0	8,1	25,8	2,5	26,4	22,61	24,73
Mg	11,21	3,0	0,6	0,4	2,0	2,2	15,0	3,0	94,3	1,9	8,8	10,2	10,2	8,8	8,71
Na	-	-	-	-	-	-	89,0	45,0	54,0	145,8	-	-	-	-	-
Micro-Nutriente	UNICAMP ¹	UnB					UFC ²	UFT ³	UFPE ⁴	USP ⁵	UFRJ				
		T1	T2	T3	T4	T5				DPC	CEPT	UASB	FBP	LF	
Fe	-	0,52	<LD	0,21	0,364	0,009	0,008	0,38	ND	<LD	5,61	10,42	5,33	2,72	1,53
Zn	0,10	<LD	<LD	<LD	0,051	0,108	<LD	0,60	ND	<LD	0,32	0,39	0,20	0,16	0,07
Cu	5,40	<LD	<LD	<LD	0	0,004	0,001	0,04	ND	0,001	0,11	0,13	0,09	0,06	0,03
Mn		<LD	<LD	0,016	0,022	0,001	<LD	0,06	ND	0,002	0,19	0,22	0,20	0,16	0,17
B	0,10							0,05	-	0,148	0,08	0,08	0,10	0,08	0,06
Co	<LD	<LD	<LD	<LD	0	0		0,03	-	-	0,09	0,002	0,002	0,0001	0,0001
Mo		<LD	<LD	<LD	0	0		0,05	-	-	0,001	0,001	0,0001	0,0001	<LD
Ni	0,20	<LD	<LD	<LD	0	0	0,001	0,04	-	<LD	0,017	0,025	0,016	0,008	0,003
Al							0,059								
Si		<LD	<LD	12,17	6,77	6,11			-	-	-	-	-	-	-
As	0,01														
Pb	<LD						<LD								
Cd	<LD						<LD		ND						
Cr									ND						

ND: não detectado. <LD: menor que limite de detecção do método.

T1: efluente primário; T2: efluente secundário; T3: efluente terciário da ETE, Brasília (ETEB Norte); T4: efluente de reator UASB; T5: efluente de lagoa de estabilização; (1) Efluente de lagoa anaeróbia; (2) Efluente de sistema de quatro lagoas em série; (3) Efluente de UASB + filtro anaeróbio; (4) Efluente de UASB + lagoa de polimento; (5) Efluente de lagoa facultativa (adaptado de Fonseca *et al.*, 2006). DPC: decantação primária; CEPT: decantação primária quimicamente assistida; UASB: reator UASB; FBP: filtro biológico percolador; LF: lagoa facultativa.

Tabela 6.7 Valores de condutividade elétrica (CE) e razão de adsorção de sódio (RAS) e respectivos problemas potenciais de salinização e sodificação do solo em efluentes utilizados em experimentos de irrigação (PROSAB 4)

Origem do Efluente	Parâmetro		Problema potencial (*)	
	CE (dS m ⁻¹)	RAS (mmol L ⁻¹) ^{0,5}	Salinização do solo	Sodificação do solo
Lagoa facultativa	0,86	11,9	Ligeiro a moderado	Severo
Lagoa facultativa	0,62	3,3	Nenhum	Ligeiro a moderado
Decantação primária quimicamente assistida	0,61	3,3	Nenhum	Ligeiro a moderado
Reator UASB	0,65	3,7	Nenhum	Ligeiro a moderado
Filtro biológico percolador	0,62	3,6	Nenhum	Ligeiro a moderado
Decantação primária	0,59	3,3	Nenhum	Ligeiro a moderado
Sistema de quatro lagoas em série	0,83	3,8	Ligeiro a moderado	Ligeiro a moderado
Lagoa anaeróbia	0,51	1,6	Nenhum	Ligeiro a moderado
Reator UASB + filtro anaeróbio	0,65	1,6	Nenhum	Ligeiro a moderado
Reator UASB + lagoa de polimento	1,01	1,8	Ligeiro a moderado	Nenhum

(*) avaliado de acordo com os critérios da University of California Committee of Consultants (ver Capítulo 2).

Esgotos Sanitários Tratados como Fonte de Água e de Nutrientes

A irrigação com efluentes de tratamento de esgotos sanitários tem sido uma prática agrônoma antiga (FEIGIN *et al.*, 1991) e, em geral, utilizada com triplo propósito: (i) realizar o tratamento complementar do efluente (BOUWER; CHANEY, 1974); (ii) valorizar este subproduto (água marginal) como um recurso hídrico disponível para agricultura (BOUWER; IDELOVITCH, 1987; AL-JALOUUD *et al.*, 1995; TANJI, 1997); (iii) aproveitar os nutrientes contidos nos efluentes, visando sua utilização no crescimento e desenvolvimento das plantas (BOUWER; CHANEY, 1974; VAZQUEZ-MONTIEL *et al.*, 1996), além de promover a economia de fertilizantes minerais e a manutenção de alta produção vegetal (SMITH; PETERSON, 1982; FEIGIN *et al.*, 1991).

O sistema solo-planta, desde que manejado adequadamente, promove a absorção e “retenção” dos constituintes dos efluentes, principalmente, devido à absorção e à incorporação dos elementos na massa seca das plantas (BOUWER; CHANEY, 1974), resultando em diminuição na concentração de elementos nas águas subterrâneas e superficiais (FEIGIN *et al.*, 1978; VAISMAN *et al.*, 1981). Através do corte e remoção das plantas do local ocorre exportação dos elementos acumulados. Isso permite evitar incremento nas concentrações de, principalmente, N-NO₃ e P na solução do subsolo e água subterrânea (QUIN; FORSYTHE, 1978; HOOK, 1981), mantendo a capacidade de renovação do sistema solo-planta (JORDAN *et al.*, 1997).

O esgoto doméstico é constituído de 99% de água e 1% de colóides suspensos e dissolvidos, orgânicos e inorgânicos, incluindo macronutrientes (principalmente, N, P e K) e, parcialmente, micronutrientes. Portanto, a utilização de esgoto na irrigação de plantas implica em diminuição da demanda por fertilizantes minerais, constituindo-se numa importante forma de reciclagem de nutrientes.

Considerando uma contribuição per capita de esgotos sanitários de 150-200 L hab⁻¹ dia⁻¹ e uma demanda genérica de água para irrigação de 1000 - 2000 mm ano⁻¹ (um requisito típico num clima semi-árido), pode-se estimar que as águas residuárias produzidas por pessoa seriam suficientes para irrigar uma área de 30-70 m². Assim, uma população de 50.000 habitantes “produziria água” para irrigar cerca de 200 ha. Se considerarmos a mesma demanda de água e que o efluente apresente aproximadamente 15-35 mg L⁻¹ de N, 5-10 mg L⁻¹ de P e 20 mg L⁻¹ de K, a aplicação de nutrientes poderia atingir 150-700, 50-200 e 200-400 kg ha⁻¹ de N, P e K, respectivamente (BASTOS, 1999). Mesmo considerando uma demanda menor de água de irrigação (600 mm), a aplicação de nutrientes poderia alcançar 90-210 N ha⁻¹, 30-60 kg P ha⁻¹ e 120 kg K ha⁻¹.

Confrontando os números deste exercício com as recomendações de adubação para as mais diversas culturas percebe-se nitidamente o potencial fertilizante dos esgotos sanitários. Entretanto, como já destacado, dependendo da cultura, o nitrogênio pode se apresentar em excesso, o que levantaria preocupações de natureza agrônômica e ambiental. Em contrapartida, o fósforo pode se apresentar em concentrações insuficientes, o que demandaria adubação química

complementar. Adicionalmente, as demandas e os balanços hídricos e de nutrientes veiculados via fertirrigação com esgotos nem sempre são de fácil cotejo e, assim, mesmo uma adubação nitrogenada no plantio pode fazer-se necessária.

A avaliação do potencial fertilizante dos esgotos sanitários é a seguir ilustrado com base em dois estudos conduzidos no Edital 4, Tema 2 do PROSAB.

Na Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) foram realizados estudos com milho para avaliar o potencial fertilizante do esgoto sanitário (sistema reator UASB seguido de lagoa facultativa) (Figura 6.1). Apesar de ter sido realizada calagem antes da instalação do experimento, o solo apresentava baixa fertilidade natural, sobretudo com relação a P e K (Tabela 6.8). Com base nas características do solo apresentadas na Tabela 6.8, tornou-se necessária a fertilização mineral, conforme a recomendação regional para uma produtividade esperada de 6 a 8 t ha⁻¹: (i) N: 20 kg ha⁻¹ na semeadura e 80 kg ha⁻¹ em cobertura, aos 40 dias após a emergência das plantas; (ii) P: 90 kg ha⁻¹ de P₂O₅ na semeadura; (iii) K: 70 e 30 kg ha⁻¹ de K₂O na semeadura e em cobertura, respectivamente; (iv) Zn: 3 kg ha⁻¹ na semeadura; (v) S: 40 kg ha⁻¹ na semeadura. Com base nas recomendações de adubação, na característica do efluente (Tabela 6.9) e na lâmina de água de irrigação prevista (600 mm em 105 dias), foi estimado o aporte de nutrientes (Tabela 6.10).



Figura 6.1 Detalhe dos canteiros de irrigação de milho com efluente de lagoa de estabilização (UFRJ)

Tabela 6.8 Características do solo antes do cultivo de milho (UFRJ)

Camada	pH _{KCl}	MO	P	Na	K	Ca + Mg	Al	H + Al	S	T	V
(cm)		g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	----- mmolc kg ⁻¹ -----				%			
0-10	5,5	3,7	1	1,0	0,5	19,5	1,6	21	19,3	39,7	53,0

MO: matéria orgânica; H + Al: acidez potencial; S: soma das bases (Ca + Mg + K); T: CTC a pH 7,0 (Ca + Mg + K + H + Al); V: Saturação de bases (100 XS /T).

Em tese, o efluente utilizado na irrigação poderia ser capaz de suprir a demanda total de N e quase todo K, mas não atenderia o requerimento de P. Portanto, a fertilização mineral com P, bem como a de S, deveria ser mantida integralmente. Com relação aos micronutrientes, o efluente seria capaz de suprir as demandas por Cu e Fe (este até em excesso), sendo necessária suplementação, via fertilização mineral, para B, Mn, Zn e Mo.

Tabela 6.9 Características do efluente utilizado na irrigação de milho (UFRJ)

Parâmetro	Concentração média (mg L ⁻¹)
N-orgânico	8
N-NH ₄	15
N-NO ₃	0,17
P-total	4,3
PO ₄	3,2
K	16
Ca	88
Mg	9
B	0,17
Cl ⁻	17
Cu	0,03
Fe	0,78
Mn	0,16
Mo	não detectado
Ni	não detectado
Zn	0,07

Tabela 6.10 Aporte de nutrientes (kg ha⁻¹) na irrigação de milho com efluente de lagoa facultativa (UFRJ)

Tratamento	Macronutrientes						Micronutrientes							
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca	Mg	S	B	Cl ⁻	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Zn
água + NPK	100	90	100	88,3	< 1,0	40								
efluente	139	12,7	79,8	528	54	3,7								
	Micronutrientes													
	B	Cl ⁻	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Zn						
água + NPK	0,6	-	0,3	1,0	0,7	0,03	-	4,0						
efluente	1,02	10,2	0,18	4,7	0,96	< 1,0	< 1,0	0,42						

Todavia, é preciso considerar que, na irrigação com esgotos, os nutrientes são gradualmente aplicados. Até a ocasião da fertilização de cobertura, teoricamente, teriam sido aplicadas, via efluente, as seguintes quantidades:

40 dias após a semeadura: $229 \text{ mm} = 0,229 \text{ m} = 0,229 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2}$
 $(0,229 \text{ m} \times 23,2 \text{ mg L}^{-1} \text{ de N}) \times 10 = 53,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ de N}$
 $(0,229 \text{ m} \times 7,5 \text{ mg L}^{-1} \text{ de P}) \times 10 = 17,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ de P} = 8,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ de P}_2\text{O}_5$
 $(0,229 \text{ m} \times 13 \text{ mg L}^{-1} \text{ de K}) \times 10 = 29,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ de K} = 24,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ de K}_2\text{O}$

Por outro lado, já deveriam ter sido aplicados 20 kg ha^{-1} de N e 70 kg ha^{-1} de K_2O como adubação de semeadura e, passados 40 dias, outros 80 kg ha^{-1} de N e 70 kg ha^{-1} de K_2O . Assim, a irrigação com o efluente, teoricamente, não seria suficiente para atender adequadamente às demandas de N e K no estágio inicial de desenvolvimento do milho, implicando, ao menos, uma adubação complementar na etapa de semeadura. Além disso, cerca de 50% do N oriundo do efluente se encontra na forma orgânica (Tabela 6.9), não prontamente disponível às plantas.

Nos experimentos, optou-se por realizar a adubação de semeadura na dose de 40 kg ha^{-1} de N, 80 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 40 kg ha^{-1} de K_2O nas parcelas irrigadas com esgoto. Com as lâminas efetivamente aplicadas, o balanço de nutrientes pode ser observado na Tabela 6.11.

Tabela 6.11 Balanço de nutrientes (kg ha^{-1}) na irrigação do milho com efluente de lagoa de estabilização (UFRJ)

Nutriente	Dias após a emergência das plantas			
	30	60	90	120
Nitrogênio	18	70	108	143
Fósforo (P_2O_5)	4	9	14	19
Potássio (K_2O)	13	41	62	82

A título de informação adicional, na tabela 6.12 apresenta-se o aporte de nutrientes registrado na irrigação com outros tipos de efluentes, no mesmo experimento.

Na pesquisa conduzida na Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) foi utilizado efluente de um sistema reator UASB com pós-tratamento em lagoa de polimento para o cultivo em lisímetros de feijoeiro

Tabela 6.12 Estimativa do aporte (kg ha^{-1}) de nutrientes devido à irrigação com efluentes de diversos tipos de tratamento (UFRJ)

Tratamento	Macronutrientes							
	N	P	K	S	Ca	Mg		
DPC	135,14	26,73	105,19	125,05	150,84	45,67		
CEPT	146,06	27,28	108,46	124,33	163,96	47,31		
UASB	162,11	32,12	123,26	87,69	153,65	55,09		
FBP	143,15	26,76	115,68	118,55	149,14	50,21		
LF	142,76	23,71	104,35	76,55	153,42	50,87		
Tratamento	Micronutrientes							
	Fe	Zn	Cu	Mn	B	Co	Mo	Ni
DPC	32,11	1,87	0,64	1,10	0,56	0,004	0,003	0,10
CEPT	65,76	2,55	0,76	1,33	0,52	0,015	0,004	0,15
UASB	36,94	1,51	0,62	1,22	0,59	0,013	0,001	0,11
FBP	19,21	1,13	0,39	1,10	0,49	0,003	0,002	0,05
LF	8,81	0,42	0,17	1,05	0,55	0,001	0,0002	0,01

DPC decantação primária; CEPT decantação primária quimicamente assistida; UASB reator UASB; FBP filtro biológico percolador; LF lagoa facultativa.

macassar (*Vigna unguiculata* L. Walp) (Figura 6.2). Com base nas características do solo (Tabela 6.13), as recomendações de adubação para o feijão, para uma produtividade esperada de 1200 a 1500 kg ha^{-1} , foram: 20,0 kg ha^{-1} de N; 60,0 kg ha^{-1} de P e 40,0 kg ha^{-1} de K, na semeadura; 30 kg ha^{-1} de N em cobertura, aos 20 dias após a semeadura.

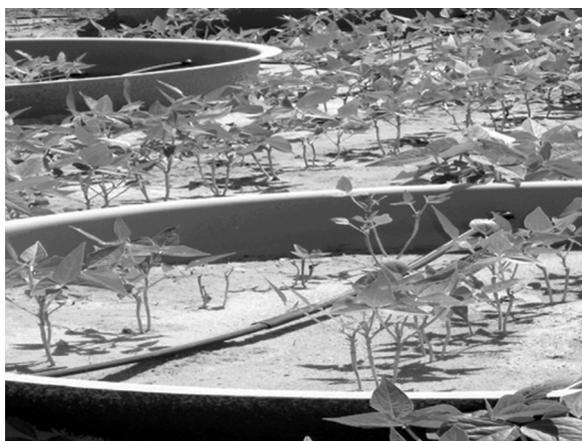
**Figura 6.2** Detalhe dos experimentos de irrigação de feijão (UFPE)

Tabela 6.13 Análise química do solo (camada 0-20 cm) utilizado nos lisímetros (UFPE)

pH	MO	P	H + Al	Al	Ca	Mg	K	Na	SB	CTC _c	CTC	V	PST
água	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mmol _c kg ⁻¹									%	
6,4	3,6	2,0	0,6	0,0	0,8	0,8	0,1	0,3	2,0	2,0	2,6	77	11,5

MO: matéria orgânica; SB: soma de bases (SB = Ca + Mg + K + Na); CTC_c: capacidade de troca de cátions efetiva (CTC_c = SB + Al); CTC: CTC a pH 7,0 (CTC = SB + H + Al); V: saturação por bases; PST: percentual de sódio trocável.

Os nutrientes no efluente foram, naturalmente, aplicados de forma gradual, de modo que no período inicial de desenvolvimento do feijoeiro foram adicionados 21,7 kg ha⁻¹ de N; 4,47 kg ha⁻¹ de P e 16,01 kg ha⁻¹ de K. Teoricamente, isto seria suficiente para atender adequadamente (100%) a demanda de nitrogênio, mas apenas 7,5% e 40% das demandas de P e K. Assim, as adubações químicas com fósforo e potássio foram complementadas em 55,5 kg ha⁻¹ de P e 24 kg ha⁻¹ de K. Ao final do experimento, N e K teriam sido aplicados via fertirrigação em quantidades muito superiores aos requerimentos da cultura, com destaque para o nitrogênio, mas a aplicação de P continuaria insuficiente (cerca de 60% da adubação recomendada). Levando-se em consideração a interferências das características químicas do solo na disponibilidade de P e S, seria necessária a fertilização mineral completa desses nutrientes (Tabelas 6.14 e 6.15).

Tabela 6.14 Lâmina de irrigação e aporte de elementos no decorrer do experimento (UFPE)

Período	Lâmina	Fertilização química N-P-K	Aporte de nutrientes via efluente N-P ₂ O ₅ -K ₂ O	
			kg ha ⁻¹	g lisímetro ⁻¹ (*)
Inicial	33,6	20-60-40	21,7-4,47-16,01	2,16-0,30-1,09
Desenvolvimento	137,0	30-00-00	225,26-29,15-71,08	15,31-1,98-4,83
Final	65,9	-	28,34-4,17-10,94	1,09-0,28-0,74
Total	236,5	50-60-40	285,32-37,80-98,03	19,4-2,57-6,67

(*) Área da parcela no lisímetro equivalente a 0,64 m²

Tabela 6.15 Aporte de macronutrientes (kg ha⁻¹) no experimento de cultivo de feijão macassar (UFPE)

Tipo de água e manejo do solo	Macronutrientes						
	N	P	K	S	Ca	Na	Mg
Efluente	285,32	37,80	98,03	8,19	45,69	98,03	51,70
Água + NPK	50,0	62,37	56,59	36,13	15,76	122,03	13,53

Vários estudos indicam efeitos positivos da irrigação com esgotos na produção das culturas devido aos nutrientes e à matéria orgânica dos esgotos (DAY *et al.*, 1975; DAY; TUCKER, 1977; BOLE; BELL, 1978; SHAHALAM *et al.*, 1998; MARTEN *et al.*, 1980; KHOURI *et al.*, 1994; SCOTT *et al.*, 2000).

A escolha da planta a ser irrigada constitui um fator essencial para a sustentabilidade da irrigação com efluente, pois: (i) certas culturas podem ser irrigadas com água de qualidade “inferior”, sem implicações negativas no rendimento; (ii) alguns problemas associados à qualidade da água (como por exemplo, risco de salinidade e sodicidade) podem ser minimizados por práticas agronômicas sustentáveis (BOUWER; IDELOVITCH, 1987); (iii) as plantas governam as perdas de N no sistema solo-planta receptor de efluentes e, ainda, podem minimizar o problema de lixiviação deste nutriente (VAISMAN *et al.*, 1981; BARTON *et al.*, 2005). Como orientação na escolha das plantas a serem irrigadas com efluente, Segarra *et al.* (1996) sugerem que estas devem, preferencialmente, apresentar: (i) alta absorção de N; (ii) elevado consumo de água; (iii) possibilidade de processamento; (iv) potencial de mercado e (v) viabilidade econômica.

Assim, do ponto de vista agronômico-ambiental, na irrigação com efluente destacam-se três grupos de plantas: (a) grandes culturas de ciclo anual, (b) frutíferas e florestas e (c) plantas forrageiras. Como exemplo de aplicação de esgotos em grandes culturas, pode-se citar a irrigação do algodoeiro (*Gossypium* spp.), sobretudo mediante o emprego de irrigação por gotejamento, o que tem sido prática comum em diversos países como demonstrado nos estudos de Day *et al.* (1981), Bielorai *et al.* (1984); Feigin *et al.* (1984) e Oron *et al.* (1999).

O aporte de nitrogênio devido à irrigação do algodoeiro em Israel tem sido da ordem de 200 kg ha⁻¹ ano⁻¹, ou seja, superior às doses usualmente empregadas para esta cultura (120 a 180 kg ha⁻¹ ano⁻¹) (FEIGIN

et al., 1978). Conseqüentemente, este excedente de N no sistema solo-planta, além de proporcionar incremento nas concentrações de N-NO₃ na solução no solo (FEIGIN *et al.*, 1978), tem implicado em: (i) aumento das concentrações de N nas folhas, no período vegetativo e no crescimento do algodoeiro e (ii) diminuição na produção de linter (BIELORAI *et al.*, 1984). O problema de excesso de N no algodoeiro também foi relatado em alguns estudos nos EUA e foi resolvido mediante mistura (1:1) do efluente com água convencional (DAY *et al.*, 1981). Portanto, a combinação da lâmina adequada de irrigação e o controle do aporte de N tem proporcionado incremento na qualidade das fibras (DAY *et al.*, 1981) e no rendimento do algodoeiro (FEIGIN *et al.*, 1984). Além do mais, a irrigação com efluente pode suprir aproximadamente 30% do requerimento de P (FEIGIN *et al.*, 1984) e até 100% da necessidade de K do algodoeiro. Evidentemente, em condição de cultivo onde os solos apresentam altas concentrações disponíveis deste elemento (FEIGIN *et al.*, 1991).

As frutíferas vêm sendo irrigadas com efluentes em países como Austrália (JOHNS; McCONCHIE, 1994a; 1994b), Espanha (REBOLL *et al.*, 2000), Estados Unidos (MAURER; DAVIES, 1993; ZEKRI; KOO, 1994) e Israel (LURIE *et al.*, 1996), nos cultivos de bananeira (*Musa* spp.), plantas cítricas (*Citrus* spp.) e variedades de pessegueiro. Resultados positivos têm sido observados em termos de rendimento de frutos, associados à economia de fertilizantes minerais, sem provocar efeitos deletérios nas plantas e no ambiente (FITZPATRICK *et al.*, 1986). Johns e McConchie (1994a) verificaram que a bananeira foi 10% mais produtiva quando irrigada com efluente. Neste mesmo experimento, também foi observado que: (i) a aplicação de 600 mm de efluente atendeu 20% do total de N requerido pela bananeira, sem ocasionar dano ambiental (JOHNS; McCONCHIE, 1994 b); (ii) apesar da irrigação com efluente ter aumentado o teor de Na no solo, a concentração desse elemento nas folhas não foi afetada na mesma proporção (JOHNS; McCONCHIE, 1994a); (iii) a bananeira irrigada com efluente absorveu a mais 225% de Na, 81% de B, 43% de Cu, 26% de Cl e 16% de N, P e K e, ainda, teve sua absorção de Ni diminuída em decorrência do aumento de pH do solo (JOHNS; McCONCHIE, 1994b).

A aplicação de efluentes em florestas tem sido uma forma usual para disposição desses resíduos no ambiente, pois as árvores: (i) não fazem parte da cadeia alimentar humana; (ii) apresentam alta absorção de água, quando comparadas às outras plantas e, portanto, requerem menor área

para disposição de efluentes; (iii) criam uma “imagem verde” e (iv) armazenam nutrientes por longo período na biomassa vegetal, principalmente C e N, incorporando-os e retendo-os no ecossistema (JORDAN *et al.*, 1997; SMITH; BOND, 1999).

O uso de efluentes em florestas, particularmente de pinus e eucaliptos, tem sido largamente difundido na Austrália e Nova Zelândia (CAMERON *et al.*, 1997; BOND, 1998; SPEIR, 2002). Cromer *et al.* (1984) verificaram que o pinus submetido à irrigação com efluente, durante três anos, apresentou aumento das concentrações de P e K nas acículas. Polglase *et al.* (1995) observaram que a irrigação com efluente promoveu aumento na absorção de N pelo pinus, afetando positivamente o crescimento das árvores. Num outro estudo, Falkiner e Smith (1997) verificaram que apesar da salinidade do solo ter sido aumentada devido à irrigação com efluente, isto não afetou o crescimento de pinus e eucalipto. Este fato, provavelmente, foi devido a outros benefícios que os efluentes têm proporcionado no sistema solo-planta, com o aporte significativo de nutrientes (BOUWER; CHANEY, 1974; FEIGIN *et al.*, 1991; PESCOD, 1992), que podem mitigar os efeitos adversos decorrentes de certos elementos (incluindo sais de Na) (AL-JALOUD *et al.*, 1995).

As plantas forrageiras, pelo fato de apresentarem longa estação de crescimento, elevado acúmulo de nutrientes e pela sua capacidade de recobrimento do solo, têm apresentado alto potencial para receber a aplicação de efluentes (BOLE; BELL, 1978). Pelo fato dos efluentes, em geral, apresentarem concentrações de Na relativamente elevadas quando comparadas às águas comumente empregadas na irrigação (FEIGIN *et al.*, 1991; PESCOD, 1992), melhores respostas, em termos de rendimento quali-quantitativo, têm sido observadas nas plantas C₄ natrófilas (GRIEVE *et al.*, 2004). Adicionalmente, o aumento na concentração de Na nas forragens tem sido considerado desejável, pois pode proporcionar incremento de qualidade e maior aceitabilidade pelos animais (MARSCHNER, 1995).

Resultados favoráveis com forrageiras têm sido comuns na literatura, incluindo relatos de aumentos no rendimento de massa seca (MS) e/ou de proteína bruta em pastagens de: (i) alfafa (*Medicago sativa* L.) (BOLE; BELL, 1978; DAY *et al.*, 1982; DARWISH *et al.*, 1999; GRATTAN *et al.*, 2004); (ii) azevém-perene (*Lolium perenne* L.) (QUIN; WOODS, 1978); (iii) capim-Bermuda (*Cynodon dactylon*) (HAYES *et al.*, 1990;

GRATTAN *et al.*, 2004); (iv) capim-de-Rhodes (*Chloris gayana* Kunth) (FEIGIN *et al.*, 1978; VAISMAN *et al.*, 1981); (v) capim-Kikuyu (*Pennisetum clandestinum* Chiov) (GRATTAN *et al.*, 2004); (vi) capim-Napier (*Pennisetum purpureum*) (JEYARAMAN, 1988) e (vii) milho forrageiro (OVERMAN; NGUY, 1975; OVERMAN, 1981; ADEKALU; OKUNADE, 2002; MOHAMMAD; AYADI, 2004). Não obstante, há exceções, como observado no experimento de Day e Tucker (1959), onde o rendimento da cevada forrageira foi diminuído em 22% (atribuído à presença de detergentes e às altas concentrações de sais solúveis no efluente).

Efeitos da Irrigação com Esgotos Tratados nas Plantas

A utilização de esgotos tratados ocasiona efeitos diversos nas plantas, incluindo alterações nas concentrações de nutrientes, no rendimento e na qualidade das culturas irrigadas (ou parte comercial destas). A seguir, são apresentados alguns resultados de pesquisas conduzidas no âmbito do PROSAB 4.

Análise de Tecidos Vegetais

Na Universidade Federal de Tocantins (UFT) foram conduzidos experimentos de irrigação de batata-doce (por aspersão) com esgoto tratado de um reator UASB seguido de filtro anaeróbico (Tratamento T1) e com água convencional associada à fertilização mineral (Tratamento T2). As concentrações de nutrientes nas folhas maduras e nas raízes de batata-doce são apresentadas na Tabela 6.16.

Para as folhas maduras, o uso de efluente na irrigação ocasionou aumento nas concentrações de Cu, Fe e Mn; por outro lado, as concentrações dos nutrientes nas raízes de batata-doce não foram alteradas pelos tratamentos empregados (Tabela 6.16).

Em estudo conduzido na Universidade Federal do Ceará (UFC) foi avaliado o estado nutricional do feijoeiro irrigado por gotejamento com efluente de lagoa de estabilização, empregando-se quatro tratamentos: (i) T1 – Irrigação com água + adubação recomendada; (ii) T2 – Irrigação com esgoto tratado (em quatro lagoas de estabilização em série) + adubação recomendada; (iii) T3 – Irrigação somente com esgoto tratado e (iv) T4 – Irrigação com esgoto + metade da adubação recomendada.

Tabela 6.16 Concentrações de nutrientes nas folhas maduras e nas raízes de batata-doce (UFT)

Tratamento	N	Na	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr
	g kg⁻¹					mg kg⁻¹				
Folhas										
1	28,80a	0,07a	22,82a	6,09a	2,67a	10,47a	558,2a	30,32a	11,44a	3,13a
2	26,79a	0,06a	22,04a	5,73a	2,45a	7,44b	331,1b	22,73b	10,68a	2,06a
Raízes										
1	6,78a	0,65a	10,99a	1,19a	0,50a	0,56a	0,84a	11,86a	2,38a	8,32a
2	6,74a	0,62a	11,09a	1,17a	0,49a	0,56a	1,21a	11,98a	2,33a	8,56a

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (p < 0,05).

Com exceção do Mn, todos os demais elementos avaliados nas folhas de feijoeiro não foram alterados pelos tratamentos empregados. Todavia, as concentrações dos nutrientes situaram-se numa faixa de suficiência para a cultura (MALAVOLTA *et al.*,1997), com exceção do Zn, cujas concentrações estiveram abaixo do adequado para o feijoeiro (Tabela 6.17).

Na Tabela 6.18 são apresentados os efeitos de diferentes fontes de água para irrigação (água potável e efluente) e de doses de nitrogênio via fertilizante mineral (NFM), aplicadas via solo, no rendimento anual de massa seca e proteína bruta do capim-Bermuda Tifton 85. Trata-se de um

Tabela 6.17 – Concentrações de nutrientes nas folhas de feijoeiro irrigado por gotejamento (UFC)

Tratamento	N	P	K	Ca	Mg	S
	g kg⁻¹					
1	48,8a	6,1a	36,0a	28,8a	6,5a	2,2a
2	51,9a	6,9a	38,8a	29,3a	6,2a	2,4a
3	48,8a	4,7a	28,7a	31,8a	6,2a	1,8a
4	31,8a	4,4a	27,0a	23,6a	5,0a	2,0a
Tratamento	Zn	Cu	Mn	Fe	Na	Zn
	mg kg⁻¹					
1	19,0a	13,0a	181a	212a	0,03a	19,0a
2	22,6a	12,7a	213a	243a	0,03a	22,6a
3	18,7a	10,6a	97b	212a	0,03a	18,7a
4	20,3a	18,2a	86a	190a	0,04a	20,3a

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (p < 0,05).

experimento realizado em Lins (SP), durante 24 meses, pela Universidade de São Paulo (USP). Foram empregados tensiômetros para monitorar a umidade do solo na camada 0-60 cm e a irrigação foi individualizada para cada tratamento, possibilitando o estudo mais detalhado do potencial do efluente como fonte de N para a pastagem (FONSECA, 2005; FONSECA *et al.*, 2006).

Tabela 6.18 Efeitos de diferentes fontes de água para irrigação e de doses de nitrogênio via fertilizante mineral (NFM) no rendimento anual do capim-Bermuda Tifton 85 (USP)

Tratamento	Massa seca			Proteína bruta		
	1º ano	2º ano	Média	1º ano	2º ano	Média
	(t ha ⁻¹ ano ⁻¹)					
T1 – irrigação com água + NFM (520 kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	32,91	32,62	32,76 bc	2,71	3,33	3,02 c
T2 – irrigação com efluente, sem NFM	19,85	28,89	24,37 d	1,72	3,16	2,44 d
T3 – irrigação com efluente + NFM (171,6 kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	28,36	35,93	32,15 c	2,37	4,01	3,19 bc
T4 – irrigação com efluente + NFM (343,2 kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	32,43	37,02	34,73 b	2,76	4,15	3,46 b
T5 – irrigação com efluente + NFM (520 kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	37,82	39,29	38,55 a	3,35	4,85	4,10 a
Média	30,27 B	34,75 A		2,58 B	3,90 A	

Letras iguais maiúsculas ou minúsculas nas linhas e nas colunas, respectivamente, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Adaptado de Fonseca *et al.* (2006).

Conclui-se que o uso de doses mais elevadas de NFM associadas à irrigação com efluente de lagoa de estabilização proporcionou maiores rendimentos de massa seca e proteína bruta. Isso foi devido ao fato de: (i) o capim-Tifton 85 responder linearmente a até 600 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de NFM e (ii) a irrigação com efluente ter proporcionado não somente aporte médio de N-mineral de até 335,6 kg ha⁻¹ ano⁻¹, mas também de outros nutrientes, os quais podem ter mascarado o efeito deletério do Na. Analisando isoladamente os tratamentos irrigados com esgoto efluente de tratamento secundário, foram observados: (i) incrementos lineares no rendimento de proteína bruta, devido ao aumento da dose de NFM, sendo que o rendimento no segundo ano foi superior ao primeiro e (ii) incremento linear (no primeiro ano) e quadrático (no segundo ano) no rendimento de

massa seca, em resposta ao aumento da dose de NFM. Os autores verificaram que a irrigação com efluente proporcionou economia de 32,2 a 81,0% da dose de NFM, sem implicar em perda no rendimento de massa seca e, ainda, levando ao incremento da concentração de proteína bruta no capim.

Produtividade

São apresentados, a seguir, resultados de produtividade para diversas culturas, incluindo diferentes tratamentos. Procurou-se comparar plantas irrigadas com esgoto e plantas irrigadas com água, incluindo ou não o uso de fertilizantes minerais.

No estudo conduzido pela Universidade de Campinas (UNICAMP), foi empregado efluente de lagoa anaeróbia na irrigação por sulcos de milho (Figura 6.3). Em linhas gerais, nota-se que a irrigação com o efluente resultou em rendimento comparável ao tratamento controle (irrigação com água limpa mais fertilização NPK) (Tabela 6.19).

No já mencionado experimento realizado na Universidade de Tocantins, sete clones de bata-doce [*Ipomoea batatas* (L) Lam] (clones 8, 48, 58, 100, 106, 112 e 114) e 3 cultivares (Palmas, Brazlândia Roxa e Brazlândia Branca) foram irrigados com efluente reator UASB + filtro anaeróbio (T1) e água + adubação mineral (T2).

No tratamento T2, a produtividade (31 t ha⁻¹) foi superior à média nacional. A produtividade da cultivar irrigada com esgoto foi semelhantes à das que receberam adubação convencional, especialmente o Clone 100 (27 t ha⁻¹). Quanto à produtividade da parte aérea verde, os dois

Tabela 6.19 Rendimento do milho irrigado com água+ NPK e com efluente de lagoa anaeróbia (UNICAMP)

Lâmina de irrigação m	Água + NPK	Efluente anaeróbio
	t ha ⁻¹	
0,20	A1 3,4 cA	T1 3,0 cB
0,40	A2 5,3 aA	T2 5,2 aA
0,60	A3 4,8 bA	T3 4,8 bA

Profundidade de irrigação com água + NPK: A1= 0,20 m; A2=0,40 m e A3=0,60 m; Profundidade de irrigação com efluente de lagoa anaeróbia: T1= 0,20 m; T2=0,40 m e T3=0,60 m (com base na capacidade de campo/lâmina crítica). Médias seguidas por letras iguais maiúsculas e minúsculas nas linhas e nas colunas, respectivamente, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (p < 0,05).

tratamentos (T1 e T2) apresentaram o mesmo crescimento, 25 e 28 t ha⁻¹, respectivamente. Esse fato é importante, considerando-se a baixa fertilidade do solo empregado (Tabela 6.20).



Figura 6.3 Detalhe dos experimentos de irrigação de milho com efluente de lagoa anaeróbia (UNICAMP)

Tabela 6.20 Produtividade (t ha⁻¹) de batata irrigada com esgoto e água de poço (UFT)

Clone	T1		T2	
	Raiz	Parte aérea	Raiz	Parte aérea
8	24,33 a	27,00 abc	27,67 ab	30,33 ab
48	15,00 a	22,34 bc	25,00 ab	24,66 ab
58	17,33 ab	24,00 abc	28,00 ab	28,00 ab
100	27,33 a	20,33 c	43,33 a	25,67 ab
106	20,33 ab	24,33 abc	28,67 ab	26,00 ab
112	22,67 a	27,33 abc	47,33 a	35,00 a
114	23,33 a	30,00 a	33,32 a	31,67 ab
B.Br	6,33 b	21,00 c	11,66 c	15,00 b
B.Roxa	19,33 ab	26,34 abc	29,00 ab	38,33 a
Palmas	13,00 ab	29,00 ab	34,66 a	31,66 ab

Médias seguidas por letras iguais, nas colunas, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Na Universidade Federal do Ceará (UFC), a cultura da mamona (Figura 6.4) foi submetida à irrigação (microaspersão) com esgoto sanitário tratado em lagoas de estabilização (série composta por uma lagoa anaeróbia, uma facultativa e duas de maturação) e água de poço. Foram empregados quatro tratamentos: (i) T1: água de poço mais adubação recomendada; (ii) T2: efluente mais adubação recomendada; (iii) T3: efluente sem adubação e (iv) T4: efluente mais metade da adubação recomendada. Os dados médios de produção estão apresentados na Tabela 6.21.



Figura 6.4 Detalhe dos experimentos de irrigação de mamona com efluente de lagoa de maturação (UFC) anaeróbia (UNICAMP)

Tabela 6.21 Valores médios de produção da mamoneira (UFC)

Tratamento	PD	P100S	NF
1	955,05a	67,30a	250,50a
2	2073,87c	63,10a	604,50b
3	1224,20b	64,62a	349,75a
4	1220,17b	61,92a	344,75a

Médias seguidas por letras iguais, nas colunas, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Para todas as variáveis analisadas, os resultados da irrigação com esgotos igualaram-se ou foram superiores aos obtidos com a irrigação com água e adubação química. Conclui-se, resumidamente, que a mamona respondeu positivamente ao efluente aplicado, evidenciando que a cultura conseguiu converter eficientemente os nutrientes do esgoto em biomassa vegetal, com excelente produtividade.

Na Tabela 6.22 é apresentada parte do delineamento dos experimentos de feijão macassar (*Vigna unguiculata* L. Walp) cultivado em lisímetros de drenagem dotados de sistema de irrigação com efluente anaeróbio com pós-tratamento em lagoa de polimento, em pesquisa desenvolvida na Universidade Federal de Pernambuco. Na Tabela 6.23 são apresentados os resultados médios de componentes de produção e produtividade.

Tabela 6.22 Tratamentos previstos para os tipos de água e de manejo do solo (UFPE)

Tratamento	Combinação	Tipo de água e manejo do solo
T5	A ₀ F ₀ I ₀	Água de abastecimento (A)
T1	A ₁ F ₀ I ₀	Efluente (E)
T6	A ₀ F ₁ I ₀	Água de abastecimento + Nitrogênio, Fósforo e Potássio (A + NPK)
T7	A ₀ F ₀ I ₁	Água de abastecimento + Inoculante (A + I)
T2	A ₁ F ₁ I ₀	Efluente + Nitrogênio, Fósforo e Potássio (E + NPK)
T3	A ₁ F ₀ I ₁	Efluente + Inoculante (E + I)
T8	A ₀ F ₁ I ₁	Água de abastecimento + Fósforo e Potássio + Inoculante (A + PK + I)
T4	A ₁ F ₁ I ₁	Efluente + Fósforo e Potássio + Inoculante (E + PK + I)

Inoculante: estirpe selecionada de rizóbio (NFB 700). Cada tratamento recebeu três repetições e cada parcela experimental apresentava 0,64 m².

Tabela 6.23 Valores médios dos componentes de produção e produtividade de feijão macassar (UFPE)

Tipo de água e manejo do solo	Vagem por planta	Grãos por vagem	Peso de 100 sementes	Massa seca total	Produtividade
			g	g m ⁻²	kg ha ⁻¹
Efluente	31,00b	11,45ab	17,47abc	173,30cd	608,37ab
Efluente + NPK	58,55ab	9,40ab	21,16a	345,97ab	1734,62a
Efluente + Inoc.	26,66b	9,37ab	16,00bc	145,23cd	486,83ab
Efluente + Inoc. +PK	86,00a	12,42a	21,53a	396,03a	1452,79ab
Água	21,00b	7,88ab	15,70bc	62,83d	202,54b
Água + NPK	62,00ab	10,20ab	18,38ab	245,90abc	1218,04ab
Água + Inoc	22,33b	5,55b	14,40c	64,50d	225,37b
Água + Inoc + PK	56,66ab	10,10ab	17,10abc	205,66bcd	1030,40ab
CV(%)	(41,00)	(22,00)	(8,00)	(28,00)	(58,8)
DMS (5%)	(54,37)	(5,94)	(39,8)	(152,7)	(1449,3)

Médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$); CV(%) coeficiente de variação e DMS (5%) diferença mínima significativa a 5% de probabilidade; Inoc. = Inoculante.

Tomando-se como referência o tratamento T6-A+NPK, que apresentou a maior produtividade entre os tratamentos com água de abastecimento e as produtividades (kg ha⁻¹) alcançadas nos tratamentos T2-E+NPK e T4-E+I+PK, os resultados indicam que o esgoto tratado acrescido de nutrientes e de inoculante mais nutrientes incrementou a produtividade em 40% e 20%, respectivamente. A substituição do fertilizante químico pelo inoculante apresenta-se como sendo uma opção viável do ponto de vista ambiental e econômico, mesmo com uma redução de produtividade em torno de 20% em relação à aplicação de efluente com adubação química.

A comparação de médias dos componentes de produção mostrou que os tratamentos T2-E+NPK, T4-E+I+PK e T6-A+NPK apresentaram melhores desempenhos. O tratamento T2-E+NPK alcançou os maiores valores de médias, não diferindo estatisticamente do tratamento T6-A+NPK em vagem por planta e grãos por vagem. No componente peso de 1000 sementes, os tratamentos T2-E+NPK e T4-E+I+PK não diferiram estatisticamente e apresentaram as maiores médias, mostrando que a substituição do nitrogênio pelo inoculante pode tornar-se mais econômico para o referido componente de produção. Esta observação é importante na medida em que se considera o aporte (excessivo) de N via efluente. Por outro lado, o delineamento experimental permitiu confirmar a limitação do efluente em suprir a demanda de fósforo (Tabela 6.24).

Tabela 6.24 Aporte de macronutrientes (kg ha^{-1}) devido ao tipo de água e manejo do solo cultivado com feijão macassar (UFPE)

Tipo de água e manejo do solo	Macronutrientes						
	N	P	K	S	Ca	Na	Mg
Efluente	285,32	37,80	98,03	8,19	45,69	98,03	51,70
Efluente+NPK	335,32	97,80	138,03	158,19	195,69	248,03	201,70
Efluente+Inoc	285,32	37,80	98,03	8,19	45,69	98,03	51,70
Efluente+Inoc+PK	285,32	97,80	138,03	108,19	145,69	198,03	151,70
Água	0,0	2,37	16,59	36,13	15,76	122,03	13,53
Água+NPK	50,0	62,37	56,59	36,13	15,76	122,03	13,53
Água+Inoc	0,0	2,37	16,59	36,13	15,76	122,03	13,53
Água+Inoc+PK	0,0	2,37	16,59	36,13	15,76	122,03	13,53

Inoc: Inoculante, estirpe selecionada de rizóbio (NFB 700).

Na Universidade de Brasília (UnB), foram realizadas pesquisas com Dália Anã Sortida (*Dahlia pinnata*) em quatro ciclos de cultivo, empregando irrigação com esgotos sanitários submetidos a diferentes níveis e tipos de tratamento. Os experimentos foram conduzidos em tanques de fibra de vidro de formato circular com volume de 500 litros. Os tratamentos empregados foram: (i) T1 = Testemunha 1: Irrigação com água potável do sistema de abastecimento público da Asa Norte, com adubação igual à utilizada pela NOVACAP nos canteiros de flores de Brasília, composta de esterco de galinha a 100 kg m^{-2} e de fertilizante mineral (NPK) 4-14-8 com 4 g kg^{-1} Zn a 50 kg m^{-2} , e de micronutrientes FTE a 10 kg/m^2 ; (ii) T2 = Testemunha 2: Irrigação com água do lago Paranoá, sem adubação do solo; (iii) T3 = Irrigação com efluente primário da Estação de Tratamento de Esgotos de Brasília Asa Norte (ETEB-Norte), sem

nenhuma diluição e sem adubação do solo; (iv) T4 = Irrigação com efluente primário da ETEB-Norte com diluição a 50% com efluente terciário, e sem adubação do solo; (v) T5 = Irrigação com efluente secundário da ETEB-Norte, sem adubação do solo; (vi) T6 = Irrigação com efluente terciário da ETEB-Norte, sem adubação do solo; (vii) T7 = Irrigação com efluente de reator UASB da ETE Paranoá, sem adubação do solo e (viii) T8 = Irrigação com efluente de lagoa de estabilização de alta taxa da ETE Paranoá, sem adubação do solo.

Nas Figuras 6.5 a 6.7 apresentam-se os resultados ao longo dos quatro ciclos de cultivo para as seguintes variáveis: altura das plantas, número de folhas e número de flores. Em linhas gerais, conclui-se pela viabilidade da irrigação ornamental, sem acúmulo de elementos tóxicos nas plantas e sem problemas potenciais de impactos no solo e nas águas subterrâneas (dados não incluídos no escopo deste capítulo). Conclui-se ainda que, sob as condições de solo e clima testadas, é possível fazer a fertirrigação de flores sem auxílio de adubação convencional, sendo que, por razões evidentes (aporte de nutrientes), a aplicação de efluentes primários, de reator UASB e de lagoa de estabilização (principalmente os dois últimos), revelaram melhores resultados. Entretanto, é preciso considerar que por motivos de saúde pública a opção deveria recair sobre os efluentes de lagoa de estabilização (ver Capítulos 2 e 3).

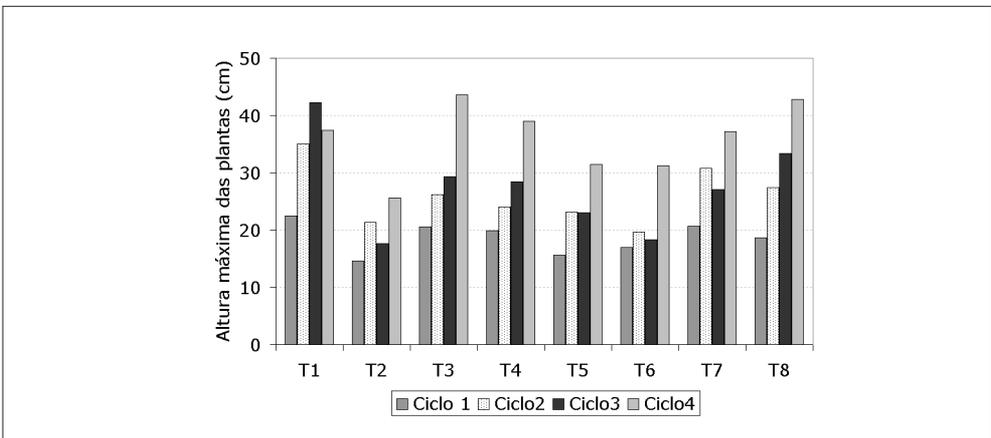


Figura 6.5 Desenvolvimento da altura da Dália durante os quatro ciclos de cultivo (UnB)

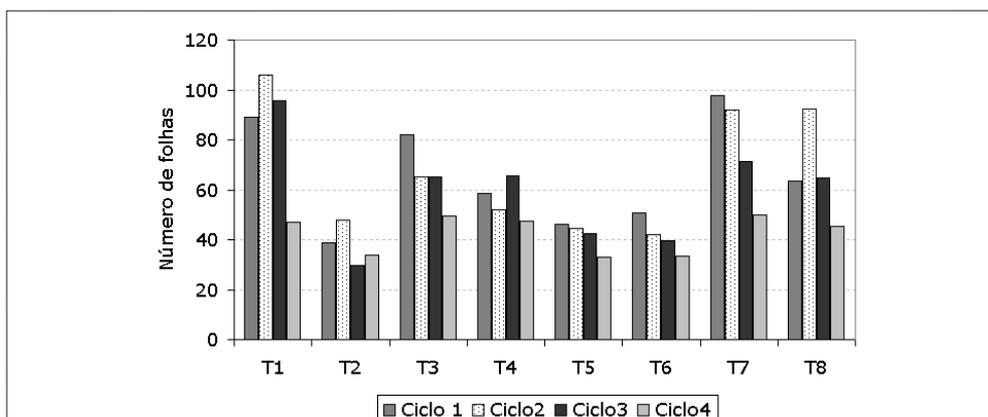


Figura 6.6 Desenvolvimento do número de folhas da Dália durante os quatro ciclos de cultivo (UnB)

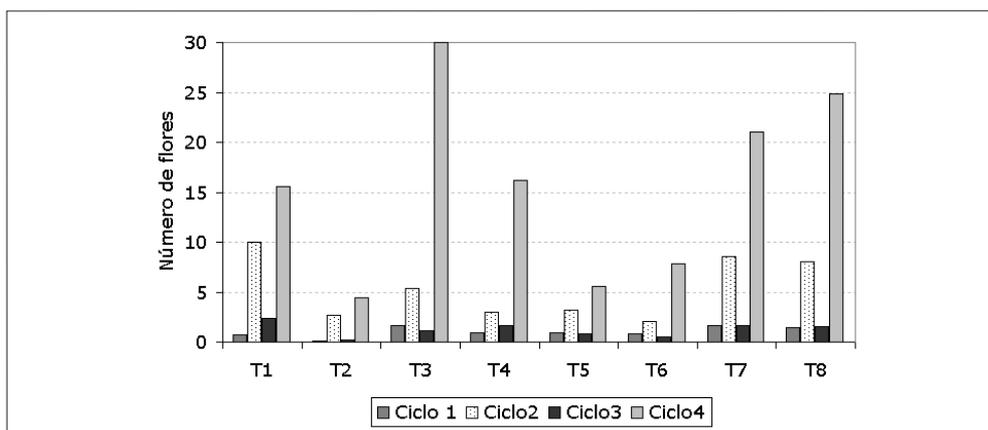


Figura 6.7 Desenvolvimento do número de flores da Dália durante os quatro ciclos de cultivo (UnB)

Qualidade dos Frutos

Em experimentos realizados na Universidade Federal do Ceará, foi avaliada a qualidade de melancias (*Citrullus lanatus*, variedade Crimson Sweet) irrigadas, por gotejamento e por sulcos, com esgotos sanitários tratados em lagoas de estabilização (Figura 6.8). O experimento foi realizado no período de setembro a dezembro de 2005, quando a incidência de chuvas na área foi praticamente nula, o que permitiu que a irrigação não sofresse interrupções. O delineamento experimental incluiu a casualização por blocos com quatro repetições em cada tratamento: (i) T1 água do poço mais adubação recomendada; (ii) T2 efluente mais

adubação recomendada; (iii) T3 somente efluente e (iv) T4 efluente mais metade da adubação recomendada. Foram também comparados os métodos de irrigação por gotejamento e sulco. Na Tabela 6.25 são apresentadas as principais características da água e do esgoto tratado utilizados na irrigação da melancia.



Figura 6.8 Detalhe dos experimentos de irrigação de melancia com efluente de lagoa de maturação (UFC).

Tabela 6.25 Caracterização físico-química e microbiológica da água e do efluente das lagoas de estabilização (UFC)

Parâmetros	Valores médios	
	Água	Esgoto Tratado (*)
DBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	17	60
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	56	215
Sódio (mg Na ⁺ L ⁻¹)	35	89
Potássio (mg K ⁺ L ⁻¹)	8	22
CE (mS cm ⁻¹)	236	751
Cloretos (mg Cl ⁻ L ⁻¹)	40	67
Amônia (mg N-NH ₃ L ⁻¹)	0,2	5,3
Fósforo total (mg P L ⁻¹)	ND	3,4
E. coli (NMP 100mL ⁻¹)	2,6 x 10 ²	7,6 x 10 ²
Ovos de helmintos (ovos L ⁻¹)	ND	< 1

(*) efluente de uma série composta por lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + duas lagoas de maturação. ND: não detectado

As melancias foram avaliadas em termos de qualidade microbiológica, qualidade físico-química e sabor.

Todos os frutos testados apresentaram ausência de coliformes e *Salmonella*, atendendo, assim, aos limites fixados pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 2001). A não detecção de bolores, leveduras e de organismos mesófilos indicaram também a boa qualidade sanitária.

Na Tabela 6.26, encontram-se os valores da caracterização físico-química da polpa das melancias. Valores elevados de sólidos solúveis totais (SST, °Brix) são desejáveis, pois proporcionam melhor sabor ao fruto. A variação de pH tem forte correlação com a diminuição do conteúdo de ácidos orgânicos e com as mudanças em sólidos solúveis e açúcares solúveis totais. Quanto menor a acidez total, mais doce é o fruto. Frente a estas considerações, pode-se dizer que, em geral, a aplicação de efluentes não comprometeu a qualidade dos frutos, com resultados um pouco melhores sendo observados com a irrigação por gotejamento.

Tabela 6.26 Características físico-químicas da polpa da melancia para os diferentes tratamentos e sistemas de irrigação (UFC)

Parâmetro	Gotejamento				Sulco			
	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4
pH	5,28	4,99	5,06	5,34	5,47	5,15	-	5,20
Grau Brix	8,9	7,9	7,5	9,5	10,2	8,1	-	6,3
Acidez total	0,101	0,127	0,074	0,074	0,095	0,097	-	0,083

O sabor de amostras das melancias foi avaliado em cabines individuais, com luz branca e painel sensorial formado por 24 provadores previamente selecionados. As amostras foram submetidas ao teste de Diferença do Controle (MEILGAARD *et al.*, 1987), com os provadores atribuindo valores de 0 a 9 de acordo com a diferença percebida em relação à amostra-controle. Os resultados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas através do teste de Dunnett. Adicionalmente, foi aplicado o teste Triangular (PERYAN; SWARTZ, 1950), em que cada julgador recebeu um conjunto de três amostras, sendo informado que duas amostras eram iguais e uma diferente, devendo ser identificada a amostra diferente. Para um total de 24 julgamentos, seriam necessárias pelo menos 13 respostas corretas para que houvesse diferença significativa entre as amostras testadas, a $p \Rightarrow 0,05$, pela Tabela de probabilidade monocaudal, $p=1/3$ (ROESSLER *et al.*, 1978 apud POSTE *et al.*, 1991).

Com base na análise sensorial, em síntese, conclui-se que: (i) a adição de adubo aos efluentes tratados (T2) resulta na produção de frutos com o mesmo sabor obtido pelo tratamento de água adicionada de adubo (T1- controle); (ii) entre os tratamentos com esgotos (T2, T3 e T4), o T2 (esgoto com adubação recomendada) apresentou melhor resposta e (iii) os sistemas de irrigação por sulco e gotejo podem ser, indiferentemente, utilizados sem comprometer o sabor dos frutos produzidos.

Referências Bibliográficas

- ADEKALU, K.O.; OKUNADE, D.A. Effects of pond water and sewage effluent treatments on yield and nutrient uptake of maize (*Zea mays* L.). *Tropical Agriculture*, v.79, p.120-124, 2002.
- AL-JALOUD, A.A.; HUSSAIN, G.; AL-SAATI, A.J.; KARIMULLA, S. Effect of wastewater irrigation on mineral composition of corn and sorghum plants in a pot experiment. *Journal of Plant Nutrition*, v.18, p.1677-1692, 1995.
- ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução - RDC nº 12, de 2 de janeiro de 2001. Aprova o regulamento técnico sobre padrões microbiológicos para alimentos
- AYERS, R.S.; WESTCOT, D.S. Water quality for agriculture. Rome: Food and Agriculture Organization, 1985. 174p. (Irrigation and Drainage Paper, 29).
- BARTON, L.; SCHIPPER, L.A.; BARKLE, G.F.; McLEOD, M.; SPEIR, T.W.; TAYLOR, M.D.; MCGILL, A.C.; VAN SCHAİK, A.P.; FITZGERALD, N.B.; PANDEY, S.P. Land application of domestic effluent onto four soil types: plant uptake and nutrient leachig. *Journal of Environmental Quality*, v.34, p.635-643, 2005.
- BASTOS, R.K.X. Fertirrigação com águas residuárias. In: FOLEGATTI, M.V. Fertirrigação: citrus, flores, hortaliças. Guaíba : Livraria e Editora Agropecuária Ltda, 1999.
- BIELORAI, H.; VAISMAN, I.; FEIGIN, A. Drip irrigation of cotton with treated municipal effluents: I. Yield response. *Journal of Environmental Quality*, v.13, p.231-234, 1984.
- BOLE, J.B.; BELL, R.G. Land application of municipal sewage waste water: yield and chemical composition of forage crops. *Journal of Environmental Quality*, v.7, p.222-226, 1978.
- BOND, W.J. Effluent irrigation an environmental challenge for soil science. *Australian Journal of Soil Research*, v.36, p.543-555, 1998.
- BOUWER, H.; CHANEY, R.L. Land treatment of wastewater. *Advances in Agronomy*, v.26, p.133-176, 1974.
- BOUWER, H.; IDELOVITCH, E. Quality requirements for irrigation with sewage water. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, v.113, p.516-535, 1987.
- CAMERON, K.C.; DI, H.J.; McLAREN, R.G. Is soil an appropriate dumping ground for our wastes? *Australian Journal of Soil Research*, v.35, p.995-1035, 1997.

- CROMER, R.N.; TOMPKINS, D.; BARR, N.J.; HOPMANS, P. Irrigation of Monterey pine with wastewater: effect on soil chemistry and groundwater composition. *Journal of Environmental Quality*, v.13, p.539-542, 1984.
- DARWISH, M.R.; EL-AWAR, F.A.; SHARARA, M.; HAMDAR, B. Economic-environmental approach for optimum wastewater utilization in irrigation: a case study in Lebanon. *Applied Engineering in Agriculture*, v.15, p.41-48, 1999.
- DAY, A.D.; TUCKER, T.C. Production of small grains pasture forage using sewage effluent as a source of irrigation water and plant nutrients. *Agronomy Journal*, v.51, p.569-572, 1959.
- DAY, A.D.; TUCKER, T.C. Hay production of small grains utilizing city sewage effluent. *Agronomy Journal*, v.52, p.238-239, 1960.
- DAY, A.; TUCKER, T. Effects of treated wastewater on growth, fiber, protein and amino acid content of sorghum grains. *Journal of Environmental Quality*, v.6, p.325-327, 1977.
- DAY, A.D.; McFADYEN, J.A.; TUCKER, T.C.; CLUFF, C.B. Effects of municipal waste water on the yield and quality of cotton. *Journal of Environmental Quality*, v.10, p.47-49, 1981.
- DAY, A.D.; SWINGLE, R.S.; TUCKER, T.C.; CLUFF, C.B. Alfalfa hay grown with municipal waste water and pump water. *Journal of Environmental Quality*, v.11, p.23-24, 1982.
- DAY, A.D.; TAHER, F.A.; KATTERMAN, F.R.H. Influence of treated municipal waste water on growth, fiber, acid-soluble nucleotides, protein, and amino acid content in wheat grain. *Journal of Environmental Quality*, v.4, p.167-169, 1975.
- EPSTEIN, E.; BLOOM, A.J. *Mineral nutrition of plants: principles and perspectives*. 2.ed. Sunderland: Sinauer, 2005. 400p.
- FALKNER, R.A.; SMITH, C.J. Changes in soil chemistry in effluent-irrigated *Pinus radiata* and *Eucalyptus grandis*. *Australian Journal of Soil Research*, v.35, p.131-147, 1997.
- FEIGIN, A.; BIELORAI, H.; DAG, Y.; KIPNIS, T.; GISKIN, M. The nitrogen factor in the management of effluent-irrigated soils. *Soil Science*, v.125, p.248-254, 1978.
- FEIGIN, A.; FEIGENBAUM, S.; LIMONI, H. Utilization efficiency of nitrogen from sewage effluent and fertilizer applied to corn plants growing in a clay soil. *Journal of Environmental Quality*, v.10, p.284-287, 1981.
- FEIGIN, A.; VAISMAN, I.; BIELORAI, H. Drip irrigation of cotton with treated municipal effluents: II. Nutrient availability in soil. *Journal of Environmental Quality*, v.13, p.234-238, 1984.
- FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. *Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection*. Berlin: Springer-Verlag, 1991. 224p.
- FITZPATRICK, G.; DONSELMAN, H.; CARTER, N.S. Interactive effects of sewage effluent irrigation and supplemental fertilization on container-grown trees. *HortScience*, v.21, p.92-93, 1986.

- FONSECA, A.F. Viabilidade agrônômico-ambiental da disposição de efluente de esgoto tratado em um sistema solo-pastagem. Piracicaba, 2005. 174p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo.
- FONSECA, A.F.; MELFI, A.J.; MONTEIRO, F.A.; MONTES, C.R.; ALMEIDA, V.V. Treated sewage effluent as source of water and nitrogen for Tifton 85 Bermudagrass. *Agricultural Water Management*, 2006. (aceito para publicação).
- GRATTAN, S.R.; GRIEVE, C.M.; POSS, J.A.; ROBINSON, P.H.; SUAREZ, D.L.; BENES, S.E. Evaluation of salt-tolerant forages for sequential water reuse systems. I. Biomass production. *Agricultural Water Management*, v.70, p.109-120, 2004.
- GRIEVE, C.M.; POSS, J.A.; GRATTAN, S.R.; SUAREZ, D.L.; BENES, S.E.; ROBINSON, P.H. Evaluation of salt-tolerant forages for sequential water reuse systems. II. Plant-ion relations. *Agricultural Water Management*, v.70, p.121-135, 2004.
- HAVLIN, J.L.; BEATON, J.D.; TISDALE, S.L.; NELSON, W.L. Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management. 7.ed. Upper Saddle River: Pearson Education, 2005. 515p.
- HAYES, A.R.; MANCINO, C.F.; FORDEN, W.Y.; KOPEC, D.M.; PEPPER, I.L. Irrigation of turfgrass with secondary sewage effluent. II. Turf quality. *Agronomy Journal*, v.82, p.943-946, 1990.
- HOOK, J.E. Movement of phosphorus and nitrogen in soil following application of municipal wastewater. In: NELSON, D.W.; ELRICK, D.E.; TANJI, K.K. (Ed.) Chemical mobility and reactivity in soil systems. Madison: Soil Science Society of America, 1981. p.241-255.
- JEYARAMAN, S. Influence of N levels of crude protein yield of hybrid napier under sewage effluent irrigation. *Indian Journal of Agronomy*, v.33, p.326-327, 1988.
- JOHNS, G.G.; McCONCHIE, D.M. Irrigation of bananas with secondary treated sewage effluent. I. Field evaluation of effect on plant nutrients and additional elements in leaf, pulp and soil. *Australian Journal of Agricultural Research*, v.45, p.1601-1617, 1994a.
- JOHNS, G.G.; McCONCHIE, D.M. Irrigation of bananas with secondary treated sewage effluent. II. Effect on plant nutrients, additional elements and pesticide residues in plants, soil and leachate using drainage lysimeters. *Australian Journal of Agricultural Research*, v.45, p.1619-1638, 1994b.
- JORDAN, M.J.; NADELHOFFER, K.J.; FRY, B. Nitrogen cycling in forest and grass ecosystems irrigated with ¹⁵N-enriched wastewater. *Ecological Applications*, v.7, p.864-881, 1997.
- KHOURI, N., KALBERMATTEN, J., BARTONE, C.R. Reuse of wastewater in agriculture: a guide for planners. UNDP/World Bank Water and Sanitation Program, Water and Sanitation Report No. 6, 1994.
- LURIE, S.; ZILKAH, S.; DAVID, I.; LAPSKER, Z.; ARIE, R.B. Quality of "Flamekist" nectarine fruits from an orchard irrigated with reclaimed sewage water. *Journal of Horticultural Science*, v.71, p.313-319, 1996.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. 2.ed. Piracicaba: Potafos, 1997. 319p.

- MARECOS DO MONTE, M.H.; MARA, D.D. Waste stabilization ponds: proceedings. Specialized Conference on Waste Stabilization Ponds. Lisboa, 29 jun.-2 jul., 1987.
- MARSCHNER, H. Mineral nutrition of higher plants. 2.ed. London: Academic Press, 1995. 889p.
- MARTEN, G.C.; LARSON, W.E.; CLAPP, C.E. Effects of municipal wastewater effluent on performance and feed quality of maize vs. reed canary grass. *Journal of Environmental Quality*, v.9, p.137-141, 1980.
- MAURER, M.A.; DAVIES, F.S. Microsprinkler irrigation of young "Redblush" grapefruit trees using reclaimed water. *HortScience*, v.28, p.1157-1161, 1993.
- MEILGAARD, M.R.; CIVILLE, G.V.; CARR, B.T. Sensory evaluation techniques. Boca Raton: CRC Press, v.2. 1987, 159p.
- MOHAMMAD, M.J.; AYADI, M. Forage yield and nutrient uptake as influenced by secondary treated wastewater. *Journal of Plant Nutrition*, v.27, p.351-364, 2004.
- ORON, G.; CAMPOS, C.; GILLERMAN, L.; SALGOT, M. Wastewater treatment, renovation and reuse for agricultural irrigation in small communities. *Agricultural Water Management*, v.38, p.223-234, 1999.
- OVERMAN, A.R. Irrigation of corn with municipal effluent. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, v.24, p.74-80, 1981.
- OVERMAN, A.R.; NGUY, A. Growth response and nutrient uptake by forage crops under effluent irrigation. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, v.6, p.81-93, 1975.
- PERYAM, D.R.; SWARTZ, V.M. Measurement of sensory differences. *Food Technology*, v.4, p.390-395. 1950.
- PESCOD, M.B. Wastewater treatment and use in agriculture. Rome: Food and Agriculture Organization. 125p. (Irrigation and Drainage Paper, 47), 1992.
- POLGLASE, P.J.; TOMPKINS, D.; STEWART, L.G.; FALKINER, R.A. Mineralization and leaching of nitrogen in an effluent-irrigated pine plantation. *Journal of Environmental Quality*, v.24, p.911-920, 1995.
- POSTE, L.M.; MACKIE, D.A.; BUTLER, G.; LARMOND, E. Laboratory Methods for sensory analysis of food. Ottawa: Agriculture Canada. (Publication 1864/E), 90p. 1991.
- QUIN, B.F.; FORSYTHE, L.J. Surface irrigation of pasture with treated sewage effluent. II. Drainage losses of nitrate and other nutrients. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, v.21, p.427-434, 1978.
- QUIN, B.F.; WOODS, P.H. Surface irrigation of pasture with treated sewage effluent. I. Nutrient status of soil and pastures. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, v.21, p.419-426, 1978.
- REBOLL, V.; CERESO, M.; ROIG, A.; FLORS, V.; LAPEÑA, L.; GARCÍA-AGUSTÍN, P. Influence of wastewater vs groundwater on young Citrus trees. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, v.80, p.1441-1446, 2000.
- SALISBURY, F.B.; ROSS, C.W. Plant physiology. Belmont: Wadsworth Publ. Co, 1991. 682p.

SCOTT, C. A.; ZARAZUA, J. A.; LEVINE, G. Urban-wastewater reuse for crop production in the water-short Guanajuato River Basin, Mexico. Research Report 41. International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka, 2000.

SEGARRA, E.; DARWISH, M.R.; ETHRIDGE, D.E. Returns to municipalities from integrating crop production with wastewater disposal. *Resources, Conservation and Recycling*, v.17, p.97-107, 1996.

SHAHALAM, A.; ZAHRA, B.M.A.; JARADAT, A. Wastewater irrigation effect on soil, crop and environment: a pilot scale study at Irbid, Jordan. *Water, Air, and Soil Pollution*, v.106, p.425-445, 1998.

SMITH, C.J.; BOND, W.J. Losses of nitrogen from an effluent-irrigated plantation. *Australian Journal of Soil Research*, v.37, p.371-389, 1999.

SMITH, J.H.; PETERSON, J.R. Recycling of nitrogen through land application of agricultural, food processing, and municipal wastes. In: STEVENSON, F.J. (Ed.). *Nitrogen in agricultural soils*. 2.ed. Madison: American Society of Agronomy/Soil Science Society of America, 1982.

SPEIR, T.W. Soil biochemical properties as indices of performance and sustainability of effluent irrigation systems in New Zealand: a review. *Journal of the Royal Society of New Zealand*, v.32, p.535-553, 2002.

TANJI, K.K. Irrigation with marginal quality waters: issues. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, v.123, p.165-169, 1997.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. *The use of reclaimed water and sludge in food crop production*, Washington, D.C., 1992

VAISMAN, I.; SHALHEVET, J.; KIPNIS, T.; FEIGIN, A. Reducing ground-water pollution from municipal waste-water irrigation of Rhodes grass grown on sand dunes. *Journal of Environmental Quality*, v.10, p.434-439, 1981.

VAZQUEZ-MONTIEL, O.; HORAN, N.J.; MARA, D.D. Management of domestic wastewater for reuse in irrigation. *Water Science and Technology*, v.33, p.355-362, 1996.

ZEKRI, M.; KOO, R.C.J. Treated municipal wastewater for citrus irrigation. *Journal of Plant Nutrition*, v.17, p.693-708, 1994.

Capítulo 7

Utilização de Esgotos Tratados em Hidroponia

*Henio Normando de Souza Melo, Cícero Onofre de Andrade Neto,
Renata Carolina Pifer Abu Jamra, Regina Keller, Flávio Rubens Lapolli*

Introdução

A palavra hidroponia é originária do grego: *Hydro* que significa água e *Phonos* que significa trabalho. Atualmente o termo hidroponia nomeia a técnica de cultivo de plantas sem o solo como suporte, na qual os nutrientes são fornecidos através de uma solução nutritiva balanceada de acordo com as necessidades da cultura que se deseja cultivar. Seja qual for a técnica hidropônica, o fundamental em termos conceituais é que a solução nutritiva substitui o solo em sua função mais complexa, que é a de suprir as necessidades de nutrientes dos vegetais.

Os efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários são ricos em macro e micronutrientes e podem, portanto, ser utilizados como solução nutritiva, com algumas adaptações das técnicas e, quando necessário, correções nutricionais.

Dentre as principais vantagens da hidroponia pode-se destacar: (i) versatilidade de instalação e de localização da infra-estrutura; (ii) demanda reduzida de área; (iii) demanda relativamente reduzida de água; (iv) ciclos mais curtos, o que permite melhor programação da produção; (v) possibilidade de emprego às mais diversas culturas, em qualquer estação do ano, propiciando a produção fora de época com baixa dependência de adversidades climáticas e (vi) produtividade elevada com maior rendimento por área.

Por sua vez, o uso de efluentes de estações de tratamento de esgotos sanitários na hidroponia pode propiciar as seguintes vantagens: (i) redução da descarga de efluentes em cursos d'água, contribuindo para o controle da poluição; (ii) remoção de nutrientes eutrofizantes, assimilados pelas culturas; (iii) possibilidade de instalação da infra-estrutura necessária próxima ao ponto de reunião e tratamento dos esgotos,

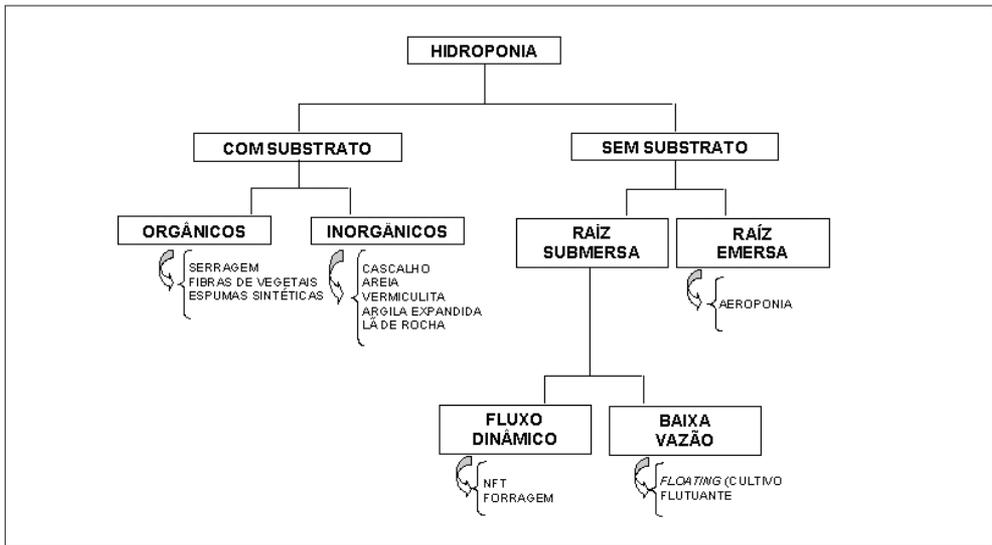


Figura 7.1 Técnicas hidropônicas

reduzindo custos de transporte do efluente e (iv) mitigação adicional de risco à saúde, ao minimizar o contato efluente-planta e a exposição humana.

Nomenclatura e Técnicas de Cultivos Hidropônicos

Os cultivos hidropônicos podem ser classificados quanto à existência ou não de substrato ou de acordo com o fornecimento da solução nutritiva (Figura 7.1).

Segundo Resh (1987), a verdadeira hidroponia seria aquela que utiliza apenas solução nutritiva, sem meio sólido. Porém o termo “cultura sem solo”, de acordo com a FAO (1990), tem sido admitido para abranger os mais diversos sistemas de cultivo que não utilizam solo como meio para o desenvolvimento e atividade do sistema radicular. Sendo assim, a hidroponia pode ser dividida em sistemas que utilizam somente água e sistemas de cultivo em substratos. Neste sentido, as técnicas de cultivo hidropônico podem ser organizadas, de acordo com a seguinte classificação:

Cultivo sem Substrato

Também conhecido por sistema de duas fases, esta opção apresenta uma fase líquida, composta por água e nutrientes e uma fase gasosa, que corresponde ao ar misturado à solução por injeções de ar comprimido ou pelo próprio movimento nos canais.

Esse tipo de cultivo foi um dos primeiros sistemas a serem usados comercialmente, por proporcionar grande variedade de adaptações. Como o meio líquido não permite uma ancoragem adequada, este tipo de sistema necessita de suporte para as plantas.

As principais técnicas são:

- NFT (*Nutrient Film Technique*) a principal característica da técnica do filme nutritivo é a formação de uma película de solução nutritiva (“filme” nutriente) diretamente sobre as raízes da cultura, decorrente da imersão das mesmas em um fluxo laminar de solução nutritiva em canais com baixa declividade. Tais canais podem ser instalados ou construídos no nível do solo ou em plataformas elevadas de concreto, madeira, plástico ou metal. A solução nutritiva geralmente é fornecida por gravidade. A vazão deve ser suficiente para formar uma lâmina d'água que permita um bom contato com as raízes, porém com aeração suficiente. A alimentação pode ser realizada de forma contínua ou intermitente, controlada por temporizadores. Uma vez que esse tipo de sistema permite que um volume considerável de água seja perdido por evaporação, torna-se necessária uma contínua reposição.
- Sistema de cultivo flutuante *Floating* ou Sistema DFT (*Deep Film Technique*) – este sistema foi desenvolvido no início da década de 80 por Jensen na Universidade do Arizona. É específico para a cultura de alface ou semelhantes, não sendo viável para plantas grandes ou de ciclo longo. É constituído de tanques de 60 cm de largura, com comprimento de até 30 metros e profundidade variando entre 5 a 20 cm. A solução nutritiva forma uma lâmina profunda na qual as raízes ficam submersas. Não existem canais e sim uma mesa plana em que a solução circula por meio de um sistema de entrada e drenagem característico. O sistema, embora fechado, tem um fluxo muito baixo, praticamente estático, por este motivo é comumente classificado como sistema de baixa vazão.

- **Aeroponia** – é um caso particular de cultivo somente em água. Consiste na manutenção das raízes nuas dentro de câmaras opacas que recebem a solução nutritiva por nebulizações regulares, de modo a manter a umidade relativa de 100% no ambiente radicular. Neste sistema a fase líquida é pulverizada na fase gasosa.

Outro sistema particular de cultivo sem substrato é o utilizado para a produção de forragem hidropônica. É realizado aplicando-se uma lâmina de água e nutrientes, que fluem em um leito, intermitentemente. O intervalo de rega e a vazão aplicada são importantes fatores de controle.

Cultivos com Substratos

Entende-se por cultivos em substrato aqueles que utilizam agregados inertes (que não reagem com a solução nutritiva) utilizados como suporte, meio de enraizamento, aeração e oxigenação do sistema radicular.

Os materiais utilizados como substrato podem ser subdivididos em orgânicos e inorgânicos. Vale salientar que nem toda matéria orgânica utilizada como substrato é biodegradável, a exemplo de compostos de polietileno, poliuretano e o poliestireno. Por outro lado, pode ser conveniente utilizar substratos orgânicos biodegradáveis, como serragem, bagaço de cana, entre outros, tendo em vista que nesses casos os substratos agregados às raízes do produto cultivado, podem sofrer decomposição biológica, não deixando resíduos não biodegradáveis nas raízes do produto.

A qualidade dos substratos é fator determinante para o sucesso ou fracasso desse tipo de cultivo e por isso devem apresentar boa qualidade. Na Holanda, a Fundação R.H.P. (*Regeling Handels Potgronden*) padroniza os diversos tipos de substratos, principalmente os orgânicos, quanto às propriedades físico-químicas e biológicas. Alguns outros países também possuem normas para esses substratos.

Todos os sistemas citados anteriormente podem apresentar diferentes formas de disposição física, com o intuito de economizar espaço e maximizar a produtividade. Como exemplo pode-se citar o sistema NFT em prateleiras (suportes em diferentes níveis de altura).

Quanto ao fornecimento de solução nutritiva os sistemas podem ser classificados em fechados (com recirculação) ou abertos (sem recirculação). No primeiro caso a solução nutritiva circula livremente, de forma contínua ou intermitente, por entre as plantas, sendo que ao final retorna ao reservatório para um novo ciclo. Nos sistemas abertos ou não circulantes, geralmente a solução nutritiva é aplicada por gotejamento em um substrato, de onde as plantas retiram a água e os nutrientes e a solução não retorna ao reservatório.

Assimilação Hidromineral

O metabolismo das plantas compreende os processos pelos quais as substâncias químicas (nutrientes) são utilizadas para o crescimento e manutenção do vegetal. Os nutrientes podem ser convertidos em material celular ou usados como fonte de energia. As plantas, geralmente autotróficas, não dependem do fornecimento de compostos ricos em energia produzidos por outros organismos, como ocorre com os organismos heterotróficos.

Tradicionalmente, a nutrição mineral de plantas é dividida em orgânica e inorgânica. A nutrição orgânica se refere à aquisição de carbono, hidrogênio e oxigênio provenientes da atmosfera e da água. A nutrição inorgânica, também chamada mineral, se refere à absorção dos demais elementos, normalmente absorvidos do solo ou, no caso da hidroponia, diretamente da solução nutritiva.

Segundo Malavolta (1980), os elementos minerais absorvidos pelas plantas podem ser: (i) essenciais – a planta não vive sem os mesmos; (ii) benéficos ou úteis – a planta pode sobreviver sem estes, mas sua contribuição está relacionada ao crescimento e à resistência a fatores ambientais desfavoráveis como doenças, clima e outros e (iii) tóxicos.

Atualmente, 17 elementos (incluindo C, H e O) são considerados essenciais para todas as angiospermas e gimnospermas. Um elemento é considerado essencial quando se enquadra em algum critério de essencialidade, de tipo (MALAVOLTA,1989):

- direto – na ausência do elemento a planta não completa seu ciclo vital;
- indireto – o elemento é parte de algum constituinte ou metabólito essencial para a planta, não podendo ser substituído por outro elemento.

Segundo o mesmo autor, a lista de elementos considerados essenciais (excetuando-se C, H e O) inclui:

- macronutrientes – nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S);
- micronutrientes – boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), cobalto (Co), cloro (Cl) e níquel (Ni).

Alguns autores (KUNOH e ISHIZAKI, 1975; LEUSCH e BUCHENAUER, 1989 citados por RODRIGUES, 2002 e MALAVOLTA, 1994) indicam o silício (Si) como micronutriente essencial, pelo fato de em algumas situações, satisfazer o critério indireto, assim como o sódio (Na) no caso particular de uma halófita e para algumas espécies de gramíneas. Outros autores o consideram como elemento benéfico, juntamente com o Co, Va, e Ni. Wen *et al.* (1988), citado por Rodrigues (2002), que consideram como essencial também o selênio (Se).

Tradicionalmente, os elementos essenciais são necessários em concentrações iguais ou inferiores a 100mg/kg de matéria seca e geralmente atuam em funções regulatórias como, por exemplo, ativadores enzimáticos. Os macronutrientes são exigidos em quantidades da ordem 10³mg/kg de matéria seca e geralmente são componentes de biomoléculas. Esta divisão baseia-se meramente na quantidade requerida, visto que em relação à função desempenhada, alguns macronutrientes podem atuar como reguladores e os micronutrientes podem participar da estrutura de componentes celulares.

O efeito do teor dos elementos tóxicos é muito variável entre espécies ou variedades. De modo geral, plantas cultivadas respondem com maior crescimento ao aumento de doses de nutrientes, enquanto que as selvagens, adaptadas a solos oligotróficos, podem até se intoxicar com doses altas de um elemento essencial. Por outro lado, espécies adaptadas a solos com alto teor de metais (regiões contaminadas por dejetos industriais ou em áreas de mineração) podem suportar quantidades mais elevadas de um determinado elemento. Este é, por exemplo, o caso de espécies do gênero *Alyssum*, que toleram 10.000 µg de níquel por grama de material seco, enquanto que muitas plantas são severamente afetadas com apenas 5 µg de níquel por grama de material seco.

A nutrição vegetal se dá através do sistema radicular das plantas. Para que as raízes sejam capazes de absorver os elementos nutritivos, se faz necessário atender duas premissas básicas: (i) o elemento nutriente deve estar mineralizado sob a forma de sais inorgânicos e (ii) os sais nutrientes devem estar sob a forma dissolvida.

Além dessas premissas também é necessário considerar: (i) a concentração do nutriente no meio externo; (ii) a idade da planta e das raízes; (iii) a distribuição de raízes e (iv) a espécie da planta.

A assimilação dos nutrientes pelo sistema radicular dos vegetais ocorre basicamente em duas etapas: (i) absorção e (ii) transporte e redistribuição.

Inicialmente, o fenômeno preponderante que ocorre é a absorção de nutrientes presentes na rizosfera pelo sistema radicular. Assim, os elementos minerais são assimilados na forma iônica ou molecular nos espaços intercelulares ou em qualquer parte ou organela celular (parede, membrana, mitocôndria, vacúolo, citoplasma, cloroplasto, etc.).

Os nutrientes deslocam-se na solução em direção às raízes, quer por movimento convectivo na massa de água que está a ser absorvida pelas plantas (processo este designado por fluxo de massa), quer por difusão dos locais de maior para os de menor concentração, obedecendo à Lei de Fick.

A magnitude da absorção mineral é diretamente influenciada pela área do sistema radicular e pela extensão da rizosfera, onde se encontram armazenados os macro e micronutrientes. Portanto, é necessário um bom desenvolvimento do sistema radicular de forma a aumentar sua área de abrangência. O crescimento das raízes depende de características genéticas, mas é também influenciado por fatores ambientais como a temperatura, a aeração, o pH, o teor de água e nutrientes.

A componente lipídica das membranas biológicas é impermeável aos íons. Proteínas de transporte mediam a travessia das membranas, podendo ser divididas em bombas, transportadores e canais iônicos. As bombas realizam um transporte ativo, com gasto de energia oriunda de reações fisiológicas e bioquímicas – catabolismo do substrato acumulado. As mais bem caracterizadas transportam prótons através das membranas, com consumo de ATP e geram um gradiente elétrico entre o citosol e o apoplasto que é utilizado para o transporte passivo de cátions por transportadores ou canais iônicos. A entrada de ânions é feita de modo ativo, sendo acompanhados por prótons, processo designado por co-transporte.

A aquisição de um nutriente depende da disponibilidade deste na solução e da capacidade de absorção da planta, sendo que existem diferenças na capacidade e velocidade de absorção de um determinado nutriente entre espécies e variedades. Os fatores que influenciam a velocidade de absorção podem ser endógenos e exógenos.

Modificações nas concentrações dos sais nutrientes na solução nutritiva, bem como conversões da forma inorgânica para orgânica através de reações químicas reversíveis, podem acarretar distúrbios no mecanismo de absorção, ocasionando alterações no metabolismo das plantas e prejudicando seu desenvolvimento e crescimento. Tais efeitos podem ser perceptíveis pela sintomatologia vegetal.

A absorção dos elementos pelas plantas é ainda fortemente influenciada pelas concentrações relativas de cada elemento nutritivo, sendo que interações entre eles podem causar fenômenos competitivos ou sinérgicos. A inibição de um determinado nutriente devido à presença de outro, diz-se competitiva quando os dois elementos (nutriente inibido e nutriente inibidor) se combinam com o mesmo sítio carregador. A inibição competitiva pode ser eliminada aumentando a concentração do nutriente inibido. O antagonismo é um caso particular de inibição e ocorre quando a presença de um determinado elemento no meio diminui a absorção do outro, de modo que a toxidez do segundo não se manifeste na planta. Efeitos sinérgicos também podem ocorrer quando a elevação na concentração de determinado elemento nutriente potencializa a absorção de outro.

Após a absorção, os elementos nutrientes são transportados ao sistema foliar pelos vasos condutores da seiva bruta (xilema) através do fenômeno de transferência de massa, com fluxo na direção do interior ou do exterior da planta. A redistribuição, por sua vez, consiste no movimento do elemento nutriente na região interior da planta entre os diversos componentes do sistema orgânico da mesma.

O transporte de água e solutos no xilema deriva do gradiente do potencial de água entre a raiz e a parte aérea e geralmente se dá apenas no sentido ascendente. O fluxo resulta, sobretudo, da transpiração. Mas mesmo na sua ausência, a parte aérea continua a receber nutrientes por movimento xilêmico devido à pressão de raiz.

A redistribuição ocorre entre os diversos órgãos da planta, a exemplo das folhas, frutos etc. O transporte no floema (vaso condutor da seiva elaborada) depende do carregamento de açúcares e outras substâncias, as quais são acompanhadas pela entrada de água e pelo fluxo em direção aos

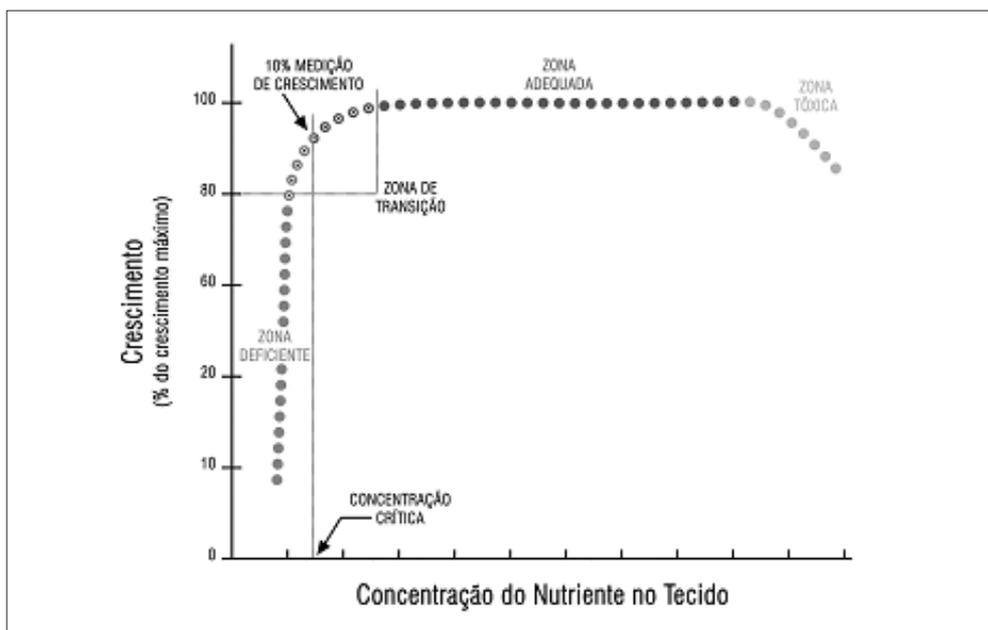


Figura 7.2 Curva de resposta do crescimento de uma planta à adição de nutrientes
 Fonte: BATAGLIA *et al.* (1992).

locais onde se dá a remoção. As folhas expandidas são o principal local de carregamento e os destinos são as raízes, os ápices vegetativos e os órgãos reprodutores. Em algumas situações, como deficiência em absorção de nutrientes, formação de órgãos reprodutores ou época da queda das folhas, ocorre uma grande remobilização de nutrientes às custas da degradação de moléculas nas folhas expandidas e transporte dos nutrientes pelo floema para outros locais. A mobilidade do elemento nutriente é de fundamental importância, pois essa característica garante um suprimento contínuo e equilibrado em toda a extensão vegetal. É importante ressaltar que os nutrientes apresentam diferentes mobilidades no floema, sendo o cálcio, o manganês e o boro os de menor mobilidade e os macronutrientes (com exceção do cálcio) os de maior mobilidade.

De modo genérico, a taxa de crescimento de uma planta é afetada pelo teor do nutriente no seu tecido, como ilustrado na Figura 7.2.

Na faixa de concentração chamada zona de deficiência, um pequeno incremento no teor do nutriente, conseguido, por exemplo, por fertilização, acarreta grande desenvolvimento da planta. Acima da concentração crítica (aquela suficiente para garantir 90% do crescimento máximo), aumentos na concentração de um nutriente não afetam consideravelmente o crescimento. A zona adequada representa um “consumo de luxo”,

podendo o elemento ser estocado no vacúolo como alternativa ao metabolismo. Esta zona (adequada) pode ser ampla para os macronutrientes e tende a ser estreita para os micronutrientes, os quais atingem mais rapidamente a concentração crítica tóxica (aquela suficiente para acarretar redução de 10 % no crescimento).

Quando ocorre deficiência de algum nutriente, isto pode ser visualizado pela formação de "sintomas de deficiência" (Tabela 7.1). O quadro sintomatológico depende principalmente de dois fatores: (i) a função ou as funções do elemento e (ii) a mobilidade do nutriente na planta, ou seja, se este é ou não redistribuído (remobilizado) de partes velhas para partes novas (em formação) da planta. Em termos de mobilidade, os nutrientes podem ser classificados da seguinte forma:

- móveis – N, P, K, Mg, Cl, e Mo (os sintomas aparecem nas folhas velhas, pois estes elementos são daí retirados para serem usados nas partes novas);
- pouco móveis – S, Cu, Fe, Mn, Ni e Zn;
- muito pouco móveis – Ca e B.

Antes do aparecimento dos sintomas de deficiência, o metabolismo e o crescimento já foram comprometidos de alguma forma, de modo que um monitoramento dos teores de nutrientes foliares ou da solução nutritiva são alternativas preventivas.

Tabela 7.1 Chave geral para detectar os sintomas de deficiência de nutrientes em folhas

Folhas	Sintoma	Nutriente provável
Velhas	Amarelecimento uniforme	Nitrogênio
	Cor verde-amarela e depois amarela	Fósforo
	Branqueamento e de bordas	Potássio
	Branqueamento entre as nervuras	Magnésio
	Amarelecimento uniforme com encurvamento da folha	Molibdênio
Novas	Amarelecimento uniforme	Enxofre
	Branqueamento das bordas para o centro	Cálcio
	Pequenas e deformadas	Boro
	Nervuras formam rede fina contra fundo amarelo	Ferro
	Nervuras formam rede grossa contra fundo amarelo	Manganês

Fonte: CARMELLO (1997), adaptado de BATAGLIA *et al.* (1992).

Soluções Nutritivas

Em hidroponia a nutrição das plantas ocorre pela absorção dos nutrientes através do sistema radicular diretamente de uma solução nutritiva.

Segundo Rodrigues (2002), quando soluções nutritivas hidropônicas e a solução de um solo fértil são comparadas, as concentrações encontradas são bastante diferentes. As concentrações de fósforo em soluções nutritivas chegam a ser 125 a 675 vezes maiores do que na solução do solo, o nitrogênio e o potássio apresentam concentrações nas soluções nutritivas de 49 a 126 vezes e de 16 a 56 vezes superiores, respectivamente (MARTINEZ, 1999). Diferenças importantes, porém inferiores, também podem ser observadas em relação aos macronutrientes cálcio, magnésio e enxofre, bem como para os micronutrientes, com exceção do ferro. Outro contraste, segundo Nielsen (1984), citado por Rodrigues (2002), é a relação K/Ca, a qual pode se mostrar muito elevada no início e muito baixa quando da substituição da solução nutritiva. Este fato se deve porque o solo apresenta uma capacidade contínua de reposição dos nutrientes, a partir dos processos de decomposição dos componentes orgânicos e inorgânicos e da liberação dos nutrientes adsorvidos na fração argila. Já em soluções nutritivas, a água ou substrato pouco ativo quimicamente não tem essa capacidade e, por esta razão, faz-se necessário o uso de concentrações mais elevadas ou a injeção freqüente dos elementos nutrientes no meio líquido.

Em revisão de literatura, Jones (1982), citado por Rodrigues (2002), afirma que existem relatos de mais de 160 formulações diferentes combinando variados sais e fontes de nutrientes. Apesar de existirem diversas formulações de soluções nutritivas, inclusive algumas para uso específico de acordo com a cultura, geralmente todas têm a função básica de fornecer os elementos essenciais aos vegetais. Sendo assim, não existem soluções ideais, pois um número considerável de variáveis e suas interações devem ser considerados, tais como: a espécie da planta, cultivares e linhagens dentro de uma mesma espécie, o estágio fenológico da planta, fatores ambientais, a época do ano (fotoperíodo), a parte da planta a ser colhida, o tipo de sistema hidropônico, etc.

Atualmente se aceita que a escolha dos sais minerais para compor a mistura é de pouca importância, desde que se garanta uma concentração

bem equilibrada dos elementos necessários (DOUGLAS, 1987). Neste sentido, como ressaltam Melo *et al.* (2003), as proporções relativas dos sais que compõem as soluções nutritivas devem ser calculadas estequiometricamente, de forma a garantir a quantidade adequada do nutriente que integra o sal considerado. Vale ainda salientar que o sal que irá compor uma solução nutritiva deve apresentar boa solubilidade, pelo fato de que sais diferentes apresentam diferentes solubilidades.

A homogeneização da solução nutritiva permite o fornecimento de nutrientes de forma estequiometricamente equilibrada ao sistema radicular das plantas. Uma solução nutritiva homogeneizada deve proporcionar uniformidade de pH, temperatura, condutividade e concentração de nutrientes, entre outros, no entorno do sistema radicular, favorecendo o desenvolvimento dos vegetais. Entretanto, a homogeneização das soluções nutritivas não requer, obrigatoriamente, a instalação de dispositivos eletromecânicos de agitação, pois se pode, em muitos casos, conseguir uma boa homogeneização com uma simples aeração.

A aeração se faz necessária, tendo em vista que determinados processos metabólicos envolvem gasto de energia. Por sua vez, essa energia é produzida pelo mecanismo de respiração aeróbia radicular. A reação de respiração, como um processo bioquímico, consiste, fundamentalmente, numa reação de combustão. Portanto, para que a mesma ocorra se faz necessária a presença de um comburente, no caso o oxigênio proveniente da aeração da solução nutritiva (MELO *et al.*, 2003).

Segundo Martinez (1999), a aeração evita a formação de zonas de depleção de nutrientes na região radicular e apresenta, ainda, a importante função de realizar a exaustão dos gases gerados nos mecanismos metabólicos. Esse procedimento, de acordo com Anon (1986), citado por Rodrigues (2002), visa também remover parcialmente gases indesejáveis, como gás carbônico, etileno, formaldeído e outros, além de oxidar compostos orgânicos.

O efeito do pH na absorção dos nutrientes pelas plantas pode ser direto ou indireto. A concentração hidrogeniônica, além de afetar a disponibilidade dos elementos nutrientes, pode afetar o processo de absorção, principalmente do Ca. Sendo assim, torna-se indispensável um controle rigoroso do pH. Um efeito clássico da influência do pH na

disponibilidade dos nutrientes é o do fósforo, senão vejamos: o ácido ortofosfórico dissocia-se em três espécies iônicas diferentes, sendo que o H_3PO_4 predomina em pH menor que 2, o PO_4^- em pH > 11,5 e o H_2PO_4^- , que é a espécie iônica mais absorvida, predomina em pH < 7.

A temperatura exerce efeito direto na absorção de íons pelas raízes. Baixas temperaturas causam redução na atividade metabólica e conseqüente redução na assimilação de nutrientes. Por outro lado, temperaturas mais elevadas favorecem a assimilação dos nutrientes pelas plantas pelo aumento da intensidade respiratória, sendo estes transportados pelo xilema, movendo-se, pois, na corrente transpiratória. Aumentando a intensidade transpiratória provoca-se um aumento da tensão de absorção, o que intensifica o fluxo da solução externa através dos espaços intracelulares (apoplastos) onde os elementos são absorvidos junto com a água. Aumentos excessivos na temperatura podem causar uma elevação na tensão de absorção em níveis que podem causar perda de água devido ao acúmulo de sais próximo ao sistema radicular. Esse fenômeno ocorre pela diferença de potencial osmótico entre o meio externo e interno da membrana celular, pois, uma vez que o fluxo se dá sempre do maior potencial para o menor, a planta passa então a perder água a fim de se estabelecer um equilíbrio osmótico. A temperatura juntamente com a condutividade é um dos fatores mais importantes a serem observados em cultivos hidropônicos.

Levando-se em consideração que existe uma relação entre a concentração de sais dissolvidos e a condutividade elétrica, este parâmetro pode ser utilizado como indicador para o controle da concentração das soluções. Existe muita controvérsia com relação ao melhor valor de condutividade a ser adotado para o cultivo em hidroponia, o qual, de fato, depende da espécie e cultivar, bem como das condições climáticas. Adicionalmente, a absorção de água pelas plantas através do sistema radicular é influenciada pelo potencial osmótico do meio nutritivo. Portanto, a concentração de sais avaliada através da condutividade elétrica não influencia somente a absorção de água, mas também a absorção de nutrientes, estando ambas intimamente ligadas.

Mudanças na absorção de água e nutrientes, decorrentes da variação da condutividade do meio nutritivo, levam a alterações na fisiologia das plantas. Essas alterações relacionam-se, dentre outros fatores, à abertura estomática e ao aumento ou diminuição da área foliar, estando esses

fatores intimamente ligados com a eficiência fotossintética e, conseqüentemente, com a produção de material seco pelas plantas.

Em resumo, a elaboração da solução nutritiva deve ser bem calculada e dimensionada, pois a falta ou o excesso dos nutrientes pode produzir efeitos prejudiciais às plantas.

Características dos Esgotos Tratados para Substituir Soluções Nutritivas Usuais

Efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários apresentam grande potencial de uso em substituição às soluções nutritivas sintéticas para a produção hidropônica, visto que são ricos em macro e micro nutrientes. Além disso, em regiões onde há escassez hídrica, o reúso da água não só é desejável, mas necessário.

O uso de águas residuárias no cultivo hidropônico é registrado em literatura, embora ainda com certa limitação. Por exemplo, em 1989 foi desenvolvido por Jewell *et al.*, um processo adaptado a partir da técnica de cultivo com fluxo laminar de nutrientes (NFT), capaz de, simultaneamente, tratar águas residuárias e cultivar plantas ornamentais ou culturas de alimentação humana ou animal. Vale ressaltar a experiência de certa forma pioneira desenvolvida no âmbito do PROSAB (Edital 3), envolvendo diversas técnicas de hidroponia, diferentes culturas e tipos de efluentes (MELO *et al.*, 2003).

O uso de esgotos tratados em hidroponia como substituto total ou parcial de soluções nutritivas sintéticas pode ser realizado com algumas adaptações das técnicas de aplicação e, quando necessário, correções nutricionais. As concentrações de metais pesados são, em geral, muito baixas e a segurança sanitária é garantida em boa medida.

O crescimento das plantas é afetado pela interação dos elementos químicos dissolvidos e pelas propriedades do meio de cultivo (substrato) que irá receber o esgoto. Além disso, a segurança sanitária deve ser garantida. Assim, a análise da composição física, química e microbiológica do esgoto é o primeiro passo na elaboração de um projeto de cultivo hidropônico utilizando efluentes tratados, lembrando que as

características dos esgotos estão associadas ao processo de tratamento empregado. Em linhas gerais, o tratamento deve proporcionar um efluente com baixos teores de matéria orgânica e, sobretudo, baixas concentrações de sólidos suspensos (que podem colmatar o sistema radicular), mas deve preferencialmente conservar os sais nutrientes.

Alguns aspectos relativos às características dos esgotos sanitários tratados merecem ser destacados:

- Concentração de sólidos suspensos - quando presentes em altas concentrações, os sólidos em suspensão podem se agregar ao sistema radicular da planta e prejudicar sua oxigenação. O acúmulo excessivo de material em suspensão na raiz das plantas pode desencadear um processo de anaerobiose, com a formação de gases e subprodutos do metabolismo da planta que poderão afetar de forma danosa a estrutura dos vegetais cultivados.
- Concentração de nutrientes – mesmo que os níveis de elementos nutrientes sejam suficientes para atender as necessidades de uma determinada cultura, os esgotos sanitários podem requerer alguma correção (balanceamento), pois, como visto anteriormente, a maior ou menor concentração de um determinado elemento pode afetar a capacidade de um outro elemento em ser absorvido (antagonismo ou sinergismo).
- Sódio, Cloro e Sulfato – quando a quantidade absorvida pelas plantas é limitada o acúmulo de certos íons é de certa forma inevitável, principalmente em sistemas fechados. Sódio, cloro e sulfato merecem particular atenção, pois podem alcançar níveis tóxicos.
- Cálcio e Magnésio – elementos essenciais para as plantas, estes dois nutrientes podem se apresentar na água na forma de carbonatos ou sulfatos em altas concentrações (chamadas águas duras). A dureza influencia diretamente o pH da água, elevando-o, o que pode prejudicar a solubilidade e a disponibilidade de outros elementos.
- Bicarbonatos – altas concentrações de íons bicarbonatos (HCO_3^-) também acarretam elevação do pH, o que pode provocar a inativação de quelatos de ferro e grande parte dos íons cálcio e magnésio pouco solúveis, que além de não serem absorvidos pelas plantas, podem obstruir o sistema de irrigação dos cultivos hidropônicos. De acordo com Smith (1987), é aconselhável manter

a relação carbonato/bicarbonato entre 30-50 ppm, de forma a prevenir flutuações bruscas de pH.

- A temperatura, o pH e a condutividade elétrica devem receber um acompanhamento rigoroso, da mesma forma que nas soluções nutritivas sintéticas. Tal controle é fundamental para orientar o manejo dos sistemas hidropônicos, em especial a tomada de decisão sobre efetuar ou não a correção do meio.

Balanço de Nutrientes

Quando se utiliza esgoto tratado como solução nutritiva, nem sempre se tem um balanceamento nutricional adequado, pois determinadas culturas são bastante sensíveis à composição estequiométrica dos elementos nutritivos.

Os processos de absorção, transporte e redistribuição pelas plantas são determinantes para seu crescimento e desenvolvimento e, como citado anteriormente, a concentração de determinado elemento mineral pode afetar de forma positiva ou negativa esses processos por meio dos fenômenos de antagonismo, sinergismo e outros.

Sendo assim, a realização do balanço de massa em sistemas hidropônicos utilizando esgotos tratados é indispensável, pois pode tornar-se necessária a adequação do esgoto às necessidades nutricionais das plantas a serem cultivadas. Por balanço de massa, entende-se a quantificação dos nutrientes na entrada e na saída dos sistemas, computando ainda a assimilação pelas plantas cultivadas.

É importante ressaltar que o mecanismo de absorção, transporte e as transformações de compostos em processos hidropônicos, envolvem um grande número de reações físicas, químicas e biológicas que são genericamente denominadas reações bioquímicas. Portanto, na maioria das vezes, é necessário realizar um balanço das espécies iônicas envolvidas e não somente do elemento em si.

A base de cálculo é normalmente a vazão de uma corrente de entrada e de saída do processo, podendo ser expressa em termos mássico, volumétrico ou molar. De modo geral, para se estudar o balanço de nutrientes em sistemas hidropônicos é utilizada a vazão volumétrica,

considerando o balanço hídrico, uma vez que os nutrientes são absorvidos e transportados por meio da água (solução nutritiva ou esgoto).

De forma similar ao balanço de massa, o balanço hídrico leva em consideração as quantidades de água que entram e saem de um determinado volume conhecido num dado intervalo de tempo.

O balanço de massa pode ser expresso, simplificadaamente, da seguinte forma:

$$\text{Acúmulo} = \text{Entrada} - \text{Saída}$$

Tomando-se como exemplo o balanço de nitrogênio em um sistema NFT fechado com recirculação, tem-se:

V_i = volume inicial (litros);

V_f = volume final após o ciclo de cultivo (litros);

V_p = volume consumido por planta (litros)

N_p = número de plantas;

C_{NE} = concentração de nitrogênio total na entrada (mg/l);

C_{NS} = concentração de nitrogênio total na saída (mg/l);

T_{NA} = massa total de nitrogênio acumulado na planta (mg/kg).

Para efetuar o balanço de massa considera-se como nitrogênio total o somatório das formas orgânica, amoniacal, nitrito e nitrato, uma vez que, apesar do nitrogênio orgânico não estar prontamente disponível para as plantas, o mesmo poderá ser convertido inicialmente à amônia e seguir o ciclo de nitrificação até nitrato.

Portanto, a equação simplificada de balanço será:

$$(V_i \times C_{NE}) - (V_f \times C_{NS}) = T_{NA} + \text{PERDAS} \quad \text{Equação 7.1}$$

Sendo as perdas, a quantidade de nitrogênio que sai do sistema por meio da volatilização da amônia e/ou, desnitrificação.

$C_N \times V$ é igual a MT_N (massa total de nitrogênio), ou seja, aplicando-se princípio de conservação das massas na entrada e na saída do sistema tem-se:

$$M_{NE} - M_{NS} - \text{PERDAS} = T_{NA} \quad \text{Equação 7.2}$$

sendo:

M_{NE} = Massa de nitrogênio na entrada;

M_{NS} = Massa de nitrogênio na saída.

O resultado obtido será o consumo total em todo sistema hidropônico. Para se determinar o teor de nitrogênio acumulado por planta, basta dividir o resultado da Equação 7.2 pelo número de plantas (N_p)

O balanço hídrico expresso por volume consumido por planta será:

$$V_p = (V_i - V_f) / N_p \quad \text{Equação 7.3}$$

Um exemplo prático de balanço de nutrientes é apresentado em um item mais adiante neste Capítulo.

Aspectos Sanitários: Qualidade Microbiológica dos Efluentes

Na definição de critérios de qualidade microbiológica de efluentes para uso agrícola em geral são considerados os seguintes aspectos: (i) técnica de irrigação empregada; (ii) cultura irrigada e (iii) caracterização da exposição humana e identificação dos grupos de risco.

Na literatura especializada, convencionou-se o emprego dos seguintes termos:

Irrigação irrestrita: sem restrição de técnicas de irrigação e culturas irrigadas, incluindo as ingeridas cruas. Portanto, nesta categoria as exigências de qualidade do efluente tratado são mais rigorosas.

Irrigação restrita: refere-se à restrição do emprego de técnicas de irrigação e de culturas irrigadas como medidas de mitigação de risco à saúde. Inclui a irrigação de culturas não ingeridas cruas, que recebem processamento, culturas industriais, arbóreas, forrageiras, dentre outras. Como em geral a exposição humana é mais controlada, admite-se o emprego de efluentes de qualidade inferior.

Na Tabela 7.2 apresentam-se, de forma sintetizada, as recomendações da Organização Mundial de Saúde (OMS) para a irrigação

restrita e irrestrita. As normas da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) são mais rigorosas: irrigação irrestrita – ausência de coliformes termotolerantes e de organismos patogênicos; irrigação restrita ⇒ 200 coliformes termotolerantes / 100 mL (ver Capítulo 2).

Tabela 7.2 Critérios de qualidade microbiológica recomendados pela OMS para a utilização de águas residuárias na agricultura

Categoria	Tipo de Irrigação e Cultura	Grupos de Risco	Nematóides Intestinais (Ovos/L)	Coliformes termotolerantes (org./100mL)
A	Culturas a serem consumidas cruas, campos de esporte, parques e jardins(*)	Agricultores, consumidores, público em geral	≤ 1	≤ 1.000
B	Culturas processadas industrialmente, cereais, forragens, pastagens, árvores	Agricultores	≤ 1	Sem Recomendação (**)
C	Irrigação localizada de plantas da categoria B na ausência de riscos para os agricultores e público em geral	Não aplicável	Não aplicável	Não aplicável

Fonte: OMS (1989).(*) para campos de esportes, parques e jardins a OMS recomenda ⇒ 200 coliformes termotolerantes /100 mL (**) em revisão recente (2005) é proposto um limite de $10^4 - 10^5$ / 100 mL (ver Capítulo 2).

Algumas das legislações vigentes em vários países referem-se, por vezes pormenorizadamente, aos métodos de irrigação e culturas irrigadas. Porém, não se tem registro de referências à hidroponia. Como então enquadrá-la? A maioria das técnicas hidropônicas minimiza o contato do efluente com a planta. Poderia ser considerada na categoria C da Tabela 7.2, ou seja, sem maiores exigências de qualidade microbiológica para os efluentes? Mas, e em se tratando de hidroponia de hortaliças ingeridas cruas, a exemplo da alface? Categoria A? E no caso de cultivo hidropônico de grama, irrigação restrita, categoria B? Encontra-se aqui um bom objeto de pesquisa e discussão. Por ora, na opinião dos autores deste capítulo, as experiências conduzidas no âmbito do PROSAB, sugerem as seguintes possibilidades:

- Cultivo hidropônico de flores (Técnica do Filme Nutritivo): irrigação restrita (categoria B)
- Cultivo hidropônico de grama: (Técnica de Forragem Hidropônica): irrigação irrestrita (categoria A, para campos de esportes, parques e jardins)

- Cultivo hidropônico de alface (Técnica do Filme Nutritivo): irrigação irrestrita (categoria A)

Experiências no Âmbito do PROSAB

Os experimentos de utilização de esgotos tratados em hidroponia foram realizados na Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) e Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Essas instituições adotaram a Técnica do Filme Nutritivo (NFT), salientando que a UFRN pesquisou também a produção de Grama Hidropônica.

Hidroponia NFT

Todos os experimentos foram realizados em casa de vegetação, muito embora se deva salientar que o cultivo hidropônico com esgoto tratado independe da estrutura física, sendo esta determinada prioritariamente em função do clima. Assim sendo o cultivo em casa de vegetação teve como objetivo se obter um ambiente mais apropriado. A Técnica do Filme Nutriente foi utilizada para produção de plantas ornamentais - Gérbera, Zínia e Cravo da Índia (UFRN e UFSC) e alface (UFES), tal como ilustrado na Figura 7.3.

Cultivo Hidropônico de Flores

Os objetivos destas pesquisas incluíram:

- i) aprimorar o desenvolvimento da tecnologia de sistemas de cultivos hidropônicos com esgotos tratados,
- ii) determinar o consumo e o comportamento dos nutrientes a fim de adequar o esgoto tratado para os cultivos selecionados, através da realização de um balanço de nutrientes,
- iii) avaliar o polimento adicional pela remoção de nutrientes.

Para tanto, foi efetuada a caracterização do esgoto tratado a ser utilizado como solução nutritiva (Tabela 7.3), proveniente de filtros anaeróbios afogados (UFRN) e de lagoas de polimento (UFSC) (Figuras 7.4 e 7.5).

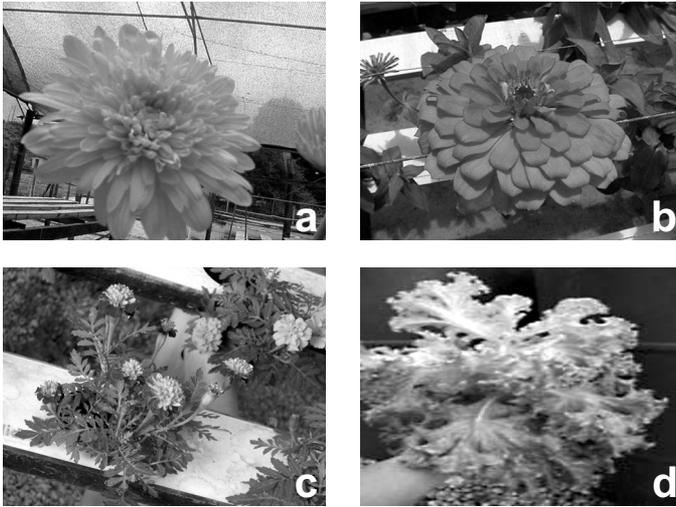


Figura 7.3 (a) *Gerbera jamesonii* (UFRN), (b) *Zinia elegans* (UFRN), (c) Cravo da Índia (*Tagete erecta*) (UFSC) e (d) Alface crespa (UFES)



Figura 7.4 Filtro anaeróbio (UFRN)



Figura 7.5 Lagoas (UFSC)

Tomando como referência genérica soluções nutritivas sintéticas recomendadas para flores ornamentais, as seguintes características dos efluentes poderiam ser destacadas:

- a disponibilidade de água que pode ser reutilizada para fins produtivos, preservando os recursos hídricos para uso mais nobres;
- presença de macro e micronutrientes, em quantidades que podem atender determinadas culturas;
- diminuição dos custos de insumos por aplicação direta dos efluentes ou com correção das quantidades relativas dos mesmos.

Tabela 7.3 Caracterização físico-química dos efluentes tratados

Parâmetro	Sistema Tratamento	
	Filtro anaeróbio ⁽¹⁾	Lagoa ⁽²⁾
Temperatura (°C)	29,3	-
pH	7,0	7,6
DQO Total (mg/L)	148	156
Turbidez (NTU)	35,4	14
Sólidos Totais (mg/L)	-	1840
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	16,5	36
N-amoniaco (mg/L)	24,7	20
Nitrato (mg/L)	7,15	0,03
Nitrito (mg/L)	0,63	0,03
N-orgânico (mg/L)	19,8	-
Fósforo Total (mg/L)	3,5	10
Potássio (mg/L)	20	52
Sódio (mg/L)	61,9	130
Condutividade Elétrica (dS/cm)	0,81	3,02
Cloreto (mg/L)	97,4	815
Boro (mg/L)	1,1	0,3
Cálcio (mg/L)	8,1	36
Magnésio (mg/L)	7,8	36
RAS (mmol/l) ^{0,5}	5,3	5,2
Enxofre (mg/L)	-	23
Cobre (mg/L)	0,17	-
Ferro (mg/L)	3,0	0,3
Manganês (mg/L)	0,32	-
Molibidênio (mg/L)	-	ALD ⁽³⁾
Sulfato (mg/L)	7,7	-
Zinco (mg/L)	0,1	ALD ⁽³⁾
Coliformes Fecais (NMP/100mL)	-	2,9.10 ⁴
Coliformes Totais (NMP/100mL)	-	3,9.10 ⁴

(1) média de 120 amostras; (2) média de 4 amostras; (3) abaixo do limite de detecção

Os experimentos incluíram a manipulação das seguintes variáveis: (i) tempo de recirculação e renovação da solução nutritiva (24 h, 48h, 72 h, 7 dias e 21 dias) e (ii) manejo da solução nutritiva de acordo com o controle de condutividade elétrica e pH.

Os parâmetros de controle incluíram: (i) altura da planta; (ii) número de botões florais; (iii) número de flores (para detectar abortamento de botões); (iv) diâmetro do capítulo (qualidade das flores) e (v) matéria verde e matéria seca parte aérea e raízes.

Em linhas gerais, os experimentos permitiram as seguintes observações:

- A aeração do esgoto no reservatório mostrou ser um procedimento recomendável, principalmente em esgotos ricos em nitrogênio amoniacal, visto que essa prática pode permitir o processo de nitrificação, ou seja, a conversão da forma amoniacal, tóxico para as plantas em altas concentrações, para nitrato que é a forma de nitrogênio melhor assimilável. A aeração é também importante para oxigenar adequadamente o sistema radicular dos vegetais.
- O manejo e o controle operacional dos sistemas estudados permitiram constatar a exaustão de nutrientes em função dos ciclos de recirculação utilizados, evidenciados por reflexos de deficiência nutricional nas culturas. Isto possibilitou o estabelecimento de um tempo referencial de renovação do esgoto e, através de balanço de nutrientes, a obtenção das quantidades estequiométricas de correção para culturas específicas. Os melhores resultados foram obtidos com tempos de recirculação de 7 dias para a cultura da Zínia e de 72 horas para o cultivo de Gérberas. Vale salientar que menores ciclos de recirculação não apresentaram diferenças significativas de produtividade, sendo, portanto, considerados mais vantajosos do ponto de vista ambiental, pois nessa condição apresentam menores teores de nutrientes em caso de necessidade de descarte no meio.
- Verificou-se ainda que em ciclos de recirculação maiores que os citados no item anterior são possíveis, pois os teores de macronutrientes existentes são suficientes para a alimentação das plantas, sendo necessárias apenas pequenas correções de micronutrientes com sais hidrossolúveis convencionais para obtenção de produtividades satisfatórias. Entretanto, não se recomenda o uso do esgoto por período maior de 30 dias. Essa recomendação tem por objetivo minimizar os efeitos da evaporação. A evaporação intensa acarreta acúmulo de sólidos suspensos, sais dissolvidos e o desenvolvimento de culturas indesejáveis, como fungos e algas, que prejudicam o desenvolvimento vegetal.
- Foi possível observar que algumas culturas, como a Zínia, apresentaram maior capacidade de adaptação a uma condição de desbalanceamento de nutrientes (típica dos esgotos sanitários), muito provavelmente devido à seletividade de absorção nutricional.

- Essa característica não foi observada no cultivo da Gérbera, evidenciando que para culturas de plantas ornamentais mais nobres e, por conseguinte, mais sensíveis ao desbalanceamento de nutrientes, se faz necessário realizar correções no esgoto. Deve-se ressaltar que a correção na composição estequiométrica é importante, na medida em que o desbalanceamento pode acarretar competitividade antagônica ou sinérgica e interferir no mecanismo de absorção dos nutrientes. Este fato foi observado pela constatação de grande concentração de sódio assimilada no cultivo de cravo da Índia, o que provavelmente prejudicou a absorção de potássio e a troca gasosa CO_2/O_2 da planta, dificultando o seu bom desenvolvimento.
- Os experimentos demonstraram que o uso de esgotos com elevados teores de sólidos em suspensão pode acarretar problemas de colmatção das raízes, afetando o desenvolvimento radicular e foliar das plantas (Figura 7.6). Isto é particularmente problemático no caso de efluentes de lagoas, dada a elevada concentração de algas usualmente presentes. Nesse sentido, recomenda-se que a alimentação das plantas deve ser realizada através de canaletas cobertas para evitar a penetração de luz solar no filme nutriente e a proliferação de algas.
- De uma maneira geral, pode-se observar que utilização de esgotos tratados em hidroponia promove um polimento adicional nos efluentes, em termos de remoção de nutrientes, DQO, e sólidos suspensos.



Figura 7.6 Sólidos agregados no sistema radicular da Zínia cultivada com efluente de filtro anaeróbio

Balanço de Nutrientes

Para efeito de contribuição prática apresenta-se a seguir um exercício de balanço de nutrientes, com base nos experimentos conduzidos na UFRN.

Descrição da unidade experimental

A partir de um reservatório de alimentação, a solução nutritiva (esgoto tratado) era fornecida por meio de bombeamento acionado por temporizadores, com vazão de 0,5 litros/minuto, durante 30 minutos e um intervalo de 10 minutos parado para aeração das raízes.

Durante a alimentação o fluxo era conduzido por canaletas com declive de 4%, formando uma lamina de água de aproximadamente 0,5 cm. Após percorrer toda a canaleta, o esgoto passava para uma calha coletora, sendo a seguir reconduzido ao reservatório por gravidade e recirculado em alimentações subseqüentes.

O esgoto permanecia sendo reciclado por períodos pré-determinados, ou até quando seu volume se tornava excessivamente reduzido por efeito do consumo e evaporação ou ainda até ser constatada sua inadequação para a continuidade de uso (o esgoto era considerado exaurido quando a condutividade elétrica atingia valores inferiores a 30% do valor considerado ideal para a cultura em questão).

Exemplo de balanço de nutrientes

Dados:

V_i : volume inicial (litros) = 50,0

C_t : consumo total (litros) = 10,2

V_f : volume final (litros) = $(50,0 - 10,2) = 39,8$

N_p : número de plantas na bancada = 44

C_{NE} : Concentração de nitrogênio total na entrada (mg/L) = 51,14

C_{NS} : Concentração de nitrogênio total na saída (mg/L) = 43,06

T_{NA} : Massa total de nitrogênio acumulado na planta (mg/kg).

Aplicando a equação 7.1:

$$\begin{aligned}(V_i \times C_{NE}) - (V_f \times C_{NS}) &= T_{NA} + \text{Perdas} \\ (50 \text{ L} \times 51,14 \text{ mg/L}) - (39,8 \text{ L} \times 43,06 \text{ mg/L}) \\ 2557,0 \text{ mg} - 1713,79 \text{ mg} &= 843,21 \text{ mg} \Rightarrow T_{NA} + \text{Perdas}\end{aligned}$$

O consumo total de esgoto é referente a 44 plantas (N_p); portanto para obtenção do consumo por planta:

$$843,21 \text{ mg}/44 = 19,16 \text{ mg} (T_{NA} \text{ por planta} + \text{Perdas})$$

Cultivo Hidropônico de Alface

Apesar das inúmeras vantagens apresentadas pela aplicação de efluentes tratados na agricultura, é importante levar em consideração que se trata de um material contaminado por microrganismos potencialmente causadores de doenças em humanos, animais e algumas espécies de plantas. Os estudos sobre o reúso de efluentes devem focar a qualidade microbiológica dos alimentos cultivados e não apenas os aspectos agrônômicos, para que o tratamento e aplicação destes efluentes sejam realizados com critérios, garantindo a segurança de trabalhadores rurais e dos consumidores. Além disso, a exposição dos consumidores aos contaminantes provenientes da irrigação com esgoto dependerá não apenas da qualidade do esgoto aplicado, mas também do método de irrigação, do tempo decorrido entre as etapas de irrigação, colheita e subsequente consumo assim como dos hábitos dos consumidores.

Esta pesquisa teve os seguintes objetivos:

- i) verificar a qualidade sanitária de alfaces irrigadas com efluentes provenientes de um sistema de tratamento do tipo RAC (Reator Anaeróbio Compartimentado) + lagoa de polimento e do pós-tratamento físico-químico, através das análises de coliformes totais, *E. coli* e *Salmonella* spp;
- ii) avaliar a produtividade das alfaces através da determinação da massa fresca e seca da parte aérea e da raiz;
- iii) avaliar a concentração de macro e micronutrientes na parte aérea das hortaliças através das análises de N, P, K, Mg, Ca, S, Zn, Cu, Mn, Fe, B e Na.

Na Figura 7.7 encontra-se ilustrado o sistema de cultivo hidropônico das alfaces na casa de vegetação da UFES.



Figura 7.7 Sistema de cultivo das alfaces (UFES)

Tabela 7.4 Características do efluente final da lagoa (UFES)

Parâmetro	Média
Temperatura (°C)	29
pH	7,8
DBO (mg/L)	77
DQO (mg/L)	202
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	92
NTK (mgN/L)	44,3
N-amoniaco (mgN/L)	31,6
Nitrato (mgN/L)	0,4
Fósforo Total (mgP/L)	6,0
Potássio (mg/L)	13
Sódio (mg/L)	69
Condutividade Elétrica (dS/cm)	0,796
Cálcio (mg/L)	31
Magnésio (mg/L)	7,4
RAS (mmol/l) ^{0,5}	4,1
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	780
Coliformes Totais (NMP/28mL)	5,6x10 ⁶
<i>E. coli</i> (NMP/28mL)	9,7x10 ⁵
<i>Salmonella sp</i> (NMP/28mL)	<3
<i>Cryptosporidium</i> (Oocistos/L)	1,8
<i>Giardia sp</i> (Cistos/L)	116
Helmintos (ovos/L)	0
Algas (mg/L)	7,27x10 ⁶

(1) média de 100 amostras



Figura 7.8 Sistema de tratamento UFES (a) Lagoa (b) Tratamento Físico químico

Foram realizados dois plantios, um no período de verão e outro no inverno. Para tanto, foi efetuada a caracterização do esgoto tratado a ser utilizado como solução nutritiva (Tabela 7.4), proveniente da lagoa de polimento (UFES) (Figura 7.8).

Os experimentos permitiram as seguintes observações:

Em todas as análises microbiológicas realizadas na parte aérea das alfaces, independentemente da época de cultivo (inverno ou verão), os resultados foram negativos para a presença de *Salmonella sp* e a concentração de coliformes totais e *E. coli* encontravam-se dentro dos padrões estabelecidos pela Agência de Vigilância Sanitária (ANVISA). Os padrões microbiológicos para hortaliças frescas in natura preparadas, sanificadas, refrigeradas ou congeladas para o consumo direto devem ser, para *Salmonella sp*, ausência em 25 g e para coliformes termotolerantes, limite máximo de 10^2 NMP g^{-1} . A determinação da concentração de bactérias em hortaliças é utilizada como parâmetro da carga microbiana presente e serve como alerta das condições de higiene durante a irrigação, manipulação e armazenamento assim como dos potenciais riscos oferecidos à saúde do consumidor.

Nas avaliações agrônômicas, observaram-se diferenças significativas nos experimentos realizados no verão e no inverno. Considerando as variáveis massa fresca e massa seca da parte aérea, no verão, a melhor produtividade foi obtida com as plantas cultivadas com a solução nutritiva convencional e com o efluente do tratamento físico-químico. É importante notar que nesta época do ano, devido à intensa



Figura 7.9 – Desenvolvimento foliar e radicular das alfases UFES

radiação solar e luminosidade, a lagoa de polimento apresentou uma grande concentração de microalgas levando a um aumento da concentração de sólidos suspensos totais. Os sólidos agregaram-se progressivamente às raízes das alfases cultivadas com o efluente da lagoa de polimento não diluído e com o efluente da lagoa diluído 50% prejudicando sua oxigenação e afetando negativamente o crescimento das plantas que se apresentaram com um reduzido desenvolvimento foliar e radicular (Figura 7.9). Na análise dos nutrientes foliares observou-se também as maiores variações de macro e micronutrientes nesta época do ano. No inverno, entretanto, quando as temperaturas são mais amenas e a incidência luminosa é menor, a concentração de algas registradas na lagoa foi 2 log inferior à concentração obtida no período de verão e as plantas cultivadas com o efluente do tratamento físico-químico e com o efluente da lagoa de polimento diluído 50% foram semelhantes em termos de massa fresca e massa seca às plantas cultivadas com a solução nutritiva convencional.

Assim, de acordo com as condições adotadas na pesquisa e com as características dos efluentes utilizados, pôde-se concluir que:

- O cultivo de alfases pelo sistema hidropônico utilizando-se efluentes tratados de lagoa de estabilização e de pós-tratamento físico-químico é seguro do ponto de vista de risco sanitário para a cultura e para o operador, considerando-se que o contato com o efluente é mínimo durante todo o processo de cultivo. Os cuidados adotados principalmente no momento da coleta das plantas contribuíram para que os níveis de contaminação encontrados fossem inferiores aos estabelecidos pela ANVISA independentemente do período de cultivo, verão ou no inverno.

- O pós-tratamento do efluente de lagoa de polimento é de fundamental importância no cultivo hidropônico, principalmente no período do verão quando a radiação solar e a luminosidade são propícias à proliferação das algas. As plantas cultivadas com o efluente do pós-tratamento físico-químico apresentaram características agronômicas comparáveis às aquelas cultivadas com solução nutritiva convencional independentemente da época de cultivo.

Cultivo de Grama Hidropônica (CGH)

A grama foi cultivada utilizando a Técnica de Forragem Hidropônica já utilizada em experimentos anteriores na UFRN para o cultivo de milho forrageiro (ANDRADE NETO *et al*, 2003).

O objetivo da pesquisa foi o de estudar a viabilidade de mais uma opção de uso de esgotos tratados em técnicas de hidroponia. A seguir, a descrição dos experimentos é acompanhada de sugestões de ordem prática, extraídas das observações experimentais.

Aspectos Construtivos

A unidade experimental consistiu de módulos denominados “canteiros”, com contornos limitados por alvenaria de tijolo cerâmico vazado, com dimensões de 2,0 m de comprimento por 1,0 m de largura e declividade de 4% cuidadosamente nivelada de forma a evitar caminhos preferenciais no fluxo. O fundo e laterais foram revestidos com lona plástica de 200 micra, na cor branca, para impermeabilização (Figura 7.10).

Na prática, as dimensões irão variar de acordo com a área de plantio, embora não se recomendem larguras maiores que 1,5 m, pois isto dificulta o trato da cultura na área central dos canteiros. O comprimento está diretamente relacionado à vazão aplicada, resguardando sempre o escoamento sub-superficial em toda a extensão. O sistema de distribuição do esgoto era constituído de tubos de PVC ¾” perfurados, caixa de brita com anteparo e registro para aferição de vazão. A alimentação era realizada no início dos canteiros, de forma sub-superficial para evitar carreamento do substrato. A caixa de brita tem como objetivo proporcionar uma distribuição homogênea e o anteparo da caixa serve para “forçar” o escoamento subsuperficial (Figura 7.11).



Figura 7.10 Vista geral dos módulos de cultivo de grama hidropônica



Figura 7.11 Caixa de brita para a distribuição do esgoto

Para o sistema piloto as dimensões da caixa de brita foram de 0,10 m comprimento x 1,0 m largura x 0,05 m altura do anteparo.

Técnica de Cultivo

O plantio foi realizado por “plugs” (touceiras) com espaçamento 15 x 15 cm entre linhas e entre colunas, formando triangulação para melhor distribuição do fluxo.

A variedade utilizada foi a Grama Esmeralda (*Zoysia japonica*) cujo ciclo de cultivo em solo (fechamento dos tapetes) é de aproximadamente 90-120 dias.

O principal critério para seleção do substrato é a granulometria do mesmo, que deve ter um espaço intersticial na matriz do substrato, ou seja macroporos suficientes para permitir um adequado escoamento do esgoto e aeração das raízes. Melhores resultados foram obtidos quando o substrato

possuía mais de 80% de material com granulometria entre 0,6-2,0mm e baixo teor de argila.

A altura do substrato é outro fator importante, visto que as raízes possuem geotropismo positivo e fototropismo negativo, ou seja, crescimento em direção ao solo e ausência de luz. Sendo assim, se não encontrarem obstáculos, as raízes crescerão demasiadamente no sentido vertical, não preenchendo os espaços laterais entre as mudas. Com um substrato com baixa profundidade, as raízes encontrarão o obstáculo (lona impermeável) antecipadamente e emitirão raízes (estolões) laterais e, portanto, se desenvolvendo mais rapidamente. As alturas utilizadas nos experimentos foram de 2 cm e 1 cm, sem terem sido constatadas diferenças entre os respectivos resultados.

Após 30 dias ou 3 cm de altura, recomenda-se realizar a primeira poda, de forma a induzir o desenvolvimento do sistema radicular e, conseqüentemente, a emissão de novos estolões.

Em períodos de alta pluviosidade recomenda-se a utilização de cobertura tipo túneis para evitar o encharcamento do substrato e conseqüente diminuição da aeração das raízes, bem como a lixiviação de alguns nutrientes móveis, uma vez que não ficam adsorvidos na matriz do substrato.

O cultivo hidropônico permitiu a “colheita” em menor tempo (em comparação à técnica de cultivo convencional), aproximadamente 75 dias (Figuras 7.12 e 7.13).

Aspectos Operacionais

A vazão de alimentação e o ciclo de rega são determinados em função das dimensões do canteiro (comprimento da rampa) e da taxa de evaporação local. Uma forma simplificada para estimar a vazão necessária e, por conseguinte, o ciclo de rega, seria a determinação do tempo de avanço (tempo de deslocamento da solução nutritiva para percorrer toda extensão do tabuleiro) e da evaporação do esgoto no substrato. O número de ciclos de regas diárias deve ser igual ao tempo de evaporação do esgoto, após este atingir toda extensão do canteiro.

Para as condições locais do experimento, os melhores resultados



Figura 7.12 Desenvolvimento das mudas (30 dias)



Figura 7.13 Grama em fase de “colheita” (72 dias)

foram obtidos com $20\text{L}/\text{m}^2/\text{dia}$, distribuídos em intervalos de 4 em 4 horas, com início às 5:00 horas e final as 17:00 horas de cada dia, repetindo o ciclo no dia seguinte. Durante a noite, a irrigação era suspensa para permitir melhor aeração do sistema radicular.

Destaca-se a eficiência desta nova técnica em relação ao cultivo tradicional (solo) de grama, viabilizando a produção de placas em menor tempo e com menores custos (supressão da necessidade de fertilizantes).

Referências Bibliográficas

- BATAGLIA, O. C.; DECHEN, A. R.; SANTOS, W. R. Diagnose visual e análise de plantas. In: Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, 20., Anais... Campinas: Fundação Cargill, 1992. p. 369-393.
- DOUGLAS, J. S. Hidroponia: cultura sem terra. São Paulo: Nobel, 1987. 144 p.
- FAO, Soilless culture for horticultural crop production: Plant production and protection. paper 101. Rome, 1990. 188 p.
- MALAVOLTA, E. Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificação e fatos. São Paulo: ProduQuímica, 1994. 153 p.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. Piracicaba: Associação para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1989. 210 p.
- MALAVOLTA, E. Elementos de Nutrição Mineral. São Paulo: Agronômica Ceres, 1980. 251 p.
- MARTINEZ, H. E. P.; ARAÚJO, J. A. C.; SCOTTI, C. A.; BLISKA Jr. A.; MEYER, A. R. K.; SILVA, M. L. J. da. Solução nutritiva para hidroponia: cálculo, preparo, e manejo. Brasília: SENAR, 1999.
- MELO, H. N. S., ANDRADE NETO, C. O. de, MENDONÇA, F. C., MARQUES, M. O., PIVELLI, R. P. Uso de Esgoto Tratado em Hidroponia. In: BASTOS, R. K. X. (Org.) et al. Utilização de Esgotos Tratados em Fertirrigação, Hidroponia e Piscicultura. Rio de Janeiro: ABES, Rima, 2003. p.157-192.
- RESH, H. M. Cultivos hidropônicos: nuevas técnicas de producción. Espanha: Mundi-Prensa, 1987. 318 p.
- RODRIGUES, L. R. F. Técnicas de Cultivo Hidropônico e Controle Ambiental no Manejo de Pragas, Doenças e Nutrição Vegetal em Ambiente Protegido. Jaboticabal: Funep, 2002. 762 p.
- SMITH, D. L. Rockwool in horticulture. London: Grower Book, 1987.

Bibliografia Consultada

- ABUJAMRA, R. C. P., MELO, H. N. S., ANDRADE NETO, C. O. de. Uso Produtivo de Efluentes Tratados em Hidroponia NFT. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., Campo Grande, 2005, Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2005.
- ABUJAMRA, R. C. P., ANDRADE NETO, C. O. de, MELO, H. N. S. Reuso de águas residuárias tratadas no cultivo de grama hidropônica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., Campo Grande, 2005, Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2005.
- ALMEIDA, B. F. de. Histórico da hidroponia. In: LEDIC, I.L. (ed.). Curso de hidroponia. Uberaba: PIAR, 1997. p. 1-7.

- ANDRADE NETO, C. O. de; MELO, H. N. S. ; ABUJAMRA, R. C. P. Utilização de Águas Tratadas em Sistemas Hidropônicos. In: HANS, R. S.; MEDEIROS, S. S.; SOARES, F. A. L. (Org.). *Uso e Reúso de Águas de Qualidade Inferior: realidades e perspectivas*. Campina Grande, 2005. p. 317-345. CD-ROM.
- ANDRADE NETO, C. O. de; MELO, H. N. S.; OLIVEIRA, F. K. D.; MELO FILHO, C. P. Forragem Hidropônica com Esgoto Tratado. Vitória: PROSAB, 2002. CD-ROM.
- ANDRADE NETO, C. O. de; MELO FILHO, C. P.; MOURA, L. R. B.; MIRANDA, R. J. A.; PEREIRA, M. G.; MELO, H. N. S.; LUCAS FILHO, M. Hidroponia com Esgoto Tratado: forragem hidropônica de milho. In: SIMPÓSIO ITALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., Vitória, 2002. Anais... Rio de Janeiro: ABES/ANDIS, 2002. CD-ROM.
- ANDRADE NETO, C. O. de; MELO, H. N. S.; MELO FILHO, C. P.; OLIVEIRA, F. K. D. Produção de Forragem Verde Hidropônica com Esgoto Tratado. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 10., Braga, 2002. Anais... Braga: APESB/APRH/ABES, 2002. CD-ROM.
- ANDRADE NETO, C. O. de, MELO, H. N. S., OLIVEIRA, F. K. D., MELO FILHO, C. P. de, PEREIRA, M. G. Hidroponia Forrageira com Efluente de Filtro Anaeróbio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., Joinville, 2003. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2003. CD-ROM.
- ANDRADE NETO, C. O. de, *Sistemas Simples para Tratamento de Esgotos Sanitários Experiência Brasileira*. Rio de Janeiro: ABES, 1997. 301 p.
- BERNARDES, L.J.L. *Hidroponia Alfaca: uma história de sucesso*. Charqueada, 1997.
- BEZERRA NETO, E. *Técnicas de hidroponia*. Recife: Imprensa Universitária da UFPE, 2000. 88 p.
- CARMELLO, Q. A. de C. *Cultivo hidropônico de plantas*. Piracicaba: ESALQ - Divisão de Biblioteca e Documentação, 1997. 27 p.
- CARMELO, Q. A. de C. *Hidroponia: manejos alternativos na agricultura*. Piracicaba: ESALQ, 1993. 14 p.
- CASTELLANE, P. D. e ARAÚJO, J. A. C. de. *Cultivo sem solo*. Jaboticabal: FUNEP, 1994. 42 p.
- DOORENBOS, J.; KASSAM, A. H. *Efeito da água no rendimento das culturas*. Tradução de GHEYI, H. R.; SOUZA, A. A.; DAMASCENO, F. A. V.; MEDEIROS, J. F. de. Campina Grande: UFPB, 1994.
- EMATER-RN. *Forragem hidropônica de milho: uma alternativa bem sucedida*. Informe do Instituto de Assistência Técnica e Extensão Rural do Rio Grande do Norte, 2001.
- EPSTEIN, E. *Nutrição mineral*. São Paulo: EDUSP, 1975. 238 p.
- FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A. E.; VILELA, L. A. A. *Produção de Alfaca em Hidroponia*. Lavras: UFLA, 1996.
- FURLANI, P. R. *Cultivo de alfaca pela técnica de hidroponia*. Documentos IAC, 55, 1995. 18 p.

- HAANDEL, A; MARAIS, G. O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado. Campina Grande, EPGRAF, 1999. 472 p.
- INFOAGRO, El Cultivo de la GÉRBERA. Disponível em: <<http://www.infoagro.com.br>>, Acesso em: 24 março 2005.
- JEFFREY, W. D.; IZQUIERDO, J. Frijol: Fisiología del potencial del rendimiento y la tolerancia al estrés. Santiago: FAO, 1989. 91 p.
- LEMAIRE, F. Physical, chemical and biological properties of growing medium. Acta Horticulturae, Wageningen, n.396, p.273-284, Sept. 1995.
- MATOS, A. T.; GOMES FILHO, R. R.; MARTINEZ, H. E. P.; SILVA, D. D. Cultivo Hidropônico da Aveia Forrageira com o Aproveitamento da Água Residuária da Suinocultura. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 29., Fortaleza, 2000. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2000. CD-ROM.
- MELO, H. N. S.; MELO FILHO, C. P.; PEREIRA, M G; OLIVEIRA, F K D; ANDRADE NETO, C O. Uso de Esgoto Doméstico Tratado em Filtros Anaeróbios como Fonte de Macro e Micronutrientes para Cultivos Hidropônicos. Vitória: PROSAB, 2002. CD-ROM
- MELO, H. N. S.; MIRANDA, R. J. A.; MOURA, L. R. B.; MELO FILHO, C. P.; ANDRADE NETO, C. O. de; LUCAS FILHO, M. Hidroponia com Esgoto Tratado: técnica do filme nutriente. In: SIMPÓSIO ITALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002, Vitória. Anais... Rio de Janeiro: ABES/ANDIS, 2002. CD-ROM.
- MELO, H. N. S.; MOURA, L. R. B.; ANDRADE NETO, C. O. de; OLIVEIRA, F. K. D. Uso de Esgoto Doméstico Tratado em Filtros Anaeróbios como Fonte de Macro e Micro Nutrientes para Culturas Hidropônicas. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 10., Braga, 2002. Anais... Braga: APESB/APRH/ABES, 2002. CD-ROM.
- NOTARO, I. A.; FURTADO, D. A. Curso de Produção de Forragem Hidropônica de Milho. Campina Grande, UFPB, 1999.
- OLIVEIRA, A. C. L.; PEREIRA NETO, A.; SOUZA, A. C. R. Alternativas para o desenvolvimento sustentável do agente produtivo: Forragem Hidropônica de Milho. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil S/A, 1998. 15 p.
- SALASSIER, B. Manual de Irrigação. Viçosa: UFV, Imprensa Universitária, 1995.
- SARRUGE, J.R. Soluções nutritivas. Summa Phytopatológica. Piracicaba, 1986. 231 p.
- SINGH, B. P.; SAINJU, U. M. Soil physical and morphological properties and root growth. HortScience, Alexandria, v.33, n.6, p.966-971, June 1998.
- STAFF, H. Hidroponia. Coleção Agroindústria. Cuiabá: SEBRAE/MT, 1997, 86 p.
- TEIXEIRA, N. T. Hidroponia: uma alternativa para pequenas áreas. Guaíba: Agropecuária, 1996. 86 p.

Capítulo 8

Uso de Esgotos Tratados para Produção Animal

Paula Dias Bevilacqua, Rafael Kopschitz Xavier Bastos, Eduardo Arruda Teixeira Lanna

Introdução

Atualmente, a agricultura depende do suprimento de água a um nível tal que a sustentabilidade da produção de alimentos não poderá ser mantida sem que critérios inovadores de gestão sejam estabelecidos e implementados em curto prazo. Se considerarmos que 65% de toda a água consumida é utilizada pela agricultura (em regiões áridas, semi-áridas ou em função da estação do ano, essa proporção pode chegar a 80-90%), 25% pelas indústrias e que os restantes 10% são encaminhados para diversos fins urbanos, temos que uma redução de 10% na fração destinada à irrigação liberaria água suficiente para, grosseiramente, duplicar o consumo doméstico em âmbito mundial (STRAUSS, 2001; MANCUSO; SANTOS, 2003). Por outro lado, a crescente concorrência entre os três segmentos tem, de fato, levado à redução do uso da água pela agricultura (BROWN, 2003 citado por BUECHLER *et al.*, 2006).

Assim, diferentes possibilidades têm sido objeto de estudo, ou já postas em prática, na busca de recursos hídricos adicionais ou substitutivos, incluindo a utilização de esgotos sanitários na agricultura e na produção animal. Essa alternativa apresenta diferentes aspectos positivos, tais como: (i) a substituição da fonte de água; considerando a agricultura ou a piscicultura praticadas nas proximidades do perímetro urbano, podemos supor uma proporção substancial, se não de 100%, de substituição da água utilizada por água residual¹, preservando aquelas

1. 100% da contribuição de esgotos sanitários da Cidade do México, com população acima de 20 milhões de habitantes, é utilizada para irrigação de 80.000 ha no Vale do Mezquital; o esgoto é transportado por um complexo de canais e reservatórios ao longo de 60 km (STRAUSS; BLUMENTHAL, 1989).

Em Calcutá, Índia, praticamente toda a contribuição de esgotos sanitários é utilizada em 4.400 ha de tanques de piscicultura, a mais de 27 km ao leste da região metropolitana (MARA; CAIRNCROSS, 1989).

de melhor qualidade para outros usos, como o abastecimento para consumo humano e animal; (ii) economia de insumos de produção, já que as águas residuárias apresentam em sua composição nutrientes importantes para as plantas e peixes (nitrogênio, fósforo, potássio, dentre outros); (iii) reciclagem de nutrientes; (iv) preservação da fração orgânica do solo; (v) menores custos de tratamento dos esgotos, quando comparados ao tratamento necessário para o lançamento de efluentes em corpos receptores; (vi) produção de alimentos e (vii) proteção dos corpos d'água, resultando, por conseguinte, na redução dos gastos com processos de potabilização da água (MARA; CAIRNCROSS, 1989; STRAUSS, 2001; BASTOS *et al.*, 2003a; CORAUCCI FILHO *et al.*, 2003).

Por outro lado, também devem ser ponderadas as limitações que podem envolver a prática do reúso agropecuário, tais como: (i) aspectos financeiros relacionados ao transporte do esgoto sanitário aos locais de utilização, pois, em geral, as propriedades onde a prática do reúso poderia ser aplicada estão localizadas distantes dos centros urbanos, locais de produção dos maiores volumes de águas residuárias; (ii) uso inapropriado, relacionado à não observância de recomendações de manejo apropriado à prática do reúso em irrigação e piscicultura; (iii) aspectos de saúde pública, implicando na exposição de grupos populacionais a diferentes riscos à saúde; (iv) aspectos de saúde animal, as águas residuárias utilizadas para a produção de animais (piscicultura) ou de produtos para alimentação animal podem alterar os perfis sanitários dos rebanhos, implicando em custos/prejuízos na produção animal; (v) existência de componentes nas águas residuárias que podem ser tóxicos para as plantas (por exemplo, sódio, cloretos, boro) e para as peixes (por exemplo, amônia); (vi) contaminação química e microbiológica dos mananciais subterrâneos; (vii) alteração das características do solo (salinização, redução da permeabilidade e da aeração) e (viii) aspectos culturais relacionados à rejeição do consumo de alimentos produzidos com esgotos sanitários (DULAC, 2001; SCOTT *et al.*, 2004; FARUQUI, 2006).

Embora a utilização agrícola e na produção animal (principalmente em piscicultura) de águas residuárias seja uma prática já centenária, é também um conceito moderno, na medida em que ganha cada vez mais reconhecimento como uma importante estratégia para o desenvolvimento sustentável. Os exemplos em todo o mundo vão desde sistemas rigidamente controlados por diretrizes governamentais, com elevados níveis de planejamento e respaldados em políticas de gestão de recursos

hídricos, até as iniciativas espontâneas de pequenos agricultores envolvendo sérios riscos à saúde pública. Entretanto, apenas recentemente foram-se consolidando as bases técnicas e científicas para o reúso controlado, ou seja, o uso para fins produtivos, balizado em critérios de otimização econômica e aliados à segurança sanitária e proteção ambiental (STRAUSS; BLUMENTHAL, 1989; STRAUSS, 2001).

Diferentes exemplos de utilização de esgotos sanitários aparecem na literatura, em vários países da América Latina, no México, no Norte Africano, Sul da Europa, Oeste e Sul Asiáticos, na Península Arábica e nos Estados Unidos; envolvendo a piscicultura e a irrigação de diferentes culturas: vegetais, pastagens e culturas não comestíveis, parques e áreas verdes, campos de esporte, dentre outras, conforme sintetizado por Shuval et al. (1986), Strauss; Blumenthal (1989), Edwards, (1992); Strauss (2001), Bazza (2003), Buechler et al. (2006), Faruqui (2006).

Utilização de Esgotos Sanitários na Produção de Forrageiras para Consumo Animal

Qualidade da Forrageira

Os esgotos sanitários são ricos em nutrientes, como o nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio, essenciais para o adequado desenvolvimento das diferentes culturas, o que atesta seu potencial de uso como fertilizante. Além disso, e de igual importância, a matéria orgânica presente em sua composição atua como condicionante do solo e fonte de reposição de húmus, condições essas não garantidas com o uso de fertilizantes químicos.

A elevada demanda de macronutrientes (N, Ca, P, K, Mg, S, Na e Cl) de várias forrageiras e gramíneas fazem dessas culturas uma das melhores opções para a disposição dos esgotos no solo, resultando em remoção considerável, particularmente, de nitrogênio e fósforo. Adicionalmente, a opção pelas forrageiras, além de constituir uma forma de tratamento ou pós-tratamento dos esgotos, agrega a possibilidade de utilização da biomassa produzida para alimentação animal. Assim, além dos aspectos ambientais, a adequada qualidade nutricional da forrageira deve ser um objetivo a ser alcançado.

O aspecto nutricional na produção animal é talvez um dos mais complexos e significativos. Programas de alimentação têm diferentes impactos na produção e no crescimento dos animais, determinando igualmente os cenários futuros da exploração. Diversos fatores são considerados quando da seleção do alimento fornecido, devendo esse se adequar à espécie de interesse zootécnico (monogástricos ou ruminantes²), à fase de vida (animais, jovens, em gestação, em lactação, dentre outras) e aos objetivos produtivos a serem alcançados. O consumo de nutrientes para a produção animal deve atender às exigências nutricionais dos animais, as quais são influenciadas por fatores inerentes aos animais (espécies, raça, idade, sexo) e relacionados à produção (fase produtiva, condições do ambiente - temperatura, umidade, ventilação - ingestão de água, comportamento do animal no rebanho, dentre outros). Quando as exigências não são satisfeitas, apresentam-se quadros de deficiências que, primeiramente, levam os animais a utilizarem as suas reservas corporais na tentativa de amenizar o problema, e, posteriormente, à queda ou mesmo paralisação da produção. Em deficiências severas, pode ocorrer a morte do animal (GERLOFF, 2001).

A Tabela 8.1 apresenta algumas das exigências nutricionais de várias espécies animais em diferentes fases produtivas. Os valores relativos às exigências nutricionais podem variar de forma significativa em função dos aspectos anteriormente descritos; além disso, as pesquisas na área de nutrição animal constantemente sugerem alteração nos valores e, sendo assim, os mesmos devem ser interpretados como recomendações e não como dados absolutos. Adicionalmente, a definição de valores de exigências nutricionais, a exemplo do apresentado na Tabela 8.1, é feita pressupondo que os animais estão se alimentando normalmente.

Em se tratando de animais herbívoros, o fornecimento de alimentos volumosos (forragens³) é essencial, uma vez que a principal fonte de energia provém dos carboidratos ingeridos com as plantas. Esses

2. Monogástricos- animais cujo estômago é constituído por uma única câmara. Ruminantes - animais cujo estômago é constituído por várias câmaras: pré-estômagos (ou estômagos aglandulares) e estômago químico (ou estômago glandular). Nos herbívoros, animais cuja principal fonte de energia é oriunda dos carboidratos ingeridos com as plantas, a digestão dos carboidratos ocorre nos pré-estômagos (rúmen e retículo), no caso dos ruminantes, ou no intestino grosso (ceco e cólon), no caso dos monogástricos.

3. Forragem é definida como as partes comestíveis das plantas, exceto os grãos, que podem ser utilizadas como alimento para animais em pastejo ou podem ser colhidas e fornecidas como alimento (FGTC, 1991). Leguminosas e gramíneas são importantes fontes de forragem para os animais.

Tabela 8.1 Demanda nutricional para diferentes fases produtivas de espécies animais de interesse zootécnico

Espécie animal	Parâmetro				
	PV ⁽¹⁾ (kg)	MS ⁽²⁾ (Kg dia ⁻¹)	PB ⁽³⁾⁽⁴⁾	Ca ⁽⁴⁾	P ⁽⁴⁾
Caprinos adultos (manutenção)	30	0,79	6,5	0,25	0,18
Caprinos de leite ⁽⁵⁾	30	2,32	18,1	1,01	0,45
Bovinos de corte em crescimento ⁽⁶⁾	295	7,9	6,9	0,2	0,12
Bovinos de corte em engorda ⁽⁷⁾	409	10,3	10,2	0,37	0,2
Bovinos de leite ⁽⁸⁾	650	16	14	0,53	0,34
Bovinos de leite ⁽⁹⁾	600	23,7	16,5	0,61	0,36
Bovinos de leite (vacas secas)	650	11	12	0,39	0,24

NOTAS: (1) Peso vivo. (2) Matéria seca. (3) Proteína bruta. (4) Valores expressos com base na matéria seca (% da MS). (5) Para produção de 5 kg de leite por dia com 3,5% de gordura. (6) Para se atingir peso ao abate de 454 kg, ganho de peso médio diário de 0,29 kg, e 28% gordura corporal. (7) Para se atingir peso ao abate de 545 kg, ganho de peso médio diário de 1,38 kg, e 28% gordura corporal. (8) Para produção de 18 kg de leite por dia com 3,8% de gordura. (9) Para produção de 40 kg de leite por dia.

FONTE: Adaptado de Ribeiro (1997), NRC (2001), Gerloff (2001), Lana (2005).

alimentos se caracterizam por baixo teor energético e altos teores de fibras ou água, além de apresentarem volume elevado por unidade de peso (baixa densidade). Forragens de alta qualidade podem suprir a maioria dos nutrientes, dependendo, dentre outros aspectos, da categoria animal em questão, da espécie forrageira, do tipo de solo e fertilidade e da idade da planta. Fatores importantes na determinação da qualidade é a idade ao corte ou pastejo e o estágio de maturação da planta. Com idade avançada, as plantas decrescem em proteína, energia, cálcio, fósforo e matéria seca digestível, enquanto aumenta a fibra (fibra detergente neutra - FDN, fibra detergente ácida - FDA e lignina) (TEIXEIRA, 1998; LANA, 2005).

O consumo de alimentos é regulado por mecanismo homeostático baseado em aspectos bioquímicos e físicos do organismo. Um aspecto bioquímico importante que determina o consumo de alimentos é o equilíbrio energético, o qual está dado na diferença entre a ingestão de energia (alimento) e o gasto de energia, sendo esse dividido em energia de manutenção (funções básicas para manutenção da vida: batimentos cardíacos, movimentos respiratórios, equilíbrio térmico, produção de fezes e urina, dentre outras), e energia de produção (engorda, gestação, lactação, dentre outras). Nos monogástricos, a concentração de energia na dieta é o

principal fator que determina a taxa de sua ingestão, ou seja, a regulação se dá por mecanismos químicos. Nos ruminantes, em função da existência dos pré-estômagos, o controle da ingestão do alimento ocorre, principalmente, por um mecanismo físico de enchimento e esvaziamento dos pré-estômagos. Assim, o consumo de alimento aumenta com o aumento do valor nutritivo, até um ponto em que a distensão do rúmen⁴ não permite maior ingestão. Dessa forma, a utilização de forragem com baixo valor nutritivo (baixa digestibilidade⁵) pode levar à interrupção da ingestão de alimento antes de satisfeita a demanda total de energia do animal. Por outro lado, o fornecimento de dieta com elevado valor nutritivo (alta digestibilidade, caracterizada pela elevada proporção de matéria verde na forragem, por exemplo, forragens novas) leva ao aumento do consumo de alimento até certo ponto, a partir do qual a ingestão passa a ser controlada mais pela necessidade energética do animal (mecanismo químico), do que pela capacidade de enchimento do rúmen (BORGES, 1998; GERLOFF, 2001).

Considerando os aspectos acima, depreende-se que o consumo de forragem é um fator limitante quando da elaboração de programas de alimentação para ruminantes. A avaliação do consumo de forrageiras pelos animais é feita através do parâmetro matéria seca⁶, o qual é também um dos parâmetros utilizados para avaliar a produção da forrageira. A matéria seca contém todos os nutrientes (exceto água) que são necessários para os animais. A concentração de nutrientes nos alimentos normalmente é expressa com base na quantidade de matéria seca ao invés da matéria verde, pois: (i) a quantidade de água nos alimentos pode variar

4. O *rúmen* corresponde a um dos pré-estômagos (estômagos aglandulares) dos ruminantes. Nessa câmara, localizam-se as bactérias capazes de fermentar a celulose. Os outros pré-estômagos correspondem ao *retículo*, caracterizado também pela presença de grande quantidade de bactérias fermentativas e o *omaso*, onde o bolo alimentar contendo enorme quantidade de bactérias fermentativas é concentrado, devido à reabsorção de água. Os ruminantes contam ainda com uma quarta câmara, o *abomaso* (estômago glandular), que corresponde ao estômago nos restantes mamíferos, onde ocorre parte da digestão química dos alimentos a partir da secreção de ácidos e proteases.

5. Digestibilidade corresponde à fração do alimento que é reduzida em partículas de baixo peso molecular por ação de enzimas microbianas ou do sistema digestório, favorecendo a absorção pelo trato gastrointestinal (LANA, 2005).

6. Matéria seca é um dos parâmetros obtidos em análises bromatológicas de alimentos; representa o peso do material analisado totalmente livre de água, extraída num processo de secagem (SILVA; QUEIROZ, 2002).

e, portanto, o valor nutritivo de diferentes alimentos pode ser comparado mais facilmente quando a concentração é expressa com base na matéria seca; (ii) quando expressa em material seco, a concentração de nutrientes dos alimentos pode ser comparada diretamente com a concentração de nutrientes necessária na dieta dos animais. Dessa forma, a predição acurada do consumo de matéria seca é fundamental na formulação de dietas a fim de atender as exigências nutricionais dos animais, predizer o ganho de peso diário e estimar a lucratividade da exploração (WATTIAUX, 1997; SILVA; QUEIROZ, 2002; NRC, 2000 citado por VALADARES FILHO *et al.*, 2006).

Os nutrientes presentes nos alimentos são, normalmente, divididos em cinco categorias: água, energia (carboidratos, proteínas, lipídeos), proteína (compostos nitrogenados), minerais e vitaminas. Os alimentos podem conter ainda substâncias sem valor nutritivo, seja por que não são digeridas pelos animais ou por que podem interferir na digestão de outros nutrientes ou até por apresentarem níveis diferenciados de toxicidade.

A matéria seca presente nos alimentos pode ser classificada em matéria orgânica e inorgânica (cinzas ou matéria mineral). Os compostos inorgânicos, por sua vez, são diferenciados em macro e micronutrientes, sendo essa distinção baseada na quantidade requerida pelos animais. Além da matéria seca, as análises de rotina dos alimentos têm o objetivo de obter informações sobre os seguintes componentes: proteína bruta, gordura ou extrato etéreo, fibra bruta, extrato não nitrogenado e cinza ou matéria mineral. Os constituintes assim definidos não representam, na realidade, um composto químico específico, na verdade, incluem, muitas vezes, grupos de compostos químicos. O método usado para a quantificação dos constituintes nos alimentos segue, de forma geral, o que foi proposto por Weende, em 1864, sendo denominado de método proximal (WATTIAUX, 1997; SILVA; QUEIROZ, 2002; LANA, 2005).

Os nutrientes nitrogenados compreendem os compostos que apresentam nitrogênio em sua composição, como as proteínas e os aminoácidos. Em média, as proteínas contêm cerca de 16% de nitrogênio. Portanto, a porcentagem de proteína em um alimento é normalmente calculada como a quantidade de nitrogênio multiplicada por 6,25 ($100/16 = 6,25$). Esta medida é chamada de proteína bruta (PB), pois nem todo o nitrogênio de um alimento está na forma de proteína; nesse sentido, frequentemente, a medida de proteína bruta superestima a quantidade de

proteína verdadeira do alimento. As proteínas e os aminoácidos constituem nutrientes com importante função estrutural no organismo, além de desempenharem função de defesa (anticorpos), controle metabólico (hormônios), dentre outras (WATTIAUX, 1997; SILVA; QUEIROZ, 2002; LANA, 2005).

Os nutrientes energéticos são representados pelos carboidratos e pelas gorduras, sendo sua principal função a de fornecer energia para os animais. Na análise dos alimentos, os lipídeos e outras substâncias da família das gorduras são mensurados pelo método de extração pelo éter. Esses compostos produzem cerca de 2,25 vezes mais energia que carboidratos, entretanto, a maioria da energia das forragens e de concentrados está disponível a partir dos carboidratos. Considerando os carboidratos (extrato não nitrogenado) existentes nas plantas, esses podem ser classificados em: (i) açúcares simples (glicose, frutose); (ii) carboidratos de reserva, também chamados de carboidratos não estruturais, não fibrosos ou carboidratos presentes fora da parede celular (amido) e (iii) carboidratos estruturais, também chamados de carboidratos fibrosos ou de parede celular (celulose e hemicelulose). A quantidade de fibras (ex: parede celular) nos alimentos têm um papel importante no seu valor nutricional. Em geral, quanto menos fibra, maior é o valor energético de uma forragem. A determinação da fração fibrosa no alimento pode ser feita considerando a denominada *fibra bruta*, a qual inclui em sua constituição celulose, hemicelulose e lignina. Em se tratando de ruminantes, é importante uma análise que informe de forma mais adequada sobre os carboidratos presentes nos alimentos; sendo assim, atualmente, segue-se o que foi proposto por Van Soest, em 1967, onde os componentes são fracionados, segundo sua solubilidade em detergente neutro e detergente ácido. A *fibra em detergente neutro* (FDN) ou parede celular é o resíduo, após a extração do conteúdo celular, incluiu celulose, hemicelulose e lignina. A *fibra em detergente ácido* (FDA) é o resíduo constituído basicamente de lignina e celulose. A FDN é útil para estimar o consumo de forragem pelo animal; considera-se que essa fração está relacionada com o espaço ocupado pelo alimento no rúmen e, dessa forma, a potencial capacidade de ingestão de um alimento é inversamente proporcional à quantidade de FDN do alimento. A FDA, por sua vez, está correlacionada com a digestibilidade de uma forragem; quanto maior for o valor de FDA menor será a capacidade do animal de digerir a forragem (WATTIAUX, 1997; SILVA; QUEIROZ, 2002; LANA, 2005).

As forrageiras escolhidas para alimentação animal devem, assim, satisfazer as exigências nutricionais das diferentes espécies e fases de produção. A utilização de volumosos de melhor qualidade implica na redução da necessidade de suplementação da dieta dos animais com alimentos concentrados⁷, reduzindo, inclusive, o custo da produção no quesito alimentação. Nesse sentido, a avaliação do valor nutritivo dos volumosos a serem utilizados é um aspecto importante de ser observado na produção animal. Na prática, não é rotineira a avaliação dos alimentos, principalmente os volumosos, na elaboração de programas de alimentação. De forma geral, utilizam-se referências para se obter dados da composição e do valor nutritivo dos alimentos e, assim, se fazer a recomendação de suplementação com rações e misturas minerais. Várias referências utilizadas são internacionais (a exemplo das recomendações do NRC National Research Council dos EUA e o Agricultural Research Council da Inglaterra), entretanto, a composição e o valor nutritivo dos alimentos, principalmente no caso dos volumosos, sofrem alterações significativas dependendo do local onde é produzido, por exemplo, nos trópicos ou em climas temperados; sendo assim, é sempre desejável a utilização de padrões elaborados a partir da realidade nacional (TEIXEIRA, 1998; LANA, 2005).

Ainda como parâmetros determinados na análise de alimentos, nesse caso utilizando equações matemáticas, citam-se: (i) *nutrientes digestíveis totais* (NDT), o qual é estimado a partir das análises de outros parâmetros, como FDA e FDN e (ii) *proteína digestível estimada*, determinada a partir dos valores de proteína disponível (fração da proteína bruta realmente utilizável pelos animais). Esses valores informam sobre a qualidade da pastagem e, quanto maiores, melhor será a qualidade da forragem, com melhor aproveitamento pelos animais (TEIXEIRA, 1998).

A Tabela 8.2 apresenta a composição de algumas forrageiras utilizadas para alimentação de animais.

7. Alimentos concentrados são caracterizados por altos teores de energia (acima de 60% de nutrientes digestíveis totais NDT), podendo ser alimentos energéticos (menos de 20% de proteína bruta - PB) ou protéicos (acima de 20% de PB); também apresentam volume pequeno por unidade de peso (alta densidade). No primeiro caso, estão os cereais e seus sub-produtos (milho, sorgo, trigo e outros), raízes e tubérculos (por exemplo: mandioca) e subprodutos da indústria (por exemplo: melaço) e, no segundo, as oleaginosas (algodão, soja, girassol), farinha de carne, farinha de sangue e outros (LANA, 2005).

Tabela 8.2 Exemplos de composição de alimentos para animais

Alimento	Parâmetros (%) ⁽¹⁾								
	MS	PB	FDN	FDA	EE	MM	NDT	Ca	P
Capim braquiaria ^{(a)(3)}	21,2	12,3	77,9	37,6	3,1	7,8	-(²)	0,61	0,42
Capim braquiaria ^{(a)(4)}	35,7	4,9	87,9	47,3	3,2	7,7	-	0,72	0,24
Capim elefante ^{(a)(5)}	14,4	14,3	69,8	38,9	2,1	9,2	61,0	0,35	0,27
Capim elefante ^{(a)(6)}	38,8	5,1	74,8	49,1	1,7	4,0	-	0,33	0,18
Capim gordura ^{(a)(7)}	24,2	9,7	83,5	42,7	4,1	7,2	60,2	0,32	0,23
Capim gordura ^{(a)(8)}	33,4	4,2	-	-	-	-	48,6	-	-
Alfafa ^(b)	25,0	17,0	46,0	-	1,6	-	58,0	1,31	0,24
Silagem de milho maduro ^(b)	27,0	8,0	59,0	-	2,9	-	63,0	0,52	0,16
Silagem de milho forrageiro ^(a)	34,8	7,4	-	26,1	-	-	-	-	-
Silagem de milho ^(a)	30,9	7,3	55,7	30,8	3,0	4,7	61,9	0,30	0,19
Milho grão ^(c)	88,0	9,0	9,0	3,0	-	-	85,0	0,02	0,29
Sorgo grão ^(c)	88,0	9,0	8,8	3,0	-	-	82,0	0,03	0,20

NOTAS: (1) MS: matéria seca; PB: proteína bruta; FDN: fibra em detergente neutro; FDA: fibra em detergente ácido; EE: extrato etéreo; MM: matéria mineral; NDT: nutrientes digestíveis totais. Os parâmetros estão expressos com base na matéria seca (% da MS). (2) Essa notação indica que não havia informação disponível sobre o parâmetro na literatura consultada. (3) *Brachiaria decumbens* Stapf. com 0 a 30 dias de maturidade. (4) *Brachiaria decumbens* Stapf. com 121 a 150 dias de maturidade. (5) *Pennisetum purpureum* Schum. com 31 a 45 dias de maturidade. (6) *Pennisetum purpureum* Schum. com 151 a 180 dias de maturidade. (7) *Melinis minutiflora* Beauv. com 46 a 60 dias de maturidade. (8) *Melinis minutiflora* Beauv. com 151 a 180 dias de maturidade.

No âmbito do PROSAB, estudos anteriores vêm demonstrando a viabilidade de produção de forrageira irrigada com esgotos sanitários. No Rio Grande do Norte, estudos com irrigação com efluente de filtro anaeróbico de capim elefante (*Pennisetum purpureum*) cv Roxo Botucatu alcançaram produtividade de 75 e 93 t MV ha⁻¹, quando o capim foi semeado em solo com 30 cm e 60 cm de espessura, respectivamente. A irrigação de milho forrageiro e sorgo (IPA-467-4-2) também foi avaliada com o mesmo tipo de efluente; a produtividade verificada foi ≈ 20 kg MV m⁻² e ≈ 7 kg MV kg⁻¹ de semente para o milho hidropônico e 73 t MV ha⁻¹ para o sorgo em solo de 30 cm de espessura (BEVILACQUA *et al.*, 2003; MELO *et al.*, 2003).

Outros autores também registram o potencial de utilização de esgotos sanitário para a produção de forrageira, como Santos (1997), que em estudos de irrigação de capim-elefante com efluentes de lagoas de estabilização na Paraíba, obteve produtividade da ordem de 28 t MS ha⁻¹.

Os valores verificados são próximos das referências nacionais, que atestam o potencial de produção de culturas forrageiras no Brasil, como por exemplo: milho (9-15 t MS ha⁻¹; 8-11 kg MV kg⁻¹ de semente e 20 kg MV m⁻²); sorgo (8-27 t MS ha⁻¹) e capim elefante (10-80 t MS ha⁻¹), dependendo das condições de manejo, como época do ano e número de cortes (FARIA, 1986; EMATER, 2001; OLIVEIRA *et al.*, 1998).

Aspectos Sanitários Relacionados à Produção de Forrageira para Alimentação Animal

Além do aspecto produtivo, a qualidade sanitária da forrageira é uma condição fundamental a ser avaliada por conta dos riscos associados, tanto à saúde humana quanto à saúde animal.

A utilização de esgotos sanitários para a produção agrícola e animal somente resultará em risco real de doença se as seguintes premissas forem satisfeitas: (a) o organismo patogênico excretado alcançar o meio ambiente em quantidades correspondentes à sua dose infectante, ou o patogênico se multiplicar no meio ambiente e atingir a dose infectante; (b) a dose infectante alcançar um hospedeiro humano ou animal; (c) o hospedeiro se infectar e (d) a infecção resultar em doença ou transmissão posterior (casos secundários).

As três primeiras premissas (a, b e c) constituem o que é convencionalmente denominado 'risco potencial'⁸ e a última premissa (d) constitui o 'risco real'⁹ à saúde pública, ou seja, a probabilidade de ocorrência de casos de doença. A existência de risco potencial não

8. A denominação 'risco potencial' foi primeiramente utilizada na área da Engenharia Sanitária nos estudos relacionados ao reúso de excretas/esgotos sanitários. Essa denominação corresponde ao conceito de 'perigo' utilizado na metodologia de avaliação de risco, a qual vem sendo incorporada por essa área de conhecimento em diferentes aplicações (águas residuárias, água de consumo, resíduos sólidos, dentre outras).

9. De forma semelhante, a denominação 'risco real' corresponde na metodologia de avaliação de risco ao conceito de 'risco'. Para maiores detalhes, consultar Capítulo 2 dessa publicação.

necessariamente implica na ocorrência de casos de doença; assim, se esses não ocorrerem o risco à saúde humana permanece apenas como potencial.

Segundo o modelo utilizado pela Organização Mundial da Saúde (OMS) na elaboração das recomendações para irrigação com esgotos sanitários, o risco à saúde pública pode ser dividido em três grandes categorias: (i) aquele relacionado aos consumidores de alimentos produzidos com esgotos, incluindo os consumidores e as pessoas envolvidas na comercialização e no processamento do produto (risco do consumidor); (ii) aquele relacionado aos agricultores e trabalhadores, os quais estão expostos aos esgotos (risco do trabalhador/ocupacional) e (iii) o risco relacionado à população que habita ou circula por áreas vizinhas às áreas onde se pratica a irrigação com esgotos (risco da população vizinha) (BLUMENTHAL *et al.*, 2000a; BLUMENTHAL *et al.*, 2000b; STRAUSS, 2001).

As premissas e o modelo acima apontam elementos essenciais na determinação de doenças/agravos, porém ambos são permeados por detalhes relativos às características do agente etiológico (por exemplo, seu ciclo biológico, sua resistência aos processos de tratamento de esgotos e às condições ambientais, sua virulência), ao meio ambiente (ex.: competição, predação, insolação) e ao hospedeiro (ex: suscetibilidade, desenvolvimento de imunidade), aspectos estes que são imprescindíveis para a compreensão da ocorrência de casos de doenças transmissíveis relacionadas à utilização de esgotos na produção agropecuária.

A complexa inter-relação existente entre os componentes das doenças transmissíveis acaba por demandar uma abordagem que possa incorporar estes diversos aspectos e, nesse sentido, a opção pela metodologia de avaliação de risco parecer contribuir para o preenchimento de lacunas importantes, conforme vem sendo evidenciado em alguns trabalhos (BLUMENTHAL *et al.*, 2000a; BLUMENTHAL; PEASEY, 2002; PETTERSON; ASHBOLT, 2002; CARR; SPERLING, 2005).

No caso da produção de forrageira com esgotos sanitários, devem ser considerados os riscos relacionados aos consumidores de produtos animais alimentados com material irrigado com esgotos, aos trabalhadores e à circunvizinhança de áreas irrigadas. Nesse caso, ganham significado epidemiológico especial os organismos patogênicos com potencial zoonótico, ou seja, que possam ser transmitidos dos seres humanos para os

animais e vice-versa. O Quadro 8.1¹⁰ apresenta os principais organismos patogênicos presentes em esgotos sanitários com potencial zoonótico, indicando os efeitos à saúde correspondentes em populações animais.

Além dos aspectos zoonóticos, a abordagem dos riscos potenciais e reais à saúde animal é importante de ser considerada também sob a ótica de que a alteração dos indicadores de produtividade (por exemplo, a ocorrência de diarreia resultando em óbitos de animais ou em atraso no ganho de peso), pode dificultar, ou mesmo inviabilizar, a utilização de esgotos na produção de forrageiras. Nesse sentido, os animais de produção, ainda que com adequado perfil sanitário, podem funcionar como reservatórios, onde os agentes patogênicos se multiplicam ou desenvolvem (alterando a quantidade e, ou, a forma), resultando no aumento da dose infectante (ou mesmo no aparecimento de formas infectantes) dos mesmos no meio ambiente. Assim, se a água residuária utilizada é proveniente de explorações animais, qualquer organismo patogênico potencialmente presente tem significado epidemiológico.

A Figura 8.1 apresenta uma sistematização da inter-relação entre os riscos potenciais e reais à saúde humana e animal, quando da utilização de esgotos para produção animal.

Especificamente em relação à irrigação de pastagens, ainda existem lacunas de informação e outras pouco conclusivas, considerando os riscos à saúde pública e aqueles relacionados à população animal. Em relação à saúde humana, salmonelose e cisticercose são tradicionalmente identificados como os dois principais riscos associados com a irrigação de pastagens com águas residuárias. Em relação à salmonelose, embora existam evidências de infecção animal, a maioria dos estudos disponíveis sugere que isto ocorra somente em situações de contato prolongado com material altamente contaminado. As evidências de infecção humana secundária são também escassas, muito embora, em pelo menos uma ocasião, tenha sido registrada a transmissão através de leite não pasteurizado (PIKE, 1986; JONES, 1986). Por outro lado, a observação de um período de tempo (cerca de duas semanas em regiões de clima quente) entre a última aplicação de água residuária e a alimentação animal tem sido recomendada como uma medida eficaz de descontaminação natural das pastagens (JONES, 1986; COSTA VARGAS *et al.*, 1996).

10. As informações contidas no Quadro 8.1 foram reunidas utilizando, principalmente, as seguintes referências Radostits *et al.* (2000), Bastos *et al.* (2003b) e Quinn *et al.* (2005).

Quadro 8.1 Organismos patogênicos existentes em esgotos sanitários e agravos possíveis em populações animais de interesse zootécnico

Agente etiológico	Espécie animal de interesse	Agravos
Bactérias		
<i>Clostridium perfringens</i>	Suína, bovina, ovina, caprina, aves	Enterocolite necrosante (suínos), enterite hemorrágica (bezerros e suínos), disenteria (cordeiros), enterotoxemia (bezerros, caprinos e ovinos adultos) enterite necrótica (frango), gangrena gasosa
<i>Campylobacter jejuni</i>	Bovina, ovina, aves	Abortamento em bovinos e ovinos e hepatite em aves
<i>Campylobacter coli</i> ⁽¹⁾	Suína	Enterocolite
<i>Escherichia coli</i>	Mamíferos em geral e aves	Diarréia pós-desmame (suínos), diarréia (suínos, bezerros e cordeiros), doença do edema (suínos), enterocolite hemorrágica (bezerros), salpingites, pericardite e enterite (aves) Mastite por coliforme (vacas e porcas)
<i>Listeria monocytogenes</i>	Bovina, ovina, caprina, suína, aves	Encefalite, abortamento e septicemia (bovinos, ovinos, caprinos e suínos), endoftalmite (bovinos, ovinos e caprinos), mastite (vacas), septicemia (aves)
<i>Salmonella</i> spp	Mamíferos em geral e aves	Enterocolite e septicemia (suínos, bovinos, ovinos), abortamento (ovinos), diarréia e desidratação – pulrose aviária (aves jovens), tifo aviário (aves adultas), paratifo (aves)
<i>Shigella</i> spp.	Aves	Septicemia
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Mamíferos em geral	Enterites e infecções entéricas assintomáticas (mamíferos em geral), abortamento esporádicos (cabras)
<i>Yersinia pseudotuberculosis</i>	Mamíferos em geral e aves	Enterites e infecções entéricas assintomáticas (mamíferos em geral), abortamento esporádico (bovinos, ovinos, caprinos), septicemia (aves)
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	Mamíferos em geral	Tuberculose
<i>Mycobacterium avium</i> subsp. <i>paratuberculosis</i> ⁽²⁾	Bovina	Paratuberculose (Doença de Johne)
<i>Klebsiella pneumoniae</i> ⁽³⁾	Bovina	Mastite por coliforme (vacas), pneumonia (bezerros)
<i>Enterobacter aerogenes</i> ⁽³⁾	Bovina e suína	Mastite por coliforme (vacas e porcas)
<i>Serratia</i> ⁽³⁾	Bovina	Mastite por coliforme (vacas),
<i>Edwardsiella</i> ⁽³⁾	Várias espécies animais	Diarréia



Quadro 8.1 Organismos patogênicos existentes em esgotos sanitários e agravos possíveis em populações animais de interesse zootécnico (conclusão)

Agente etiológico	Espécie animal de interesse	Agravos
Vírus Rotavírus ⁽⁴⁾	Bovina, suína, ovina, caprina, aves	Enterite em animais jovens
Vírus da hepatite E	Suínos	Não causa doença em animais, considera-se que o suíno é hospedeiro natural do vírus
Protozoários <i>Giardia</i> spp.	Várias espécies animais	Infecções na grande maioria assintomáticas, podendo ocorrer diarreia
<i>Cryptosporidium</i> spp.	Bovina, suína, ovina e caprina	Diarreia em animais jovens
<i>Sarcocystis</i> spp.	Bovina e suína	Sarcocistose: ganho de peso reduzido (bovinos e suínos), abortamento (bovinos) ⁽⁵⁾
<i>Toxoplasma gondii</i> ⁽⁶⁾	Ovina e outros mamíferos	Abortamento e natimortos (ovinos), encefalite e pneumonia (outros mamíferos) ⁽⁷⁾
Helmintos <i>Taenia</i> spp.	Suína e bovina	Cisticercose ⁽⁵⁾
<i>Fasciola hepatica</i>	Bovina, ovina, caprina, suína	Fasciolose (hepatite traumática e hemorragia) ⁽⁸⁾

NOTAS: (1) Em humanos está provavelmente associada à enterocolite, porém, a patogenicidade dessa espécie não está claramente estabelecida nem em humanos nem em suínos. (2) O *Mycobacterium avium* subsp. *paratuberculosis* é o bioagente patogênico da Doença de Johne em bovinos, suspeita-se que exista relação entre a infecção por essa bactéria e a Doença de Crohn em humanos, uma enterite crônica (THOMPSON, 1994). (3) Bactérias oportunistas da família *Enterobacteriaceae*. (4) As infecções naturais por rotavírus são consideradas espécie-específicas, entretanto, os vírus isolados a partir de uma espécie podem ser transmitidos experimentalmente a outras espécies. Já foi evidenciado o potencial zoonótico do rotavírus, particularmente o grupo C, com possível transmissão a partir dos suínos. Os rotavírus de uma espécie podem infectar os membros somente de outras poucas espécies, a infecção experimental de suínos, bezerras e cordeiros com o rotavírus humano é possível. (5) O maior significado dessas doenças não se refere propriamente à doença animal, mas à condenação das carcaças dos animais no momento do abate. (6) A infecção animal por *Toxoplasma gondii* se dá, principalmente, pela ingestão de oocistos eliminados nas fezes de felídeos jovens; como o esgoto sanitário pode conter excretas de outros animais (preponderantemente de animais de estimação como cães e gatos), considerou-se pertinente incluir essa zoonose no quadro acima. (7) Os agravos em animais de maior significado compreendem o abortamento e natimortos em ovinos, porém os animais de produção, principalmente, ovinos, caprinos e suínos, têm importância na transmissão do protozoário para seres humanos, principalmente a partir da ingestão de carne/outros órgãos (crua ou mal cozida) e leite (cru) e manuseio de carne/outros órgãos crus. (8) Além da importância como doença animal, a fasciolose implica na condenação das carcaças dos animais no momento do abate.

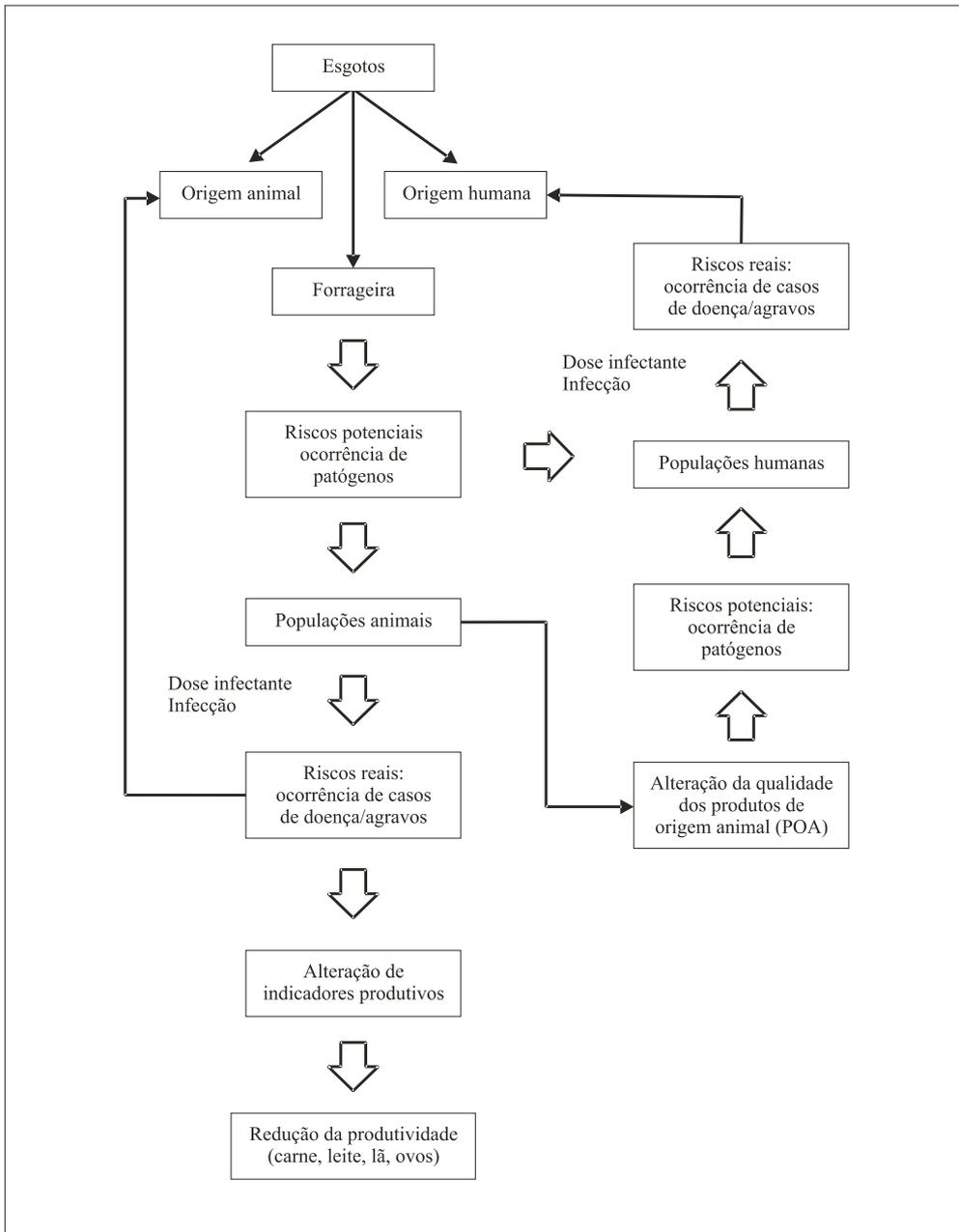


Figura 8.1 Inter-relação entre riscos potenciais e reais na produção de forrageira para alimentação animal com utilização de esgotos sanitários ou dejetos de animais.

Com respeito à cisticercose, as evidências de infecção animal são mais nítidas, associadas principalmente à aplicação de esgotos e lodo de esgoto não tratados (NANSEN; HENRIKSEN, 1986). Mais recentemente, atenção especial tem sido dedicada aos riscos de transmissão de protozoários, a exemplo da criptosporidiose, haja vista se tratar de zoonose de importância epidemiológica inquestionável (CROCKETT; HAAS, 1997; FAO, 1997).

Outra questão que vem ganhando significado, ainda mais em se tratando de zoonoses, e que não deve ser desconsiderada na discussão relativa à utilização de excreta/esgotos com fins de produção agro-pecuária é a possibilidade de circulação de organismos entre diferentes espécies animais. Esse processo pode implicar na adaptação de agentes etiológicos a espécies anteriormente refratárias. Um exemplo notório e recente (1995/1996) é a emergência da encefalopatia espongiforme bovina (doença da vaca louca), cujo agente etiológico (identificado como um príon) foi 'transferido' da espécie ovina (portadores de outra encefalopatia conhecida como *scrapie*) para a bovina a partir do aproveitamento de restos de carcaças de ovelhas para preparo de ração (farinha de carne) para alimentação de bovinos.

Em se tratando da população animal, alguns autores (JONES, 1980a,b; WALTON; WHITE, 1981) relatam que o risco de infecção é pequeno. Entretanto, essa premissa, além de datar do início dos anos 80, baseia-se no fato de que há poucos relatos de casos de doenças em animais que são alimentados com forragens/pastagens irrigadas/adubadas com excretas/esgotos sanitários. Em outras situações, estudos que envolvem populações animais abordam a ocorrência de problemas sanitários relacionados à utilização de esterco animal como adubo de forragens ou pastagens; é relatado, por exemplo, risco de transmissão de *Mycobacterium avium* subsp. *paratuberculosis*, para bovinos alimentados com forragens ou criados em pastagens adubadas com esterco animal (bovino) (GOODGER, 1996).

As considerações anteriores são aplicáveis aos riscos potenciais relacionados à ocorrência de organismos patogênicos em esgotos sanitários e os riscos reais de produção de doenças transmissíveis. Entretanto, apesar de não ser objeto específico dessa publicação, não se devem negligenciar, também, os riscos potenciais relacionados à ocorrência de substâncias/produtos químicos em águas residuárias e possíveis agravos não transmissíveis e, ou, intoxicações.

Experiência no Âmbito do PROSAB, Edital 4, Tema 2

Universidade Federal de Viçosa (UFV)

Na UFV foram conduzidos experimentos de produção de milho forrageiro para alimentação animal, com os seguintes objetivos: (i) avaliação da produção e da qualidade químico-bromatológica da forrageira; (ii) acompanhamento da qualidade microbiológica da forrageira; (iii) acompanhamento do perfil sanitário dos animais (cabras em lactação) e (iv) acompanhamento da qualidade sanitária do produto de origem animal (leite).

Os experimentos foram conduzidos na Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos da Viçeira (Viçosa-MG). A unidade de tratamento é constituída por um conjunto reator UASB + biofiltro aerado submerso (UASB+BF), em escala real e pré-fabricado em aço. A unidade experimental para produção do milho forrageiro foi constituída por dez rampas com declividade de 4%, irrigadas com efluente do sistema UASB+BF (Figura 8.2). Com o objetivo de aumentar a carga de patógenos na forrageira, foram realizadas inoculações de *Salmonella* spp. na água de irrigação, a partir de caixas de 1.000 L de armazenamento do efluente.

O monitoramento do sistema foi realizado semanalmente a partir da coleta de amostras do efluente do biofiltro, da água de irrigação (caixa de armazenamento) e do milho forrageiro. Foram pesquisados parâmetros físico-químicos e parasitológicos, nas amostras do efluente do biofiltro, e microbiológicos (coliformes totais, *Escherichia coli* e *Salmonella* spp.), sendo a pesquisa de coliformes realizada nas três amostras e a pesquisa de *Salmonella* spp., nas amostras da água de irrigação e no milho forrageiro.

O milho forrageiro foi utilizado para a alimentação de seis cabras mestiças em lactação (Figura 8.3), fornecido duas vezes ao dia; em suplementação os animais receberam feno ração e suplemento múltiplo mineral. Os animais foram acompanhados semanalmente para avaliações clínicas e coletas de fezes (analisadas para salmonela) e leite (analisado para salmonela, coliformes totais, *Escherichia coli* e contagem padrão em placa - pesquisa de mesófilos).



Figura 8.2 Vista das rampas para semeadura do milho forrageiro, Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos da Viçosa, Viçosa-MG, 2004-2006.



Figura 8.3 Detalhe do milho forrageiro aos 28 dias e vista das instalações e parte dos animais utilizados nos experimentos, Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos da Viçosa, Viçosa-MG, 2004-2006.

Avaliação da Qualidade Microbiológica do Efluente (Água de Irrigação) e do Milho Forrageiro

Os experimentos foram conduzidos em duas etapas: setembro a dezembro de 2004 e ao longo de 2005 e início de 2006. Durante este período foram realizados 48 eventos de inoculação de *Salmonella* spp., com concentrações no inóculo da ordem de 10^8 - 10^{10} org 100mL⁻¹. A Tabela 8.3 resume o conjunto dos dados do monitoramento das unidades de tratamento de esgotos e de irrigação do milho forrageiro.

Tabela 8.3 Qualidade microbiológica da água de irrigação (efluente de UASB + BF com inoculação de *Salmonella* spp.) e do milho forrageiro irrigado, Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos da Viçosa, Viçosa, 2004-2006

Amostra / Parâmetro	MG	DP _{geo}	CV (%)
Efluente do biofiltro			
Coliformes totais (NMP mL ⁻¹)	1,39 x 10 ⁷	2,62	79,4
<i>Escherichia coli</i> (NMP mL ⁻¹)	4,51 x 10 ⁶	3,50	86,3
Ovos de helmintos (ovos L ⁻¹)	20,16	2,12	104,1
Água de irrigação			
Coliformes totais (NMP mL ⁻¹)	1,52 x 10 ⁶	5,29	102,9
<i>Escherichia coli</i> (NMP mL ⁻¹)	6,71 x 10 ⁵	6,77	132,2
<i>Salmonella</i> spp. (NMP mL ⁻¹)	7,76 x 10 ⁵	4,55	161,3
Milho forrageiro			
Coliformes totais (NMP 25 g ⁻¹)	6,31 x 10 ⁷	5,80	89,3
<i>Escherichia coli</i> (NMP 25 g ⁻¹)	1,87 x 10 ⁷	10,12	133,9
<i>Salmonella</i> spp. (NMP 25 g ⁻¹)	1,75 x 10 ⁴	4,30	252,4

MG: média geométrica; DP: desvio padrão geométrico; CV: coeficiente de variação.

A irrigação com “água” contendo 10⁵-10⁶ *E.coli* e *Salmonella* spp. 100mL⁻¹ resultou em contaminação do milho da ordem de 10⁷ *E.coli* 25 g⁻¹ e 10⁴ *Salmonella* spp. 25 g⁻¹, respectivamente. Durante todo o período de estudo foi verificada a presença de nematóides de interesse humano no efluente do biofiltro, sendo Ancilostomidae, *Ascaris lumbricoides* e *E. vermicularis* os agentes mais freqüentemente identificados. Embora os organismos identificados não representem risco potencial à saúde animal, representam risco potencial à saúde dos trabalhadores envolvidos com a manipulação do sistema de irrigação do milho forrageiro, o que pode ser minimizado pelas características do sistema de hidroponia, onde o contato com a água residuária (exposição) é menor.

Condução dos Experimentos de Alimentação Animal

Mesmo tendo sido isoladas quantidades elevadas de *Salmonella* spp. na forrageira fornecida aos animais, os resultados da pesquisa destes organismos nas fezes dos animais e no leite produzido foram sistematicamente negativos. Além disso, a avaliação clínica dos animais também não evidenciou quaisquer indícios de infecção por esse patógeno.

A pesquisa de coliformes e organismos mesófilos no leite produzido pelos animais se encontra na Tabela 8.4.

Tabela 8.4 Médias e desvios padrões geométricos de coliformes totais, *Escherichia coli* e mesófilos (contagem padrão em placa) identificados nas amostras de leite dos animais, Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos da Viroleira, Viçosa, 2005-2006

Organismos	Médias Geométricas (DP _{geo})			
	Animais			
	1	2	3	4
Coliformes totais (NMP mL ⁻¹)	2,91 x 10 ¹ (2,35)	3,53 x 10 ¹ (3,44)	2,90 x 10 ¹ (2,55)	2,02 x 10 ¹ (1,52)
<i>Escherichia coli</i> (NMP mL ⁻¹)	2,15 x 10 ¹ (1,72)	2,32 x 10 ¹ (1,76)	1,98 x 10 ¹ (1,37)	2,10 x 10 ¹ (1,71)
Mesófilos (UFC mL ⁻¹)	1,29 x 10 ⁴ (7,69)	9,05 x 10 ³ (9,39)	7,53 x 10 ³ (8,67)	2,48 x 10 ⁴ (15,3)

DP_{geo}: desvio padrão geométrico.

A contagem padrão em placa (mesófilos) é o parâmetro microbiológico para o leite de cabra cru, informando sobre a qualidade geral do leite produzido, não sendo específico para a presença de algum microrganismo ou patógeno. De acordo com a Instrução Normativa MAPA nº 37/2000 (BRASIL, 2000), o leite de cabra cru deve apresentar contagem padrão em placa (CPP) de, no máximo, 5×10^5 UFC mL⁻¹. Esse parâmetro é utilizado para a avaliação da higiene do processo de produção do leite antes de seu processamento (pasteurização ou outro), incluindo as etapas de ordenha, armazenamento e transporte do leite até o local de beneficiamento. Os resultados obtidos estiveram dentro do padrão preconizado pela legislação, sendo que as médias relativamente elevadas podem estar relacionadas com uma higiene ambiental e, ou, da ordenha precárias. A identificação de coliformes nas amostras também provavelmente está relacionada a condições ambientais e da ordenha, pois, apesar dos coliformes serem agentes etiológicos de mastites, os animais não apresentam, durante o período de condução do experimento, sinais clínicos compatíveis com essa patologia. Registre-se ainda que, de acordo com a Resolução RDC nº 12/2001 (BRASIL, 2001), o limite de qualidade aceitável para leite pasteurizado (!) de bovinos e outros mamíferos é de 2×10^2 coliformes termotolerantes por 100 mL.

Aspectos Produtivos e Características Químico-Bromatológicas do Milho Forrageiro

Durante a segunda fase da pesquisa (2005-2006), o milho forrageiro também foi avaliado para parâmetros produtivos (produção em t ha⁻¹),

Tabela 8.5 Análise da produção do milho forrageiro (matéria verde e matéria seca), Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos da Viroleira, Viçosa, 2005-2006

Amostra	Massa Verde (t ha ⁻¹)	Matéria Seca (%)
Período 1 (milho híbrido)		
1	105,90	10,73
2	145,00	10,02
10	112,90	11,45
11	107,25	10,64
12 ⁽¹⁾	97,70	12,37
13	87,15	15,93
14 ⁽²⁾	66,40	27,78
Média ⁽⁴⁾	103,19 ^a	14,13 ^a
Período 2 (milho de paiol)		
3	95,05	13,10
4	94,45	11,89
5	93,80	15,01
6 ⁽¹⁾	80,55	14,90
7	92,10	11,53
8	131,40	9,03
9 ⁽³⁾	70,00	16,12
Média ⁽⁴⁾	93,91 ^a	13,08 ^a

NOTAS: (1) Canteiro com início de infestação por fungo (*Phythium* spp.). (2) Canteiro com intensa infestação por fungo (*Phythium* spp.). (3) Canteiro com caruncho. (4) Médias na mesma coluna seguidas de letras iguais não diferem entre si ao nível de significância de 5%.

semanalmente, e composição química da fibra (N, P, K, Ca, Mg, S, Zn, Fe, Mn, Cu e B), mensalmente. A análise bromatológica, realizada a cada dois meses, compreendeu a pesquisa de matéria seca, proteína bruta, FDN, FDA, extrato etéreo, matéria mineral e NDT para manutenção.

As análises de produção de matéria verde (MV t ha⁻¹) e matéria seca (MS %) foram segmentadas em dois períodos: no período 1 foi utilizada semente de milho híbrido e no período 2, semente de milho de paiol, devido à dificuldade de encontrar semente híbrida no mercado local.

A produção do milho forrageiro segundo a MV (t ha⁻¹) e MS (%) apresentou variação ao longo do experimento. Entretanto, a comparação entre as médias de produção para os dois parâmetros, considerando o tipo de semente utilizada para o plantio, não revelou diferença estatisticamente significativa (MV t ha⁻¹, p=0,440 e MS %, p=0,69).

Experimentos realizados na UFRN, no Edital 3 PROSAB, também utilizando forragem hidropônica de milho irrigada com água residuária e cultivada sobre suporte sólido, apresentaram valores de produção de MV bastante variados (47,5; 94,5; 177,6; 189,5 e 170,0 t ha⁻¹), mas em média superiores aos obtidos em Viçosa, além de ciclos mais curtos de produção até o corte (15 dias x 30 dias) (ANDRADE NETO *et al.*, 2003; MELO *et al.*, 2003). As diferenças verificadas, muito provavelmente, se devem à variação de fatores como temperatura e luminosidade entre as duas regiões (Natal e Viçosa) e aspectos operacionais da irrigação utilizados nos dois experimentos, como a vazão aplicada e turnos de rega.

É importante ressaltar que os canteiros de milho apresentaram, ao longo de todo o período de estudo, infestação recorrente de fungo (*Phythium* spp.); adicionalmente, de forma pontual, foi identificada infestação por caruncho em um dos canteiros. Sintomaticamente, os momentos de infestação coincidiram com os de menores valores de produção de MV.

Não obstante, as médias de produção de MV verificadas no presente experimento foram superiores ao maior valor referenciado na literatura (70 t ha⁻¹), seja utilizando semente híbrida ou não. Segundo Coelho e França (1995), a cultura do milho para forragem, no Brasil, pode apresentar alto potencial produtivo, com médias de até 70 t ha⁻¹ em condições experimentais ou quando cultivado por agricultores que adotam tecnologias adequadas. Entretanto, o que de fato se observa na prática, são valores baixos e irregulares, tais como, 10 a 45 t ha⁻¹.

Para o parâmetro MS, a comparação com dados de literatura¹¹ revelou que a produção alcançada no presente experimento foi menor em ambas as condições de plantio. Os menores valores observados podem ser resultantes do fato de que, em função das infestações verificadas (fungo e caruncho), os canteiros tiveram que ser utilizados mais precocemente, retirando-se amostras de plantas mais jovens, as quais apresentam teores de MS mais reduzidos.

11. Segundo Lana (2005) MS = 27,0% para silagem de milho maduro; para outras referências consultar Tabela 8.2.

Tabela 8.6 Caracterização do efluente do sistema UASB + BF (média e desvio padrão - DP), Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos da Viçosa, 2005-2006;

Parâmetro	Média (DP)	Parâmetro	Média (DP)
DBO (mg L ⁻¹)	37,4 (14,2)	K (mg L ⁻¹)	15,3 (5,4)
DQO (mg L ⁻¹)	180,2 (190,4)	Alc. (mg L ⁻¹)	218,6 (65,2)
N-NTK (mg L ⁻¹)	43,7 (17,7)	Cloretos (mg L ⁻¹)	54,8 (17,1)
N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	41,9 (13,6)	pH	7,1 (0,2)
N-N org (mg L ⁻¹)	3,5 (3,4)	CE (dS m ⁻¹)	0,7 (0,13)
N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	1,0 (0,5)	Ca (mg L ⁻¹)	13,0 (3,5)
P-total (mg L ⁻¹)	8,0 (2,4)	Mg (mg L ⁻¹)	7,4 (2,4)
P-solúvel (mg L ⁻¹)	6,6 (2,3)	Na (mg L ⁻¹)	53,8 (18,3)
SST (mg L ⁻¹)	45,4 (24,7)	RAS (mmol L ⁻¹) ^{0,5}	5,9 (0,8)

A qualidade do efluente utilizado para a irrigação está apresentada na Tabela 8.6. O milho forrageiro é considerado uma cultura moderadamente sensível, com salinidade limiar de 1,8 dS.m⁻¹ (ver Capítulo 2); portanto, a julgar pelo valor da condutividade elétrica do efluente do biofiltro, sob este aspecto, não era de se esperar comprometimento da produção. Observação semelhante cabe em relação ao teor de cloretos, considerando que a concentração máxima no extrato de saturação do solo para que não haja perdas de rendimento situa-se em torno de 15 mol.m⁻³ (ver Capítulo 2). Entretanto, os valores de Na são relativamente elevados.

Considerando o turno diária de rega (100 L por rampa), média de 35 dias até o corte e as características da água de irrigação, no momento do corte do milho, teoricamente teriam sido fornecidos: 195,6 kg (N-NTK + N-NO₃) ha⁻¹; 35,0 kg P ha⁻¹; 66,9 Kg K ha⁻¹; 56,9 Kg Ca ha⁻¹; 32,4 Kg Mg ha⁻¹ e 235,4 kg Na ha⁻¹.

Considerando as recomendações de adubação para produção de forragem de milho¹², genericamente, pode-se sugerir que o nitrogênio é aplicado em boa dose, o fósforo com alguma folga, o potássio aquém da demanda; o cálcio e o magnésio na medida.

12. Segundo Coelho e França (1995), as exigências para produção de forragem de milho, para os seguintes nutrientes são, em kg ha⁻¹: N (115-231), P (15-26), K (69-259), Ca (35-58) e Mg (26-32), os intervalos de exigências correspondem a diferentes níveis de produtividade de MS, entre 11,6 a 18,65%.

Os resultados da pesquisa de macro e micronutrientes na parte aérea das amostras de milho estão apresentados na Tabela 8.7. Os teores encontrados são considerados adequados para culturas produtivas de milho, à exceção do macronutriente potássio que, em média, apresentou valores abaixo da referência (1,75-2,25) (COELHO; FRANÇA, 1995).

A composição bromatológica do milho forrageiro e os teores dos componentes efetivamente fornecidos aos animais, considerando a produção média de MV igual a $18,86 \text{ kg } 2\text{m}^{-2}$ ⁽¹³⁾, estão apresentados na Tabela 8.8. Observa-se que o milho forrageiro apresentou, de forma geral, composição adequada para suprir as exigências dos animais (caprinos) na situação de manutenção; para a nutrição de animais em produção (leite), obrigatoriamente deveria haver suplementação da alimentação.

No caso do parâmetro MS, mesmo para os animais em manutenção, a demanda é superior ($0,79 \text{ kg animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) da que foi ofertada pelo milho hidropônico ($0,65 \text{ kg animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}$). A diferença verificada provavelmente é explicada pelo fato do milho ter sido utilizado em uma fase ainda jovem de maturidade da planta, devido às infestações por fungo e caruncho, quando o teor de MS é mais reduzido.

Em relação às exigências de Ca e P, considerando a composição química do milho forrageiro (Tabela 8.7), eram fornecidos, diariamente, 4,28 g de Ca e 4,53 g de P. Esses valores satisfazem às necessidades de animais em manutenção¹⁴, porém, para produção de leite apenas a necessidade de fósforo seria satisfeita¹⁵.

Considerações finais

Experimentos de produção de forrageira e alimentação animal (bovinos) conduzidos no Edital 3 do PROSAB já apontavam para a

13. Nas condições do experimento, cada canteiro de 2m^2 foi utilizado para alimentar quatro cabras adultas durante um dia.

14. Para caprinos com PV entre 10 e 100 kg as exigências de Ca e P variam de 0,7 a 2 g e 0,7 a 3,5 g, respectivamente, conforme Ribeiro (1997).

15. Para cabras de 30 kg de PV, produzindo 5 kg de leite por dia com 3,5% de gordura, as exigências de Ca e P são, respectivamente, 7,5 g e 4,4 g, conforme Ribeiro (1997).

Tabela 8.7 Caracterização da parte aérea do milho forrageiro, Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos da Viçosa, Viçosa, 2005-2006

Macronutrientes	Média (%) (DP)	Micronutrientes	Média (mg dm ⁻³) (DP)
Nitrogênio	3,60 (0,38)	Boro	21,33 (13,62)
Fósforo	0,73 (0,16)	Cobre	5,20 (5,36)
Potássio	1,44 (0,45)	Ferro	277,65 (100,01)
Cálcio	0,69 (0,16)	Manganês	128,15 (88,74)
Magnésio	0,45 (0,16)	Zinco	46,95 (15,84)
Enxofre	0,24 (0,04)		

DP: desvio padrão.

Tabela 8.8 Caracterização bromatológica e estimativa do fornecimento de alguns compostos pelo milho forrageiro irrigado, Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos da Viçosa, Viçosa, 2005-2006

Parâmetro (%)	Média (DP) ⁽¹⁾	Quantidade fornecida pelo milho forrageiro ⁽²⁾
Matéria seca	13,13 (2,69)	0,62 Kg animal ⁻¹ dia ⁻¹ (0,79/2,32)
Proteína Bruta	14,52 (0,78)	90 g (51/420)
Fibra em Detergente Neutro	41,81 (5,20)	-
Fibra em Detergente Ácido	18,25 (1,84)	-
Extrato Etéreo	3,59 (1,04)	-
Matéria mineral	5,74 (1,13)	-
Carboidratos Não-fibrosos	34,56 (4,87)	-
NDT manutenção	72,98 (1,62)	452,5 g (362/938)

(1) DP: desvio padrão. (2) Entre parênteses as exigências nutricionais de caprinos adultos com PV de 30 kg: para manutenção/para produção de 5 Kg de leite por dia com 3,5% de gordura.

viabilidade e a segurança sanitária desta prática (BEVILACQUA *et al.*, 2003). Os resultados aqui encontrados reforçam as sugestões anteriores.

Neste experimento foi simulada uma condição bastante desfavorável em termos de qualidade da água de irrigação (efluente com 10⁵-10⁶ *E.coli* e *Salmonella* spp.100 mL⁻¹) e ainda assim não foram observados riscos reais à saúde animal. Os resultados permitem, pois, questionar critérios mais exigentes de qualidade de efluentes para a irrigação de forrageiras e pastagens para rebanho de leite, a exemplo dos critérios norteamericanos (≅ 200 coliformes termotolerantes por 100 mL) (USEPA, 1992) e sugerir que um padrão de qualidade em torno de 10⁴ *E.coli*. 100 mL⁻¹ estaria revestido da segurança à saúde animal (ver Capítulo 2).

Em que pesem algumas limitações observadas neste experimento, em termos de produtividade e composição química e bromatológica da forrageira irrigada, os resultados não deixam de indicar o potencial da utilização de esgotos sanitários na produção de alimento animal.

Utilização de Esgotos Sanitários em Piscicultura¹⁶

Qualidade da Água¹⁷

Um claro atrativo para a utilização de esgotos sanitários na piscicultura é a oferta de água. Considerando uma contribuição per capita de esgotos de 150-200 L hab⁻¹ dia⁻¹ e uma demanda genérica de água para a piscicultura de 10 L s⁻¹ ha⁻¹, constata-se que os esgotos produzidos por pessoa seriam suficientes para suprir uma área de cultivo de peixes de 1,7 - 2,3 m²; ou seja, uma população de 10.000 habitantes produziria “água” para o cultivo de peixes em 2 ha. Em geral, a criação intensiva envolve taxas de renovação volumétrica diária de água de 10% até 100%, dependendo da qualidade da água, da densidade de peixes, de fatores climáticos e da produtividade desejada.

Como os tanques de peixes são em geral rasos e a rotina da piscicultura intensiva inclui a introdução de quantidades significativas de matéria orgânica (ração), muito freqüentemente o ambiente aquático formado é eutrofizado. Aliás, via de regra, é deliberadamente eutrofizado por meio de adubação e calagem, de forma a favorecer o desenvolvimento de fito e zooplâncton no meio aquático – a base da cadeia alimentar de todos os peixes – e proporcionar economia no fornecimento de ração.

16. Neste tópico serão desenvolvidos apenas aspectos de qualidade de água e produtividade piscícola, já que os aspectos sanitários não foram abordados nas pesquisas deste Edital do PROSAB. Cabe, entretanto, esclarecer que os efluentes utilizados nos experimentos estiveram de todo em acordo com os critérios de qualidade microbiológica recomendados para piscicultura (ver capítulo 2). Para maiores informações conceituais e de resultados de pesquisa sobre os aspectos de saúde, pode-se consultar o livro do Edital 3 do PROSAB (BASTOS *et al.*, 2003c).

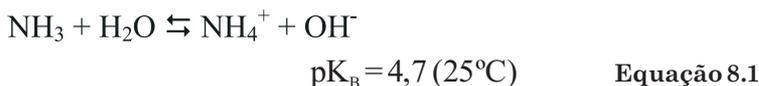
17. Informações mais detalhadas podem ser encontradas na literatura especializada, como, por exemplo, em Teixeira Filho (1991), Proença; Bittencourt (1994); Vinatea (1997), Edwards (1992), Sipaúba-Tavares (1994), Sipaúba-Tavares; Rocha (2001), von Sperling (2002), von Sperling (2005).

As lagoas de estabilização, e particularmente as lagoas de polimento e de maturação¹⁸, são ambientes bastante similares aos tanques de piscicultura, em termos de morfometria e de dinâmica da qualidade da água.

Os esgotos sanitários são ricos em nutrientes (particularmente nitrogênio e fósforo) necessários ao desenvolvimento do plâncton. Por outro lado, o nitrogênio, principalmente na forma de amônia, é tóxico aos peixes em pequenas concentrações. Diferentes espécies de peixes, nos diversos estágios de vida, apresentam tolerância variada em relação às diversas formas de nitrogênio; em geral, os níveis letais são: amônia (0,6 - 2,0 mg L⁻¹), nitrito (0,5 mg L⁻¹), nitrato (5,0 mg L⁻¹) (SIPAÚBA-TAVARES, 1994). A toxicidade da amônia está relacionada a vários efeitos deletérios aos peixes, tais como: falta de apetite, dificuldade de respiração, degenerações na pele, danificação das brânquias e rins e retardamento do crescimento (ISMIÑO-ORBE *et al.*, 2003).

Outro parâmetro de fundamental importância no controle da qualidade da água para a piscicultura é o pH. Seu efeito sobre os peixes é geralmente indireto, ao influir na solubilidade, forma e toxicidade de diversas substâncias.

Na água, a amônia se apresenta na forma ionizada (íon amônio) (NH₄⁺) ou na forma livre (NH₃), não ionizada, tóxica. A distribuição dessas formas químicas depende do pH, de acordo com o seguinte equilíbrio (Equações 8.1 e 8.2):



$$\% \text{ NH}_3 = \frac{100}{1 + 10 [0,0918 + (2729,92 / T + 273,20)] - \text{pH}}$$

T: temperatura (°C) Equação 8.2

18. O termo estabilização refere-se à transformação da matéria orgânica carbonácea (DBO) em produtos mineralizados (estabilização da matéria orgânica carbonácea); lagoa de polimento é o termo empregado para unidades de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, com ainda alguma função em termos de remoção complementar de DBO; lagoas de maturação é o termo empregado para unidades em que não se espera mais a remoção de DBO, mas têm a função de remoção de patógenos e, por vezes, de nutrientes (von SPERLING *et al.* 2003).

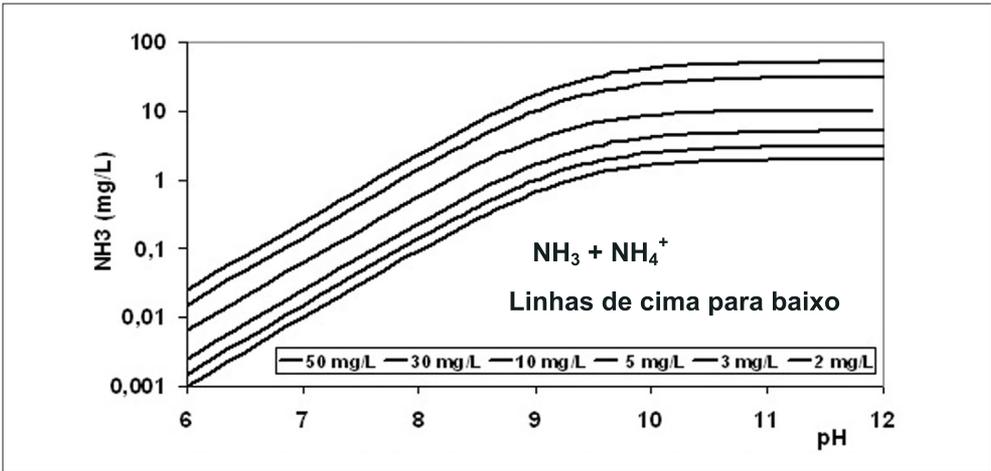


Figura 8.4 Concentração de amônia livre na água, de acordo com o pH e a concentração de amônia total (23°C).
 Fonte: adaptado de Sawyer; McCarthy (1985).

Com base na Equação 8.2, a relação entre amônia livre e íon amônio presentes no meio líquido, para diferentes concentrações de nitrogênio amoniacal (amônia total) e valores de pH, pode ser representada como na Figura 8.4.

Assim, para a temperatura do líquido de 23°C¹⁹, e tomando a concentração limite (tóxica) de amônia livre como 2 mg L⁻¹, problemas de toxicidade ocorreriam quando o nitrogênio amoniacal (amônia total) e o pH se apresentassem, por exemplo, nos seguintes valores: (i) pH < 8 e N-NH₃ = 50 mg L⁻¹ (20); (ii) pH = 9,5 e N-NH₃ = 3,6 mg L⁻¹ e (iii) pH > 11 e N-NH₃ = 2,06 mg L⁻¹.

A amônia livre é a forma volatilizável. Portanto, em ambientes aquáticos com intensa atividade fotossintética e consumo de dióxido de carbono, o pH da água tende a ser mais elevado, o que, se por um lado

19. Curvas como as da Figura 8.4 podem ser construídas para diferentes valores de temperatura; o exemplo foi dado com 23°C, por ser esta típica dos valores encontrados nas lagoas de polimento em experimentos conduzidos na Universidade Federal da Viçosa.

20. O exemplo com 55,6 mg L⁻¹ serve apenas como ilustração; valores desta ordem de grandeza, naturalmente devem ser vistos com toda reserva para a utilização de efluentes em piscicultura, dadas as grandes variações de pH verificadas em lagoas de polimento.

desloca o equilíbrio da amônia para a forma tóxica, por outro, favorece a perda para o ar atmosférico por volatilização. Além disso, quando da supersaturação de oxigênio dissolvido (OD), o desprendimento de bolhas de oxigênio pode favorecer o arraste de NH_3 do meio líquido.

A disponibilidade do nutriente fósforo também sofre influência do pH. A forma de fósforo prontamente assimilável pelo fitoplâncton é o ortofosfato, mas em pH elevado (acima de 9) pode haver uma considerável precipitação de fósforo, devido à formação de fosfato insolúvel.

As quantidades e as formas presentes de nutrientes nos esgotos dependem do processo de tratamento utilizado. Neste particular, ganha interesse especial a associação de lagoas de polimento-piscicultura, pois estes sistemas apresentam grande eficiência na estabilização complementar da matéria orgânica, na remoção de patógenos e de amônia, além de favorecerem o desenvolvimento de plâncton. Em lagoas de polimento rasas, com a carga orgânica já substancialmente reduzida, a penetração da luz solar na massa líquida é facilitada e a atividade fotossintética é acentuada, promovendo a elevação do pH. Oxigênio dissolvido e pH elevados concorrem para, além da volatilização da amônia, a intensificação da ação bactericida e viricida dos raios UV (solares). Protozoários e helmintos são removidos por sedimentação (von SPERLING, 2002; von SPERLING *et al.*, 2003).

Em lagoas facultativas, a eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo é, respectivamente, da ordem de 30-50% e 30%; em lagoas de maturação em série a eficiência de remoção de amônia pode situar-se entre 70 e 80%; em lagoas de polimento e de maturação, especialmente rasas, a remoção de amônia pode ser superior a 90% e a de fósforo entre 60 e 80% (CAVALCANTI *et al.*, 2001; von SPERLING, 2002). A remoção de fósforo é, portanto, mais limitada, mas isso não constitui problema quando se quer preservar este nutriente para utilização do efluente na piscicultura.

A clorofila-*a* é uma medida da produtividade primária e do estado trófico de um ambiente aquático. Vários modelos são propostos associando a concentração de fósforo total e a densidade fitoplanctônica (medida pela concentração de clorofila-*a*), sempre com a ressalva de que esta relação é específica para cada ambiente aquático; Wollenweider e Kereks (1982) citados por Azevedo e Brandão (2003) sugerem que a cada 1 μg de P-total é formado 0,25 μg clorofila-*a*. Sipaúba-Tavares (1994) cita valores de

clorofila em viveiros de peixes não-fertilizados e fertilizados, respectivamente, da ordem de 3 - 100 mg m⁻³ e 100 - 800 mg m⁻³. Em lagoas facultativas as concentrações de clorofila-*a* dependem da carga orgânica aplicada e da temperatura, podendo-se citar valores na faixa de 500 a 3.000 µg L⁻¹ (von SPERLING, 2002).

As cargas orgânicas afluentes aos tanques de piscicultura ou às lagoas de estabilização (de polimento ou de maturação) influem também, e de forma determinante, na oxigenação da água. Moscoso *et al.*, (1992a), assinalam que de forma a garantir um adequado equilíbrio entre a produtividade, crescimento dos peixes e demanda de oxigênio, as taxas de aplicação superficial devem ser da ordem de 10-20 kg DBO₅ ha⁻¹ dia⁻¹. Nesses ambientes podem ocorrer intensas variações espaciais e temporais de OD, decorrentes das atividades de fotossíntese, respiração e decomposição. Tais variações podem envolver a crescente saturação de OD, até supersaturação, nas camadas superficiais e nas horas de maior incidência solar, seguida de queda intensa durante a noite. As diversas espécies de peixes requerem concentrações de oxigênio diferenciadas para a sua sobrevivência e desenvolvimento no meio aquático. A maioria dos peixes morre quando o teor de OD é igual ou inferior a 1 mg L⁻¹, sendo a faixa entre 1 e 3 mg L⁻¹ considerada sub-letal (SIPAÚBA-TAVARES, 1994), quando os peixes gastam muita energia para respirar e não crescem. De acordo com o estágio de vida dos peixes, alguns podem suportar até 300% de saturação de oxigênio, já outros não resistem e morrem devido à ocorrência da “doença das borbulhas” (PAVANELLI *et al.*, 1999).

Uma seleção criteriosa da espécie a ser cultivada é um fator chave para, em qualquer das situações de manejo acima mencionadas, aproveitar o potencial de utilização de esgotos sanitários na piscicultura. Algumas espécies sugeridas para a criação neste tipo de sistema são as de carpa e tilápia. A tilápia tem sido considerada a espécie com maior potencial, por ser tolerante a baixos níveis de oxigênio, a variações na salinidade e a níveis de amônia relativamente elevados (SCHROEDER, 1975; EDWARDS, 1992; JANA, 1998).

O cultivo de peixes com a utilização de efluentes de lagoas pode se dar, essencialmente, sob duas condições de manejo: (i) a alimentação de tanques de piscicultura com efluentes tratados e (ii) o cultivo nas próprias

lagoas. Em que pesem as já destacadas similaridades entre tanques de piscicultura e lagoas de estabilização (de polimento ou de maturação), algumas especificidades também merecem destaque. Tanques de piscicultura contíguos às lagoas possibilitam um melhor manejo da qualidade da água, por meio do controle de vazões afluentes para a taxa de renovação de água desejada; nas lagoas, a taxa de renovação não seria de fácil controle, sendo determinada pelo tempo de detenção hidráulica. Em sendo assim, as variações da qualidade da água no interior de uma lagoa são mais intensas e nem sempre se consegue conjugar os dois objetivos em um único ambiente: o da otimização do tratamento dos esgotos e o da produtividade piscícola (EDWARDS, 1992).

Por sinal, a taxa de renovação de água, bem como a taxa de estocagem dos peixes (densidade), é um dos parâmetros de manejo e de controle da produtividade em piscicultura. A taxa de renovação de água influencia a disponibilidade de alimento (plâncton); por sua vez a manutenção de taxas de crescimento desejáveis com elevadas densidades de peixes também depende da disponibilidade e qualidade do alimento e das condições da água do viveiro (PROENÇA; BITTENCOURT, 1994). Quando a taxa de estocagem é alta, há diminuição das oportunidades de alimentação dos indivíduos (competição) e aumento da excreção; o aumento da excreção pode causar um decréscimo de qualidade da água e, conseqüentemente, decréscimo da taxa de crescimento individual.

Por outro lado, unidades de piscicultura podem contribuir para o polimento dos efluentes, com remoção adicional nada desprezível de sólidos em suspensão, DQO e amônia (HAYLOR, 1994).

Um tanque de piscicultura, assim como uma lagoa de estabilização, abriga uma comunidade complexa composta de organismos produtores primários (fitoplâncton, perifíton e, por vezes, macrófitas), heterotróficos (peixes, zooplâncton, zoobentos) e decompositores (bactérias e fungos). Do equilíbrio estabelecido nesta comunidade depende também a qualidade da água.

Se o ecossistema em uma lagoa de estabilização já é bastante complexo, pode tornar-se ainda mais com a introdução de peixes, dependendo isto também da espécie e da densidade de peixes. Alguns trabalhos relatam que a introdução de peixes pode promover uma remoção adicional de sólidos suspensos (SS) e DQO (biomassa algal, zooplâncton e

matéria orgânica particulada); por outro lado, os peixes podem contribuir para a elevação do teor de SS e DQO, ao promoverem a manutenção em suspensão ou a ressuspensão de sólidos sedimentáveis (EDWARDS, 1992).

Em ecossistemas aquáticos tropicais o padrão de variação temporal do fitoplâncton pode ser intenso, controlado por alterações acentuadas de fatores abióticos, tais como: radiação subaquática, taxas de decomposição e disponibilidade de nutrientes (principalmente fosfato, amônia e nitratos), transparência da água, estratificação e desestratificação térmica. Além disso, fatores bióticos, como competição, herbivoria do zooplâncton (pastagem) e parasitismo, também têm muita influência sobre a comunidade fitoplanctônica, não só em sua densidade, mas também em sua composição por meio de pressão seletiva. (MELÃO *et al.*, 2005).

Por predação direta, os peixes podem reduzir a abundância e, ou, a composição (em tamanho corporal) das populações de zooplâncton e, como consequência, a redução da pressão de herbivoria pode levar a um aumento na produção de fitoplâncton e a mudanças na qualidade da água. Portanto, o peixamento de lagoas pode promover alterações na comunidade planctônica, mas não exatamente a diminuição da biomassa. Neste balanço, a espécie de peixe e seus hábitos alimentares são fatores determinantes (EDWARDS, 1992). Com peixes predadores visuais, o zooplâncton pode ser capaz de compensar a diminuição de indivíduos grandes (como *Daphnia*) via aumento na biomassa de pequenas formas (Rotífera); com peixes filtradores (como a tilápia) essa capacidade de compensação pode ser menor, em decorrência da remoção também de pequenas formas. Peixes filtradores podem ainda levar ao aumento grupos de tamanho individual grande e com resposta de fuga bem desenvolvida (por exemplo, Calanoida) e, ao mesmo tempo, suprimir o fitoplâncton de grande porte, afetando a produtividade primária (ROCHE; ROCHA, 2005).

Quantidade e Qualidade do Alimento Produzido em Lagoas de Estabilização²¹

A alimentação dos peixes pode ser classificada em termos dos itens alimentares ingeridos: omnivoria, planctivoria, detritivoria, iliofagia, piscivoria, insetivoria, herbivoria e bentivoria. A dieta dos peixes pode ser definida por adaptações anatômicas e fisiológicas ao habitat, ao tipo e à disponibilidade de alimentos, sendo que a eficiência da alimentação varia entre espécies e entre formas intra-específicas. Em sistemas rasos (como as lagoas de estabilização), a detritivoria pode ser importante e o potencial de escape das presas via migração vertical pode ser menor (ROCHE; ROCHA, 2005).

Na realidade, todos os peixes são planctívoros na fase larval e, ao crescerem, algumas espécies continuam se alimentando de plâncton, como planctívoros obrigatórios, facultativos ou oportunistas (SIPAÚBA-TAVARES, 1994). Assim, um dos fatores mais importantes para o sucesso na produção de peixes é a utilização do alimento natural (fitoplâncton e zooplâncton), principalmente nos estágios iniciais de desenvolvimento. Como destacam Sipaúba-Tavares e Rocha (2001), mesmo que a alimentação artificial seja um fator determinante na otimização da produtividade, os peixes só se adaptam à ração após o desenvolvimento completo do trato digestivo e, em geral, o plâncton constitui, em qualquer estágio, importante fonte de alimento.

Os peixes podem também ser classificados de acordo com o mecanismo de alimentação, sendo os principais: visual-particulado, filtração por bombeamento e filtração por arrasto. Os indivíduos de algumas espécies se alimentam pelo modo visual-particulado quando jovens, tornando-se posteriormente bombeadores. Em linhas gerais, as seguintes características do plâncton são determinantes na seleção alimentar, ativa ou aparente: tamanho e visibilidade, mobilidade e

21. Informações mais detalhadas sobre o tema devem ser procuradas na literatura especializada, como por exemplo, em Edwards (1992), Moscoso *et al.* (1992a), Sipaúba-Tavares e Rocha (2001), Roche e Rocha (2005), Bicudo e Menezes (2006).

O termo estabilização é utilizado aqui apenas por comodidade, mas o desenvolvimento do texto inclui as lagoas de estabilização, de polimento e de maturação.

capacidade de flutuação, abundância, facilidade de captura, valor nutricional, palatabilidade, facilidade de absorção e digestão (SIPAÚBA-TAVARES, 1994; SIPAÚBA-TAVARES; ROCHA, 2001; ROCHE; ROCHA, 2005).

A dieta dos peixes deve ser balanceada e conter componentes alimentares em diversidade (proteínas, carboidratos, lipídios, ácido graxos, aminoácidos, vitaminas e minerais) e quantidade adequadas para as diferentes espécies (SIPAÚBA-TAVARES; ROCHA, 2001). Do ponto de vista anatômico-nutricional os peixes são animais monogástricos, ou seja, como já referido, a concentração de energia na dieta é o principal fator que determina a taxa de ingestão. Diversos autores enfatizam que o alimento vivo, devido ao seu conteúdo de ácidos graxos e enzimas essenciais, é a melhor opção para nutrição inicial das larvas. Outros fatores que influenciam a preferência pelo alimento natural nos estágios iniciais de vida dos peixes (larvas e juvenis) é o tamanho reduzido do plâncton e sua pouca capacidade de escape ao predador, além da facilidade de digestão (SIPAÚBA-TAVARES; ROCHA, 2001; MELÃO *et al.*, 2005).

Na fase de alevinagem a demanda diária de alimentos situa-se entre 7 - 10 % do peso vivo; na fase de engorda entre 5 - 7 %. A preferência por fitoplâncton ou zooplâncton varia entre as espécies; por exemplo, larvas de tilápia consomem preferencialmente fitoplâncton, enquanto os juvenis de tilápia parecem basear sua alimentação igualmente em fito e zooplâncton (SOUZA; TEIXEIRA FILHO, 1985).

Diversos estudos têm demonstrado a viabilidade econômica e uma considerável produção de peixes com efluentes de lagoa de estabilização. Em estudos com tilápias conduzidos por Moscoso *et al.* (1992a) foi alcançada uma produtividade de 4.400 kg ha⁻¹ safra⁻¹ sem qualquer suplemento alimentício. Ghosh *et al.* (1980) observaram que a produção de tilápias não foi afetada com 5,13 mg NH₃ L⁻¹, pH 8,4 e 4,4 mg OD L⁻¹, alcançando produções de 8 a 9 kg ha⁻¹ ano⁻¹. Em Bangkok, em experimentos realizados com lagoas fertilizadas com esgoto (75 a 150 kg DBO ha⁻¹ dia⁻¹) a produtividade alcançada foi de 7.500 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (SHARMA *et al.*, 1987). Resultados impressionantes são reportados por Edwards *et al.* (1981) na Tailândia (16 a 20 t ha⁻¹ ano⁻¹).

Entretanto, parece existir uma determinada fase de

desenvolvimento dos peixes a partir da qual o alimento natural pode não mais proporcionar ganhos de peso satisfatórios, quando comparados ao cultivo convencional com fornecimento de ração. Edwards *et al.* (1981), sugerem que existe uma relação entre a concentração de fitoplâncton e o crescimento de tilápias até 70 mg MS L⁻¹; a partir desse valor o consumo noturno de oxigênio por parte da biomassa algal parece afetar negativamente o desenvolvimento das tilápias. Bastos *et al.* (2003d) e Pereira (2000), conduzindo experimentos similares com tilápias cultivadas com efluentes de lagoas de polimento, observaram que no estágio inicial de crescimento dos peixes o ganho de peso nos tratamentos com efluentes foi comparável ao cultivo com fornecimento de ração, porém, à medida que os peixes ganhavam biomassa, o ganho de peso dos peixes alimentados com ração foi superior. Não obstante, os resultados foram interpretados como indicativos da viabilidade técnico-econômica do cultivo de tilápias com efluentes de lagoas, com ênfase na fase de desenvolvimento inicial dos peixes.

Fitoplâncton

As células fitoplanctônicas representam o primeiro nível de alimento acessível a muitas espécies de peixes, particularmente para o estágio larval.

Em lagoas de estabilização as algas representam cerca de 60 - 90% dos sólidos em suspensão, podendo alcançar concentrações da ordem de 60 - 200 mg L⁻¹ de sólidos em suspensão secos (biomassa de fitoplâncton L⁻¹) ou 10⁴ - 10⁶ organismos mL⁻¹ (von SPERLING, 2002). No trabalho de Moscoso *et al.* (1992b), efluentes de lagoas de estabilização no Peru apresentaram valores de 700 - 1.000 µg clorofila-a L⁻¹ e 45 - 76 mg fitoplâncton (massa seca) por litro; em tanques de peixes alimentados com o efluente a matéria seca de fitoplâncton variou de 43 - 56 mg L⁻¹.

A identificação de espécies de algas e o estado fisiológico das células são também importantes para bem caracterizar a qualidade ou o estado trófico da água e a disponibilidade de alimentos para os peixes. A forma e o tamanho das algas influenciam na facilidade de sua captura e ingestão, a espessura da parede celular na digestibilidade e no valor nutritivo (SIPAÚBA-TAVARES; ROCHA, 2001).

Dentre as principais fontes de alimentos para os peixes encontram-

se as clorofíceas, de pequeno tamanho e parede celular fina. Por outro lado, algumas cianofíceas (cianobactérias) podem produzir toxinas letais aos peixes e tóxicas também ao ser humano. A diversidade e a predominância de espécies dependem de uma série de fatores, tais como: temperatura, luz, carga orgânica, OD, nutrientes, predação e competição. Alguns autores sugerem que a relação N:P é um dos principais fatores determinantes na dominância de gêneros e espécies de algas – em baixa relação N:P as algas cianofíceas são beneficiadas por apresentarem maior capacidade de obtenção de nitrogênio; se a relação for mais alta (> 5) as clorofíceas tendem a dominar (SIPAÚBA-TAVARES, 1994; SIPAÚBA-TAVARES; ROCHA, 2001).

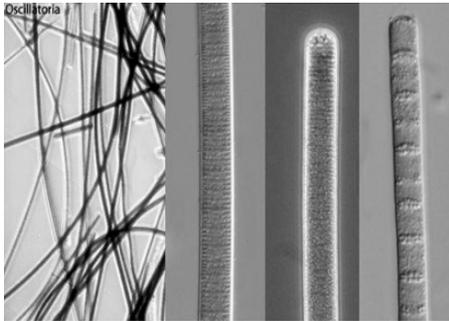
Edwards (1992) e von Sperling (2002), citando diversos autores, registram como principais grupos de algas comumente encontrados em lagoas de estabilização: (i) Clorofíceas: *Ankistrodesmus*, *Chlamydomonas*, *Chlorella*, *Euglena*, *Phacus* e *Scenedesmus*, sendo que *Chlamydomonas* e *Euglena* tendem a predominar em períodos mais frios e (ii) Cianofíceas: *Anabaena*, *Anacystis*, *Microcystis*, *Oscillatoria* e *Phormidium*; estes organismos são atualmente classificados como cianobactérias e tendem a predominar em períodos de temperaturas elevadas e, ou, em ambientes com valores mais baixos de pH e de nutrientes.

Konig (1984) cita o gênero *Euglena* como dos mais tolerantes a cargas orgânicas e dos mais abundantes em lagoas com concentrações de matéria orgânica em torno de 15 mg DBO L^{-1} e altas concentrações de dióxido de carbono livre. Na verdade, os euglenóides, mesmo possuindo clorofila não são organismos absolutamente fotoautotróficos e sim fotoauxotróficos, isto é, requerem uma ou mais vitaminas do ambiente; além disso, podem ser heterotróficos facultativos, ou seja, estão aptos para crescer no escuro em presença de fonte de carbono.

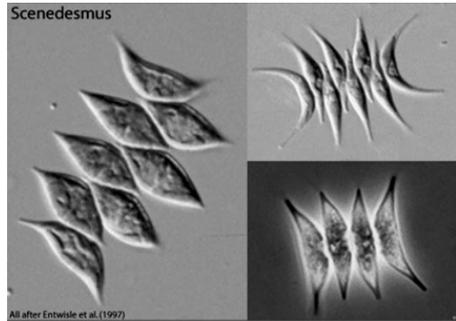
Na Figura 8.5 apresentam-se alguns gêneros de algas e de cianobactérias encontradas em ambientes lacustres brasileiros ou em lagoas de estabilização.

Zooplâncton

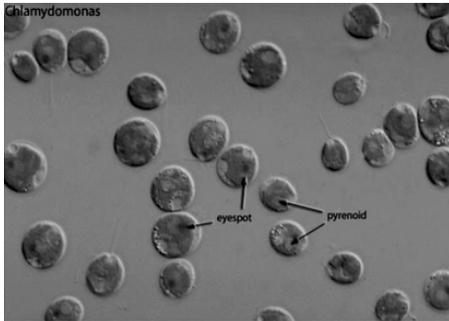
O zooplâncton de água doce é constituído principalmente por Protozoa, Rotifera e Crustacea – microcrustáceos, representados principalmente pelos grupos Copepoda, Cladocera e Ostracoda.



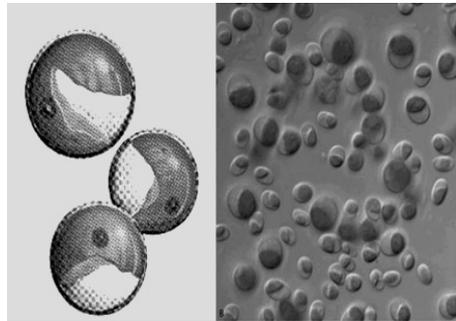
Divisão Cyanophyta, cianobactéria do gênero *Oscillatoria*



Divisão Chlorophyta, microalgas do gênero *Scenedesmus*



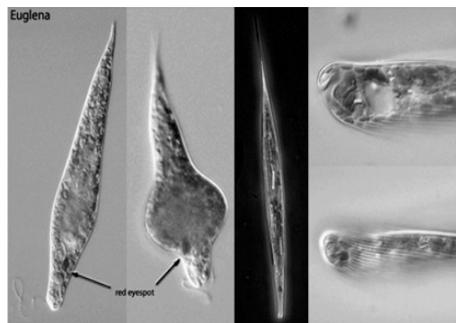
Divisão Chlorophyta, microalgas do gênero *Chlamydomonas*



Divisão Chlorophyta, microalgas do gênero *Chlorella*



Divisão Euglenophyta, microalgas do gênero *Phacus*



Divisão Euglenophyta, microalgas do gênero *Euglena*

Figura 8.5 Exemplos de algas e cianobactérias encontradas em lagoas de estabilização.
Fonte: Entwisle *et al.* (1997)

O zooplâncton é um importante componente na dinâmica de um ambiente aquático; alguns gêneros e espécies são predadores de bactérias e outros consomem fitoplâncton, sendo estes últimos (zooplâncton herbívoro) o principal elo entre os produtores primários e os níveis tróficos superiores. Rotíferos e cladóceros (por exemplo, *Daphnia*), particularmente, são capazes de crescer em altas densidades, alimentando-se de resíduos orgânicos e bactérias (ROCHA, 1995; SIPAÚBA-TAVARES; ROCHA, 2001).

Os cladóceros e copépodes constituem um importante componente na dieta de larvas e alevinos de peixe. Espécies de cladóceros, por exemplo *Moina* sp., constituem presas fáceis, têm alto valor nutricional e rápido ciclo de vida. Os copépodes apresentam ciclo de vida mais longo e movimentação rápida, mas suas larvas, de movimento mais lento, são consideradas bom alimento e de fácil captura. Os rotíferos constituem um excelente alimento para as larvas de peixes, devido ao seu pequeno tamanho, à forma de movimentação na água, ao seu curto ciclo de vida e ao alto valor nutritivo. Os protozoários, de tamanho similar aos rotíferos, são também de fácil assimilação pelas larvas e alevinos (SIPAÚBA-TAVARES; ROCHA, 2001).

Lagoas de tratamento de esgotos podem apresentar populações de rotíferos e cladóceros da ordem de 3.000 e 300 indivíduos L⁻¹, respectivamente (GUERRIN, 1988; NANDINI, 1999). No Peru, Moscoso *et al.* (1992a) observaram uma proliferação intensa de ciliados, rotíferos, cocópodes e cladóceros. Kibria *et al.* (1997), analisando a composição bioquímica do plâncton coletado em lagoas de estabilização, ressaltaram seu grande valor nutricional para as primeiras fases de vida de diversas espécies de peixes.

Porém, é importante salientar que nem todas as espécies de zooplâncton conseguem sobreviver em águas residuárias, principalmente em altos teores de amônia, enxofre e DBO. Arauzo (2003) observou um significativo decréscimo na biomassa zooplantônica em virtude dos efeitos da amônia não ionizada em níveis superiores a 2,5 mg L⁻¹, sendo os rotíferos os mais afetados.

Experiência no Âmbito do PROSAB, Edital 4, Tema 2

Universidade Federal de Viçosa (UFV)

Experimentos conduzidos durante o Edital 3 indicaram que a fase de alevinagem respondia melhor ao cultivo com efluente de lagoas de polimento (BASTOS *et al.*, 2003c,d). No Edital 4 procurou-se então aferir de forma mais detalhada a viabilidade desta etapa da produção. A unidade de tratamento era constituída por um conjunto reator UASB + BF²² (escala real e pré-fabricado em aço) seguido de uma série de três lagoas de polimento (escala piloto, pré-fabricadas em fibra de vidro; A = 16,2 m²; L/B = 2,0), acrescido de uma quarta em paralelo à terceira para fins de experimentos de piscicultura (Figura 8.6). Os efluentes das lagoas 3 e 4 alimentavam a unidade de piscicultura: 32 caixas de fibra de vidro, com capacidade de 1.000 L e volume utilizado de 500 L (Figura 8.7). Cada grupo de 8 caixas continha diferentes densidades de peixe (10, 20, 30 e 40 peixes m⁻³) e recebia taxas de renovação volumétricas diárias de água também distintas (5, 10, 15 e 20%). Foram utilizados 1.220 alevinos revertidos de tilápia (*Oreochromis niloticus*), linhagem tailandesa, com peso médio inicial de 0,61 g.

Qualidade da Água e Produção de Plâncton

De julho de 2004 a dezembro de 2005 o sistema foi monitorado para a avaliação da qualidade da água e de sua adequação à prática da piscicultura: parâmetros físico-químicos e comunidade planctônica. Durante este período o sistema foi operado com as variações de configuração expressas na Tabela 8.9.

O número e o tipo de organismos fitoplanctônicos diferenciaram-se para cada unidade da série. Ao todo foram encontrados nove taxa e doze gêneros de microalgas: *Chlorella*, *Chlamydomonas*, *Chroomonas*, *Coelastrum*, *Coenochloris*, *Gleocystis*, *Euglena*, *Phacus*, *Scenedesmus*, *Selenastrum*, *Diatoma*, *Oscillatoria*. Em linhas gerais, microalgas móveis como *Chlamydomonas*, *Euglena* e *Phacus* predominaram nas lagoas 1 e 2

22. UASB - Biofiltro Aerado Submerso; sistema operado pelo Serviço Autônomo de Água e Esgotos, Viçosa-MG.



Figura 8.6 Vista do conjunto UASB+ BF+ série de lagoas de polimento/tanques de piscicultura, Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos da Viçosa, Viçosa-MG



Figura 8.7 Vista e detalhe da unidade de piscicultura, Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos da Viçosa, Viçosa-MG

Tabela 8.9 Configuração da série de lagoas de polimento em cada fase operacional

Parâmetro	Fase I (jul – set 2004)				Fase II (out 2004 – ago 2005)			
	L1	L2	L3	L4	L1	L2	L3	L4
Q (m ³ d ⁻¹)	4,2	4,2	2,1	2,1	3,0	3,0	1,5	1,5
TDH (d)	3,4	3,4	5,1	5,1	4,70	4,70	7,2	7,2
h (m)	0,9	0,9	0,7	0,7	0,9	0,9	0,7	0,7
Parâmetro	Fase III (out - dez 2005)							
			L1	L2	L3	L4		
Q (m ³ d ⁻¹)			1,5	1,5	0,75	0,75		
TDH (d)			5,1	5,1	18,1	18,1		
h (m)			0,5	0,4	0,9	0,9		

Q: vazão; TDH: tempo de detenção hidráulica; h: profundidade ; L lagoas; a lagoa 4, paralela à L3, recebeu peixamento na Fase III.

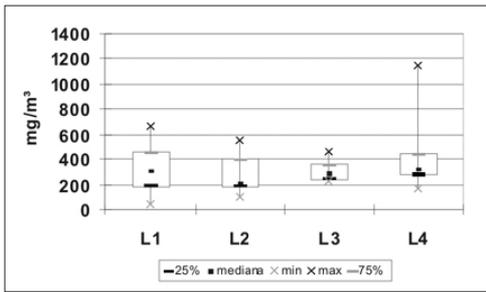
Tabela 8.10 Comunidade plactônica da série de lagoas de polimento em cada fase operacional (contagens médias)

Unidade	Fitoplâncton (org mL ⁻¹)			Zooplâncton (org m ⁻³)		
	Fase I	Fase II	Fase III	Fase I	Fase II	Fase III
L1	NR	187	133	844.087	988.655	29.390
L2	NR	185	147	1.307.389	526.042	46.824
L3	NR	185	44	2.728.126	484.687	11.228
L4	NR	195	85	357.424	283.977	89.959

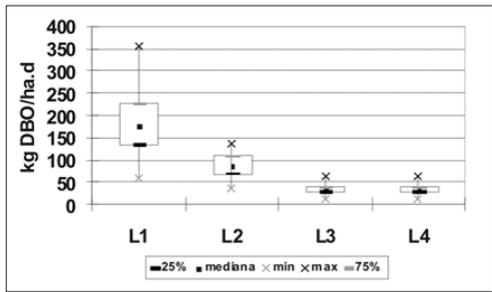
NR: não realizado; L; lagoas

(com destaque para *Euglena*), ocorrendo um decréscimo marcante nas lagoas 3 e 4, acompanhado pelo aumento de indivíduos pertencentes aos gêneros *Chlorella* e *Scenedesmus*.

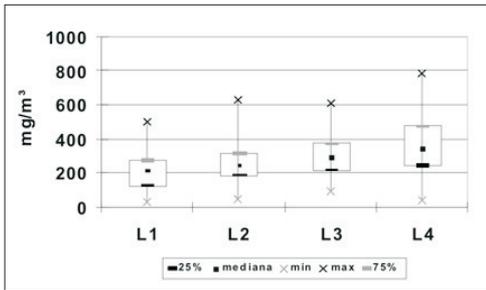
Ao longo das séries de lagoas constatou-se ainda um aumento no número de gêneros e, na Fase III, uma diminuição do número médio de organismos (em concordância com os resultados de clorofila-*a*, Figura 8.8). Esta variação de densidade populacional e de dominância de gêneros de microalgas encontra também alguma concordância com as respectivas taxas de aplicação superficial de DBO (Figura 8.8). Entretanto, além das cargas orgânicas, deve ser levada em conta a configuração das unidades do sistema: a redução de vazões na Fase II e, conseqüentemente, aumento do TDH, não resultou em nítidas alterações nas concentrações de clorofila-*a*, porém isto ocorreu quando da redução de profundidades das lagoas 1 e 2 na Fase III, com substancial incremento de clorofila.



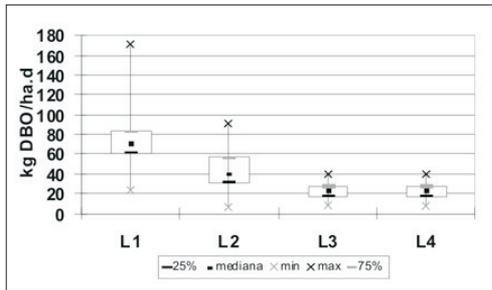
(a) Clorofila-a, Fase I



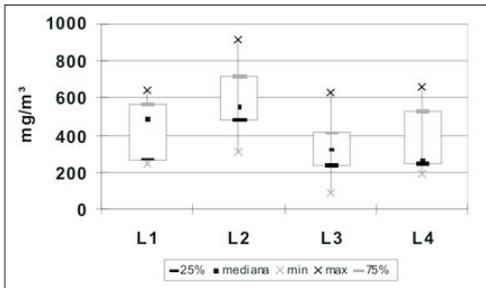
(b) Taxa de aplicação superficial de DBO, Fase I



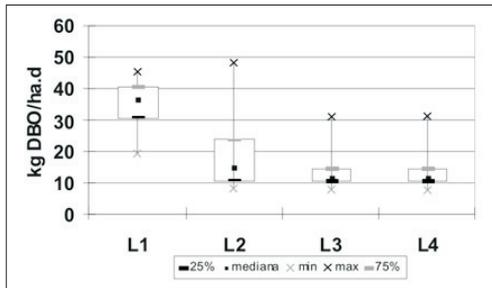
(a) Clorofila-a, Fase II



(b) Taxa de aplicação superficial de DBO, Fase II



(a) Clorofila-a, Fase III



(b) Taxa de aplicação superficial de DBO, Fase III

Figura 8.8 Concentrações de clorofila-a e taxas de aplicação superficial de DBO na série de lagoas, por fase operacional.

Por fim, cabe registrar que organismos pertencentes à Divisão Cyanophyta, do Gênero *Oscillatoria*, foram identificados durante o período de estudo, sendo encontrados aderidos às bordas das lagoas ou flutuando junto à espuma que eventualmente era formada na superfície da água; no entanto, foram encontrados em números muito baixos, minimizando, neste caso, uma preocupação crescente com a eventual proliferação de cianobactérias em lagoas.

Para a comunidade zooplanctônica cinco gêneros foram encontrados durante as diferentes fases do estudo: *Brachionus* (Rotifera), *Moina* e *Daphnia* (Cladocera), *Mesocyclops* e *Thermocyclops* (Copepoda). Em todas as unidades e durante todo o período de estudo predominaram os rotíferos, sendo que na Fase I estes foram os únicos organismos encontrados. Nas fases subseqüentes, o aumento do TDH permitiu o desenvolvimento de microcrustáceos com ciclo de vida mais longo (Cladocera e Copepoda). Na Fase III a população média de todos os organismos e em todas as lagoas foi bem reduzida, inclusive a de rotíferos, provavelmente pela competição interespecífica com cladóceros e copépodos, notadamente mais ágeis na busca de presas. Ainda nesta fase, se computadas as populações médias das lagoas 3 e 4 (unidades paralelas), verifica-se uma relação inversa entre as populações planctônicas ao longo da série de lagoas, sugerindo uma relação de pastagem entre zôo e fitoplâncton.

Há que se acrescentar que a dinâmica de fito e zooplâncton na lagoa 4 pode ter sido afetada pela introdução de peixes na Fase III, porém dada a elevada mortalidade verificada (como apresentado a seguir) e como os dados comparativos entre as lagoas 3 e 4 não sugerem este efeito, esse aspecto foi desconsiderado na discussão acima.

Além da produção de alimento vivo, é fundamental que o sistema de tratamento forneça um efluente final com baixos teores de amônia. A modelagem de um vasto banco de dados, referente a quatro anos de monitoramento do sistema em questão, permitiu o ajuste de um modelo aos moldes do proposto por Pano e Middlebrooks (1982) citados por von Sperling (2002), o qual fornece estimativas de valores de concentrações efluentes de amônia (Equação 8.3).

$$C_e = \frac{C_o}{1 + [5 \times 10^{-2} \cdot (A/Q) \cdot e^{(0,681 \times (\text{pH} - 7))}]}$$

$R^2 = 0,7025$ Equação 8.3

onde:

C_e = concentração efluente de amônia (mg L^{-1})

C_o = concentração afluente de amônia (mg L^{-1})

A = área das lagoas (m^2)

Q = vazão ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$)

pH = pH nas lagoas

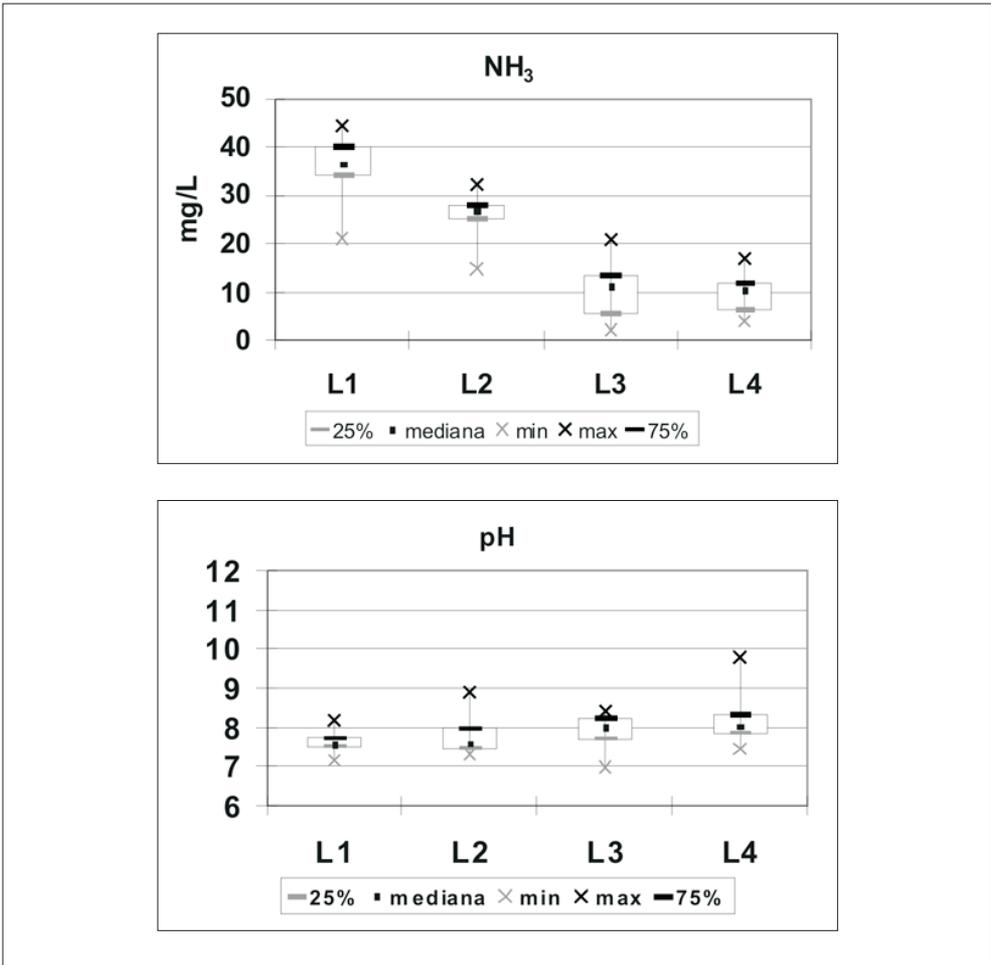


Figura 8.9 Concentrações de amônia e valores de pH na série de lagoas, Fase III

De acordo com o modelo ajustado, e dentre as faixas testadas de profundidade das lagoas (0,3 - 0,9 m), a qualidade recomendada para a piscicultura ($2 \text{ mg NH}_3 \text{ L}^{-1}$) seria alcançada com TDH em torno de 25 dias. Portanto, durante o período de estudo aqui analisado, apesar da elevada remoção no sistema de lagoas, os teores de amônia no interior das lagoas 3 e 4 mostraram-se incompatíveis com o cultivo de peixes (Figura 8.9) (ver também Figura 8.4); tanto é que o peixamento da lagoa 4 com juvenis de tilápia do Nilo resultou em sobrevivência de apenas 29% e reduzido ganho de peso dos indivíduos que sobreviveram.

Desempenho Zootécnico de Alevinos de Tilápia Cultivadas com Efluentes de Lagoa de Polimento

Estes experimentos foram conduzidos no período de dezembro de 2004 a abril de 2005, dentro a Fase II descrita na Tabela 8.9. As taxas de renovação de água testadas não alteraram significativamente os resultados de desempenho zootécnico. Contudo, a elevação da densidade de estocagem reduziu o ganho de peso (Figura 8.10) e de biomassa (Tabela 8.11).

Mesmo o maior valor de ganho de peso encontrado (0,3 g dia⁻¹ por peixe) está abaixo da taxa de crescimento considerada adequada para a espécie nesta fase de crescimento: 0,9 dia⁻¹ por peixe em cultivo tradicional com uso de rações completas (KUBITZA, 2000).

A densidade que proporcionou maior ganho de peso foi a de 10 peixes m⁻³. A capacidade suporte foi atingida na densidade de 20 peixes m⁻³. A partir daí o alimento pode ter sido o fator limitante, o que resultou em menores ganhos de biomassa mesmo quando a densidade foi sendo aumentada. A capacidade suporte é a máxima biomassa de peixe capaz de ser sustentada em uma unidade de produção e pode ser determinada pelos seguintes fatores: (i) quantidade e qualidade de alimento disponível; (ii) níveis críticos de oxigênio dissolvido e (iii) concentração de amônia, gás carbônico e nitrito (KUBITZA, 2000).

Entretanto, nos viveiros de peixes os teores de OD foram sempre elevados e os teores de amônia permaneceram sempre abaixo dos valores considerados tóxicos aos peixes (2,0 mg /L⁻¹). Por outro lado, as concentrações de clorofila e sólidos em suspensão totais nos viveiros variaram, respectivamente, de 170 - 210 µg L⁻¹ e de 98 - 115 mg /L⁻¹, em relação direta com a densidade de estocagem de peixes. Uma hipótese seria que o zooplâncton é grande filtrador de fitoplâncton e, dessa forma, os peixes ao se alimentarem do zooplâncton poderiam provocar um aumento na população de fitoplâncton.

Há, portanto, sugestões de que mesmo a maior taxa de renovação de água testada não tenha sido suficiente para um fornecimento ou reposição adequados de alimento em termos quantitativos e qualitativos.

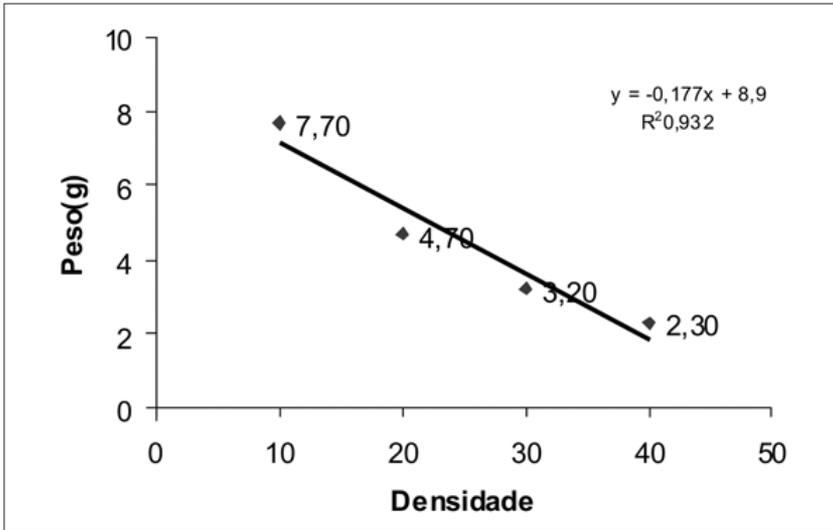


Figura 8.10 Ganho de peso de tilápias do Nilo em função da densidade de estocagem em tanques alimentados com efluentes de lagoas de polimento

Tabela 8.11 Ganho de biomassa (g) de tilápias do Nilo em função da densidade de estocagem e da taxa de renovação de água em tanques alimentados com efluentes de lagoas de polimento

Densidade	Renovação				Média
	5%	10%	15%	20%	
10	75,16	53,43	63,98	77,88	67,61
20	82,83	63,38	85,52	82,27	78,50
30	59,60	63,57	82,70	76,83	70,67
40	66,45	56,30	73,99	78,99	68,93
Média	71,01	59,17	76,55	78,99	CV=20,7

Considerações Finais

Apesar da produtividade ter ficado abaixo da encontrada no cultivo tradicional com o uso de rações, de qualquer forma os resultados obtidos indicam que se pode alcançar economia de insumos e rentabilidade consideráveis, com transformação de alimento natural (“gratuito”) em proteína animal.

Os alevinos foram estocados inicialmente com peso médio de 0,7 g e comprimento de 2,5 a 3,0 cm e ao final do experimento atingiram

comprimento médio de 9 cm na densidade de 10 peixes m⁻³. Durante a fase de alevinagem os tanques geralmente têm 1 m de profundidade e, portanto, seria possível estocar 100.000 alevinos em 1 ha. Na região deste estudo, os preços do milheiro de alevinos comercializados na safra 2004/2005 eram os seguintes: 2 a 3 cm (R\$ 70,00), 4 a 6 cm (R\$ 80,00), 8 a 10 cm (R\$ 150,00). Se ao invés de vender os alevinos por R\$ 80,00, o produtor optar por mantê-los por mais um mês em tanques abastecidos com efluentes de lagoas de polimento, poderia vendê-los por R\$ 150,00 o milheiro, sem gasto adicional algum com insumos (adubo e ração). Dessa maneira, obteria uma remuneração de aproximadamente R\$ 7.000,00 por hectare.

Os resultados sugerem ainda a busca de otimização do sistema de lagoas de polimento no sentido de intensificar a produção de plâncton e, no caso, do peixamento das lagoas, de remoção de amônia.

No que diz respeito à produção de fito e de zooplâncton, as configurações de lagoas rasas avaliadas neste projeto demonstraram um grande potencial para o fornecimento de alimento disponível para a nutrição de peixes. No entanto, é necessária uma melhor apropriação sobre a biomassa, em termos de quantidade suficiente e qualidade adequada para a garantia de produtividade. O recurso à redução de lâminas das lagoas de fato promove a intensificação da produtividade primária, mas parece haver um limite partir do qual a redução correspondente de TDH comprometeria a eficiência de remoção de amônia.

Com base nas condições em que este estudo foi desenvolvido, a associação lagoas de polimento-tanques de piscicultura se apresenta como uma alternativa mais atrativa do que o peixamento das lagoas.

Referências Bibliográficas

ANDRADE NETO, C.O.; MELO, H.N.S.; OLIVEIRA, F.K.D. MELO FILHO, C.P.; PEREIRA, M.G. Hidroponia forrageira com efluente e filtro anaeróbio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, Joinville-SC, 2003. Anais Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003 (CD Rom).

ARAUZO, M.Z. Harmful effects of unionized ammonia on the zooplankton community in a deep waste treatment pond. *Water Research*, v. 37, p.10481054, 2003.

AZEVEDO, S.M.F.O.; BRANDÃO, C.C.S. Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. Brasília: Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde, 2003. 56p.

BASTOS, R.K.X.; BEVILACQUA, P.D.; ANDRADE NETO, C.O.; von SPERLING, M. Utilização de esgotos tratados em irrigação: aspectos sanitários. In: BASTOS, R.K.X. (Coord.) Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003a. cap.2, p.23-60 (Projeto PROSAB).

BASTOS, R.K.X.; BEVILACQUA, P.D.; KELLER, R. Organismos patogênicos e efeitos sobre a saúde humana. In: GONÇALVES, R.F. (Coord.) Desinfecção de efluentes sanitários. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003b. cap. 2, p.27-88 (Projeto PROSAB).

BASTOS, R.K.X., PEREIRA, C.M., PIVELLI, R.P., LAPOLLI, F.R., LANNA, E.A.T. Utilização de esgotos sanitários em piscicultura. In: BASTOS, R.K.X (Coord.) Utilização de esgotos tratados em irrigação, hidroponia e piscicultura. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003c, cap.6, p. 193-223 (Projeto PROSAB).

BASTOS, R.K.X.; FREITAS, A.S.; SALARO, A.L.; LANNA, E.A.T. avaliação da produção de tilápia do Nilo com efluente de lagoa de estabilização. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, Joinville-SC, 2003. Anais Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003d (CD Rom).

BAZZA, M. Experience on wastewater reuse in the Near East. In: EXPERT CONSULTATION FOR LAUNCHING THE REGIONAL NETWORK ON WASTEWATER RE-USE IN THE NEAR EAST, Cairo, 2003. Proceedings Cairo: Food and Agriculture Organization of the United Nations - Regional Office for the Near East/World Health Organization Regional Office for the Eastern Mediterranean, 2003.

BEVILACQUA P.D.; BASTOS R.K.X.; CORAUCCI FILHO B.; MELO H.N.S.; ANDRADE NETO C.O.; STEFANUTTI R. Alimentação animal com produtos irrigados com esgotos sanitários. In: BASTOS R.K.X. (Coord.) Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. cap. 7, p. 225-246 (Projeto PROSAB).

BICUDO, C.E.M.; MENEZES, M. (Org.) Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. Chave para identificação e descrições. 2ª edição. São Carlos: RiMA, 2006. 502p.

BLUMENTHAL, U.J.; MARA, D.D.; PEASEY, A.; RUIZ-PALACIOS, G.; STOTT, R. Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. Bulletin of the World Health Organization, v.78, n.9, p.1104-1116, 2000a.

BLUMENTHAL, U.J.; PEASEY, A.; RUIZ-PALACIOS, G.; MARA, D.D. Guidelines for wastewater reuse in agriculture and aquaculture: recommended revisions based on new research evidence. WELLStudy, Task n.68, Part I. London: WELL, 2000b

BLUMENTHAL, U.J.; PEASEY, A. Critical review of epidemiological evidence of the health effects of wastewater and excreta use in agriculture. London: London School of Hygiene and Tropical Medicine, 2002. 42p. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/whocriticalrev.pdf> Acesso em: 13 mai. 2004.

BORGES, A.L.C.C. Controle da ingestão de alimentos. Cadernos Técnicos da Escola de Veterinária da UFMG, n.27, p.67-79, 1998

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária Aprova o Regulamento Técnico sobre padrões microbiológicos para alimentos. Resolução RDC nº 12, de 02 de janeiro de 2001. Diário Oficial, Brasília, DF, 10 de jan. 2001. Disponível em: <<http://www.anvisa.gov.br/legis/>> Acesso em 20 jun. 2005.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Aprova o Regulamento Técnico de Identidade e qualidade de Leite de Cabra. Instrução Normativa nº37 de 31 de out. 2000. Diário Oficial, Brasília, DF, 08 de nov. 2000. Seção 1. p. 23. Disponível em: <<http://extranet.agricultura.gov.br/consultasislegis/do/consultalei?op=viewTextual&codigo=2193>> Acesso em 24 jan. 2002.

BROWN, L.R. Plan B: Rescuing a planet under stress and a civilization in trouble. New York: W.W. Norton & Co, 2003 apud BUECHLER, S., MEKALA, G.D., KERAITA, B. Wastewater use for urban and peri-urban agriculture. In: van VEENHUIZEN, R. (Ed.) Cities farming for the future: urban agriculture for green and productive cities. Ottawa, ON: RUAF Foundation, IDRC, IIRR, 2006. cap. 9, p.243-273.

BUECHLER, S.; MEKALA, G.D.; KERAITA, B. Wastewater use for urban and peri-urban agriculture. In: van VEENHUIZEN, R. (Ed.) Cities farming for the future: urban agriculture for green and productive cities. Ottawa, ON: RUAF Foundation, IDRC, IIRR, 2006. cap. 9, p.243-273.

CARR, R.; von SPERLING, M. An overview of the WHO 2005 guidelines for the safe use of wastewater in agriculture. In: WORKSHOP USO E REÚSO DE ÁGUAS DE QUALIDADE INFERIOR: REALIDADES E PERSPECTIVAS, Campina Grande, 2005. Anais eletrônicos... Campina Grande, PB: Universidade Federal de Campina Grande, 2005 (CD-Rom).

CAVALCANTI, P.F.F.; van HAANDEL, A.C.; KATO, M.T.; von SPERLING, M.; LUDUVICE, M.L.; MONTEGGIA, L.O. Pós-tratamento de efluentes anaeróbios por lagoas de polimento. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.) Pós-tratamento de reatores anaeróbios. Belo Horizonte [s.n], 2001. p. 105-170 (Projeto PROSAB).

COELHO, A.M.; FRANÇA, G.E. Seja o doutor do seu milho: nutrição e adubação. Arquivo do Agrônomo, n.2, p.1-25, 1995.

CORAUCCI FILHO, B.; ANDRADE NETO, C.O.; KATO, M.T.; CARTAXO, M.F.S.; FIGUEIREDO, R.F.; STEFANUTTI, R.; SILVA, V.P. Disposição no solo. In: GONÇALVES, R.F. (Coord.) Desinfecção de efluentes sanitários. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. cap. 8, p.337-388.

CROCKETT, C.S.; HAAS, C.N. Understanding protozoa in your watershed. Journal of American Water Works Association, v.89, n.9, p.62-73, 1997.

COSTA VARGAS, S.M.V.; BASTOS, R.K.X.; MARA, D.D. Bacteriological aspects of wastewater irrigation. Leeds, England: University of Leeds, 1996. 118p (TPHE Research Monograph 8).

DULAC, N. Recycling urban organic wastes in agriculture. In: BRUINSMA, W.; HERTOOG, W. (Eds.) Annotated bibliography on urban agriculture. The Netherlands: ETC Urban Agriculture Programme, 2001. p.512-553.

EDWARDS, P., SINCHUMAPSAK, O., TABUCANON, M. The harvest of microalgae from the effluent of sewage fed high rate stabilization pond by *Tilapia nilotica*. Part I, II and III. *Aquaculture*, v.23, p. 107-147, 1981.

EDWARDS, P. Reuse of human wastes in aquaculture. A technical review. Washington D.C: The World Bank, 1992. 350 p. (UNDP - World Bank Water Research Program).

EMPRESA DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL - EMATER. Forragem hidropônica de milho: uma alternativa bem-sucedida. Informe do Instituto de Assistência Técnica e Extensão Rural do Rio Grande do Norte, 2001.

ENTWISLE et al. Australian fresh water algae. 1997. Disponível em: <<http://www.rbg Syd.nairsw.gov.au>>. Acesso em: 21 dez. 2005.

FARIA, V.P. Técnica de produção de silagem. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE PASTAGENS, Piracicaba, 1986. Anais... Piracicaba: FEALQ, 1986. p. 119-144

FARUQUI, N.I. Wastewater treatment and reuse for food and water security. In: van VEENHUIZEN, R. (Ed.) *Cities farming for the future: urban agriculture for green and productive cities*. Ottawa, ON: RUF Foundation, IDRC, IIRR, 2006. cap. 9, p.264-266.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO. Food and Nutrition Division. Animal Feeding and Food Safety. Report of an FAO Expert Consultation. Rome, Italy, 1997. 39p.

FORAGE AND GRAZING TERMINOLOGY COMMITTEE - FGTC. Terminology for grazing lands and grazing animals. Blacksburg: Pocahontas Press, 1991. Disponível em: <<http://forages.oregonstate.edu/topics/description.cfm?TopID=604>>. Acesso em: 07 jul. 2006.

GERLOFF, B.J. Dairy cattle nutrition. In: RADOSTITS, O.M. *Herd health: food animal production medicine*. 3. ed. Philadelphia: WBSaunders Company, 2001. cap. 11, p.435-473.

GHOSH, A., RAO, L.H., SAHA, S.K. Culture prospects of *Sarotherodon mossambicus* in small ponds fertilized with domestic sewage. *Journal of the Inland Fisheries Society of India Soc. India* v.12, p. 7480, 1980.

GOODGER, W.J.; COLLINS, M.T.; NORDLUND, K.V.; EISELLE, C.; PELLETIER, J.; THOMAS, C.B.; SOCKETT, D.C. Epidemiologic study of on-farm management practices associated with the prevalence of *Mycobacterium paratuberculosis* infections in dairy cattle. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, v.208, p.1877-1881, 1996.

GUERRIN, F. Valorization of wastewater treatment ponds zooplankton a basis to feed larvae and juveniles of cyprinids. *Bulletin Francaise Peche et Piscicultur*, v.311, p.113-125, 1988.

HAYLOR, G.S. Fish production from engineered water system in developing countries. In: MUIR, J.F.; ROBERTS R.J. (Ed.). *Recent advances in aquaculture*, V. Cornwall-UK: Blackwell Science Ltd, 1994.

ISMIÑO-ORBE, R.A.; ARAÚJO LIMA, C.A.R.M.; GOMES L.C. Excreção de amônia por tambaqui (*Colossoma macropomum*) de acordo com variações na temperatura da água e massa do peixe. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 38, n. 10, 2003.

JANA, B.B. Sewage-fed aquaculture: the Calcutta model. *Ecological Engineering*, v.11 p. 7385, 1998.

- JONES, P. W. Disease hazards associated with slurry disposal. *British Veterinary Journal*, v.136, p.529-542, 1980a.
- JONES, P. W. Health hazards associated with the handling of animal wastes. *Veterinary Record*, v.106, p.4-7, 1980b.
- JONES, P. W. Sewage sludge of a vector of salmonellosis. In: BLOCK, J.C.; HAVELAAR, A.H.; L'HERMITE, P. (Eds.). *Epidemiological Studies of risks associated with the agriculture use of sewage sludges; knowlwdge and needs*. London: Elsevier Applied Science Publishers, 1986. p.21-33.
- KIBRIA, G.; NUGEGODA, D.; FAITCLOUGH, R.; LAM, P.; BRADLY, A. Zooplâncton: Its biochemistry and significance in aquaculture. *Naga, The Iclarm Quarterly*, v.20, n.2, 1997.
- KÖNIG, A. Ecophysiological studies on some algae and bacteria on waste stabilization ponds. PhD Thesis. University of Liverpool, UK. 1984.
- KUBTIZA, F. *Tilápia: tecnologia e planejamento na produção comercial*. 1a edição. Jundiaí-SP, 2000. 285p.
- LANA, R.P. *Nutrição e alimentação animal (mitos e realidades)*. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2005. 344p.
- MANCUSO P.C.S.; SANTOS H.F. *Reuso de Água*. 1. ed. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2003. 452p.
- MARA, D.D.; CAIRNCROSS, S. *Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture*. Geneva: World Health Organization, 1989. 187p.
- MELÃO, M.G.G.; ROCHA, O.; ROCHE, K. Produtividade, biomassa, flutuações populacionais e interações biológicas da comunidade planctônica e suas implicações na transferência de energia da cadeia alimentar de um reservatório raso oligotrófico. In: ROCHE, K.; ROCHA, O. (Org.) *Ecologia trófica dos peixes com ênfase na planctivoria em ambientes lênticos de água doce no Brasil*. São Carlos: RiMA, 2005. cap.2, p.25-80.
- MELO, H.N.S.; ANDRADE NETO, C.O.; MENDONÇA, F.C.; MARQUES, M.O.; PIVELLI, R.P. *Uso de esgoto tratado em hidroponia* In: BASTOS R.K.X. (Coord.) *Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura*. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. cap. 5, p. 157-192 (Projeto PROSAB).
- MOSCOSO, J.C.; NAVA, H.; FLÓREZ, A. M. *Reuso en acuicultura de las aguas residuales tratadas en las lagunas de estabilización de San Juan*. Sección III. *Acuicultura*. Lima, Peru: CEPIS, 1992a.
- MOSCOSO, J.C., EGOICHEAGA, L. MUÑOZ, A.F. *Reuso en acuicultura de las aguas residuales tratadas en las lagunas de estabilización de San Juan*. Sección IV. *Factibilidad técnica, económica y social*. Lima, Peru: CEPIS, 1992b.
- NANDINI, S. Variations in physico-chemical parameters and plankton community structure in a series of sewage stabilization ponds. *Revista Biología Tropical*, v.47, p.149-156, 1999.

NANSEN, P.; HENRIKSEN, S. V. A. A. The epidemiology of bovine cisticercosis (*C. bovis*) in relation to sewage and sludge application in farmland. In: BLOCK, J.C.; HAVELAAR, A.H.; L'HERMITE, P. (Eds.) *Epidemiological Studies of risks associated with the agriculture use of sewage sludges; knowledge and needs*. London: Elsevier Applied Science Publishers, 1986. p. 76-82.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL OF UNITED STATE - NRC. Board on Agriculture. Committee on Animal Nutrition. Subcommittee on Dairy Cattle Nutrition. Nutrient requirements of beef cattle. 7. ed. Washington, DC: National Academies Press, 2000. 242p. apud VALADARES FILHO S.C.; PAULINO, P.V.R.; MAGALHÃES, K.A.; PAULINO M.F.; DETMANN, E.; PINA, D.S.; AZEVADO, J.A.G. Tabelas de composição de alimentos e exigências nutricionais de zebuínos: dados brasileiros. In: SIMPÓSIO DE PRODUÇÃO DE GADO DE CORTE, 5., 2006, Viçosa. Anais... Viçosa: UFV/DZO, 2006. p.47-80.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL OF UNITED STATE - NRC. Board on Agriculture. Committee on Animal Nutrition. Subcommittee on Dairy Cattle Nutrition. Nutrient requirements of dairy cattle. 7. ed. Washington, DC: National Academies Press, 2001. 406p.

OLIVEIRA, A.C.L.; PEREIRA NETO, A.; SOUZA, A.C.R. Alternativas para o desenvolvimento sustentável do agente produtivo. Forragem Hidropônica de Milho. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil S/A, 1998. 15p.

PANO, A.; MIDDLEBROOKS, E.J. Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. *Journal of the Water Pollution Control Federation*. v. 54, n.4, 1982. apud von SPERLING, M. Lagoas de estabilização, 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2002. 196 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 3).

PAVANELLI, G.C.; EIRAS, J.C.; TAKEMOTO, R.M. Doenças de peixes: profilaxia, diagnóstico e tratamento. Maringá: EDUEM Nupélia, 1999.

PEREIRA, C. M. Avaliação do uso de peixes planctófagos como auxiliares do tratamento de efluentes. Dissertação de Mestrado. Departamento de Aqüicultura, Universidade Federal de Santa Catarina, 2000.

PETTERSON, S.A.; ASHBOLT, N.J. WHO Guidelines for the Safe Use of Wastewater and Excreta in Agriculture: microbial risk assessment section, 2002. 36p. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/mrareview.pdf>. Acesso em: 23 ago. 2004.

PIKE, E.P. Recent UK research on incidence, transmission and control of salmonella and parasitic ova in sludge. In: BLOCK, J.C.; HAVELAAR, A.H.; L'HERMITE, P. (Eds.) *Epidemiological Studies of risks associated with the agriculture use of sewage sludges; knowledge and needs*. London: Elsevier Applied Science Publishers, 1986. p.50-59.

PROENÇA, C.E.M.; BITTENCOURT, P.R.L. Manual de Piscicultura Tropical. Brasília: IBAMA, 1994.

QUINN, P.J.; MARKEY, B.K.; CARTER, M.E.; DONNELLY, W.J.C.; LEONARD, F.C. Microbiologia veterinária e doenças infecciosas. Porto Alegre: Artmed, 2005. 512p.

RADOSTITS, O.M.; GAY, C.C.; BLOOD, D.C.; HINCHCLIFF, K.W. Clínica veterinária: um tratado de doenças dos bovinos, ovinos, suínos, caprinos e eqüinos. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2000. 1737p.

- RIBEIRO, S.D.A. Caprinocultura: criação racional de caprinos. São Paulo: Nobel, 1997. 318p.
- ROCHA, O.; SENDACZ, S.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs of Brazil. In: TUNDISI, J.G.; PICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T (eds.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC, SBL, 1995, p. 151-166.
- ROCHE, K.; ROCHA, O. Aspectos da predação por peixes em lagos e represas, com enfoque na planctivoria. In: ROCHE, K.; ROCHA, O. (Org.) *Ecologia trófica dos peixes com ênfase na planctivoria em ambientes lênticos de água doce no Brasil*. São Carlos: RiMA, 2005. cap.1, p.1-24.
- SANTOS, A.V. Rendimento do capim-elefante (*Pennisetum purpureum*) irrigado com água residuária tratada. 1997. 112f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1997.
- SAWYER, C.N.; McCARTY, P.L. *Chemistry for environmental engineering*. 3rd ed. London: McGraw Hill Inc., 1985. 532p.
- SCOTT, C.A.; FARUQUI, N.I.; RASCHID-SALLY, L. Wastewater use in irrigated agriculture: management challenges in developing countries. In: SCOTT, C.A.; FARUQUI, N.I.; RASCHID-SALLY, L. (Eds.) *Wastewater use in irrigated agriculture: coordinating the livelihood and environmental realities*. Oxfordshire: CAB International, International Water Management Institute, International Development Research Centre, 2004. p.1-10.
- SHARMA, H.P., POLPRASERT, C., BHATTARAI, K.K. Physico-chemical characteristics of ponds fed with septage. *Resources Conservation*, v.13, p. 207-215. 1987.
- SCHROEDER, G.L. Some effects of stocking fish in waste treatment ponds. *Water Research*. v. 9, p 591-593, 1975.
- SHUVAL, H.I.; ADIN, A.; FATTAL, B.; RAWITZ, E.; YEKUTIEL, P. Wastewater irrigation in developing countries: Health effects and technical solutions. Washington, D.C.:The Word Bank, 1986 (Technical Paper n. 51).
- SILVA, D.J.; QUEIROZ, A.C. *Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos*. 3. ed. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2002. 235p.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H.S. *Limnologia aplicada à aqüicultura*. Jaboticabal: FUNEP, 1994. 70p.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H.S.; ROCHA, O. *Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos*. São Carlos: RiMA, 2001. 106p.
- SOUZA, E.C.P.M.; TEIXEIRA FILHO, A.R. *Piscicultura fundamental*. São Paulo: Nobel, 1985, 88 p.
- SRINIVASAN, A. Fish production in some hypertrophic ecosystems in South India. In: BARICA J., MUR L. R. (Eds.). *Hypertrophic Ecosystems*. Junk The Hague, Netherlands, p. 191-202, 1980

STRAUSS, M. Reuse of wastewater in Urban Agriculture. In: BRUINSMA, W.; HERTOOG, W. (Eds.) Annotated bibliography on urban agriculture. The Netherlands: ETC Urban Agriculture Programme, 2001. p.479-510.

STRAUSS, H.; BLUMENTHAL, U.J. Human waste use in agriculture and aquaculture. Utilization practices and health perspectives. Switzerland: International Reference Centre for Waste Disposal, 1989 (Report, 8/89).

TEIXEIRA, A.S. Alimentos e alimentação dos animais. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 1998. 402p.

TEIXEIRA FILHO, A.R. Piscicultura ao alcance de todos. São Paulo: Nobel, 1991. 212p.

THOMPSON, D.E. The role of mycobacteria in Crohn's disease. *Journal of Medical Microbiology*, v.41, p.74-94, 1994.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Guidelines for water reuse. Washington: USEPA, 1992 (Technical Report No EPA/625/R-92/004).

VALADARES FILHO, S.C.; ROCHA JÚNIOR, V.R.; CAPPELLE, E.R. (Eds.) Tabelas brasileiras de composição de alimentos para bovinos. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa/Departamento de Zootecnia/Departamento de Informática, 2001. 297p.

VALADARES FILHO, S.C.; PAULINO, P.V.R.; MAGALHÃES, K.A.; PAULINO M.F.; DETMANN, E.; PINA, D.S.; AZEVEDO, J.A.G. Tabelas de composição de alimentos e exigências nutricionais de zebuínos: dados brasileiros. In: SIMPÓSIO DE PRODUÇÃO DE GADO DE CORTE, 5., 2006, Viçosa. ANAIS... Viçosa: UFV/DZO, 2006. p.47-80.

VINATEA, L.A. Princípios químicos da qualidade da água em aquíicultura: uma revisão para peixes e camarões. Florianópolis: UFSC, 1997.

von SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos, 3ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 1).

von SPERLING, M. Lagoas de estabilização, 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2002. 196 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 3).

von SPERLING, M., JORDÃO, E.P., KATO, M.T., ALÉM SOBRINHO, P., BASTOS, R.K.X., PIVELLI, R.P. Lagoas de estabilização. In: FRANCI, R.G. (Coord.). Desinfecção de efluentes sanitários. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003, p. 275-336 (Projeto PROSAB).

WALTON, J.R.; WHITE, E.G. (eds). Communicable diseases resulting from storage handling, transport and landspreading of manures. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 1981 apud FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO. Food and Nutrition Division. Animal Feeding and Food Safety. Report of an FAO Expert Consultation. Rome, Italy, 1997. 39p.

WATTIAUX, M.A. Composição e análise de alimentos. 1997. Disponível em: <<http://babcock.cals.wisc.edu/publications/overview/de.pt.lasso>>. Acesso em: 07 jul. 2006.

WOLLENWEIDER, R.; KEREKS J. Eutrophication of waters, monitoring, assessment, control. Paris: Organization for Economic Cooperation and Development, 1982. apud AZEVEDO, S.M.F.O.; BRANDÃO, C.C.S. Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. Brasília: Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde, 2003. 56p.

Capítulo 9

Aspectos Metodológicos para Estudos de Utilização de Águas Residuárias em Agricultura

*José Marques Júnior; Daniel Vidal Pérez;
Regina Keller; Luiz Carlos Pavani, Rafael Kopschitz Xavier Bastos*

Este capítulo apresenta recomendações de metodologias para a avaliação de atributos de efluentes, solos e plantas, incluindo os parâmetros de controle e as respectivas metodologias, além de apresentar uma abordagem sobre os métodos estatísticos e do manejo da irrigação. Sugerem-se atributos básicos para a avaliação e monitoramento das características dos efluentes utilizados na fertirrigação, dos impactos causados pela fertirrigação com efluentes, no solo (ensaios em campo, vasos ou lisímetros) e nas plantas. Adicionalmente, são apresentadas as referências onde poderão ser encontradas as metodologias para as análises de efluentes, solos e plantas e informações complementares para facilitar a interpretação dos resultados.

Em relação às análises de solos e plantas, cumpre esclarecer que apesar das empresas de pesquisa de vários estados brasileiros possuírem métodos próprios, calibrados para análises de solos e plantas cultivadas, entende-se que a padronização seja relevante em uma rede de pesquisas. Portanto, no âmbito do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico - PROSAB, optou-se pela utilização dos métodos preconizados pela Embrapa, em seu Manual de Métodos de Análise de Solos e Plantas (EMBRAPA, 1997). No mesmo sentido, as unidades de expressão dos resultados apresentadas no texto são sugeridas para fins de padronização na rede PROSAB.

Atributos Químicos dos Solos

Os solos são constituídos por uma complexa mistura de diferentes componentes minerais, orgânicos e organo-minerais, cujo entendimento depende do uso de novos e melhorados procedimentos analíticos. No exame e na interpretação de resultados, o pesquisador deve conhecer os métodos

pelos quais os dados analíticos são obtidos e também qual a confiabilidade dos resultados numéricos.

Em princípio, é importante ressaltar que os métodos empregados no estudo das propriedades químicas de solo muitas vezes se confundem com os métodos empregados no estudo da fertilidade do solo. Porém, existem diferenças importantes, principalmente conceituais, que devem ser levadas em consideração, notadamente no que tange à escolha da solução extratora. Isto porque a análise química de solos para fins de fertilidade, objetiva determinar o grau de suficiência ou deficiência de nutrientes, além de quantificar condições adversas, tais como acidez e salinidade, que afetam o desenvolvimento das culturas. Nesse sentido, a escolha do extrator é motivada pela correlação com o crescimento e a resposta de cada cultura, sob as mais diversas condições. Desta forma, considerando a extensão geográfica brasileira e a grande variabilidade de climas e de solos existentes, é natural que aparecessem diversas metodologias analíticas, com base na experimentação regional. No entanto, quando o objetivo é caracterizar as propriedades químicas do solo, o fator preponderante na escolha do extrator se relaciona com o mecanismo de reação química que se pretende estudar. Nesse sentido, para as condições brasileiras, a base metodológica consagrada é aquela que vem sendo publicada e revisada pela Embrapa (1997) e que conta com o auxílio de diversas instituições de pesquisa do país.

No que tange a amostragem, existem vários protocolos de coleta que variam, principalmente, com o objetivo ou proposta da análise, tamanho da área amostrada e tipo de elemento a ser analisado. Ressalta-se que o protocolo de maior precisão é aquele que caracteriza a variabilidade espacial e temporal dos atributos. Nesse sentido, recomenda-se a leitura de textos especializados, como aqueles escritos por Chitolina *et al.* (1992), Nogueira *et al.* (1998); Chitolina *et al.* (1999), Lemos e Santos (2001), Montanari *et al.*, (2005) e Souza *et al.* (2006a).

A maioria das análises a seguir apresentadas para a estimativa dos principais atributos químicos e físicos do solo é realizada na chamada terra fina seca ao ar (TFSA), ou seja, material seco ao ar ou em estufa (TFSE) a 40°C, destorroado e que passa em peneira de abertura de 2mm. Contudo, nessas condições de secagem, as amostras ainda possuem uma umidade residual (água higroscópica), que pode alterar os resultados quando estes são expressos com base na massa de solo. Com isso, a fim de padronizar os

resultados, deve-se inserir um fator de correção da TFSA para a TFSE 105°C em todos os resultados, exceto nas medidas de pH.

pH em Água

O pH em água é uma medida simples, mas de fundamental importância, devido ao seu efeito direto no crescimento das plantas, dos microrganismos do solo e na disponibilidade de nutrientes (TAN, 1994). Além disso, o pH afeta também inúmeras propriedades químicas dos solos, tais como a CTC (capacidade de troca catiônica) e a solubilidade de vários elementos (RAIJ, 1991; ULRICH; SOMNER, 1991).

O pH representa a atividade do íon hidrogênio em solução: $\text{pH} = \log(\text{H}^+)$, sendo medido através de potenciômetro ou, mais informalmente, “pHmetro”.

Deve-se dar bastante atenção à maneira como se mede o pH (RAIJ, 1986), já que parâmetros como relação solo: água, tempo de agitação e local de medida, entre outros, influenciam em muito os resultados obtidos e, conseqüentemente, sua interpretação.

Método de Determinação (EMBRAPA, 1997)

Os valores de pH em água serão obtidos usando um potenciômetro provido de eletrodo combinado de vidro e referência (Ag/AgCl), da seguinte maneira:

- misturar 10g de TFSA 25mL de água destilada ou deionizada;
- deixar repousar por uma hora, fazendo agitações periódicas;
- nesse ínterim, pode-se calibrar o aparelho com soluções tampão de pH 4,0 e 7,0, já que a maioria dos solos apresenta pH dentro desta faixa;
- resuspender a mistura, na hora da leitura, imergindo o eletrodo combinado na suspensão;
- anotar o valor de pH quando a leitura se apresentar constante.

pH em KCl 1 mol.L⁻¹ e pH

O pH em solução de KCl 1M é muito usado em estudos pedológicos pois, através da sua diferença para o pH em água, conhecida como pH,

pode-se inferir algumas propriedades químicas, notadamente a CTC (capacidade de troca catiônica) e a mineralogia das amostras (UEHARA; GILLMAN, 1981; NASCIMENTO, 1989; PÉREZ *et al.* 1993).

Método de Determinação (EMBRAPA, 1997)

Segue, basicamente, o que foi descrito anteriormente para determinação do pH em água, sendo necessário, apenas, substituir a água destilada ou deionizada por solução de KCl 1 M.

O valor de pH é calculado da seguinte maneira:

$$\Delta\text{pH} = \text{pH} (\text{água}) - \text{pH} (\text{KCl}) \quad \text{Equação 9.1}$$

pH em CaCl_2 0,01 mol.L⁻¹

Na avaliação da acidez ativa do solo a determinação do pH em CaCl_2 constitui uma alternativa ao pH em água, pois sofre pouca influência sazonal, decorrente, por exemplo, da maior concentração salina em períodos mais secos ou de coletas de solo realizadas próximas ao período de adubação e calagem do solo. Além disso, a solução de CaCl_2 provoca a floculação do solo, fazendo com que a leitura do pH seja menos variável (RAIJ *et al.* 1987).

Método de Determinação (QUAGGIO e RAIJ, 2001)

Os valores de pH são obtidos com um potenciômetro provido de eletrodo combinado de vidro e referência (Ag/AgCl), da seguinte maneira:

- misturar 10 g de TFSA a 25 mL de solução 0,01 mol.L⁻¹ de CaCl_2 ;
- deixar em contato por 15 minutos, após o que, agitar por 10 minutos à 220rpm;
- deixar em repouso por 30 minutos;
- nesse ínterim, pode-se calibrar o aparelho com soluções tampão de pH 4,0 e 7,0, já que a maioria dos solos apresenta pH dentro desta faixa;
- não resuspender a mistura, na hora da leitura. Imergir o eletrodo combinado na suspensão floculada;
- anotar o valor de pH quando a leitura se apresentar constante.

Sais Solúveis

O conhecimento da concentração de sais no extrato de solução do solo permite a determinação de importantes parâmetros para caracterização do solo em termos de propriedades físico-químicas e fertilidade, tais como: Soma de Bases (Valor S), Capacidade de Troca Catiônica (CTC ou Valor T), Percentagem de Saturação por Bases (V%), Percentagem de Saturação por Alumínio (m%), Percentagem de Saturação por Sódio (Na%) e Razão de adsorção de sódio (RAS).

O solo possui uma capacidade muito importante de reter e ceder, sob a forma iônica, determinados elementos químicos que são vitais para o desenvolvimento dos seres vivos. Esta característica é basicamente exercida pelos colóides do solo, sejam eles orgânicos (“húmus” ou substâncias húmicas) ou minerais (“argila”) e reconhecida como **capacidade de troca catiônica do solo (CTC)**, já que a maioria das cargas do solo é negativa (WUTKE; CAMARGO, 1972; KIEHL, 1979; RAIJ, 1991).

Em geral, os elementos que existem em maiores quantidades nos solos e que se encaixam na definição de elementos vitais têm sido (RAIJ, 1991): cálcio, magnésio, potássio, sódio, alumínio e hidrogênio, sendo que os quatro primeiros são conhecidos como bases do solo e os dois últimos como de caráter ácido. Assim sendo, a CTC do solo é constituída, basicamente, pelos cátions desses seis elementos que estão adsorvidos à superfície carregada eletricamente dos colóides do solo. Vale ressaltar, ainda, que a maioria dos solos das regiões tropicais possui colóides de carga variável (UEHARA; GILLMAN, 1981), logo o pH onde se determina a CTC é importante de ser fixado.

Um dos métodos mais usuais de determinação da CTC se baseia na saturação do complexo de troca com certo cátion, determinando-se, depois, o total dos cátions que estavam adsorvidos e que foram deslocados para a solução extratora (CHAPMAN, 1968).

Outro atributo, derivado do conceito da CTC, é a saturação por bases (V%). Como, em consequência do intemperismo, as bases vão sendo lixiviadas do solo, aumentando então a concentração dos elementos ácidos (KELLER, 1968), há uma estreita relação entre a contribuição das bases

para a CTC (saturação por bases) com o pH do solo (CASTRO *et al.* 1972; PEREIRA *et al.* 1998).

Normalmente, a concentração de sais (Ca, Mg, Na, K) na solução do solo é baixa, quando comparada à quantidade adsorvida. Hayes e Bolt (1991) indicam uma razão de distribuição na ordem de 100 entre o sorvido na fase sólida e o contido na solução. Contudo, há situações em que isso não ocorre. Daí, a determinação da CTC pelo uso de extratores químicos fica sujeita a erros, pois, além de deslocar os cátions adsorvidos eletrostaticamente à superfície dos colóides, essas soluções extratoras também dissolvem os sais que se formaram pela secagem da solução do solo durante o preparo da amostra. Desta forma, deve-se calcular a quantidade de sais solúveis a fim de descontar a sua influência na determinação da CTC.

O Na⁺ juntamente com o pH e a condutividade elétrica do extrato de saturação, são os principais atributos utilizados para caracterizar os solos afetados por sais. Quanto maior a concentração salina, maior a concentração de íons e mais intensa a condutividade elétrica da solução.

A **condutividade elétrica** é determinada em equipamento específico (condutivímetro), em extrato resultante da saturação do solo com água e a unidade que expressa sua magnitude é dS m⁻¹.

A relação entre as concentrações de Na⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺, expressa pelo parâmetro **Razão de Adsorção de Sódio – RAS**, é de fundamental importância para a avaliação da condutividade hidráulica (permeabilidade) do solo. O cálcio contribui para a estabilidade dos agregados e estrutura do solo. O sódio provoca a dispersão de minerais de argila em partículas finas, o que pode causar a obstrução dos poros do solo. Além disso, o efeito do excesso de Na⁺ é potencializado quando a relação Ca²⁺ : Mg²⁺ é menor que a unidade, porque o excesso de magnésio trocável no solo pode induzir à deficiência de cálcio.

Métodos de determinação (EMBRAPA, 1997)

A CTC é determinada pela soma dos resultados obtidos para cálcio, magnésio e alumínio (extraídos por solução 1 mol.L⁻¹ de KCl); sódio e potássio (extraídos por solução H₂SO₄ 0,0125 mol.L⁻¹ + HCl 0,05 mol.L⁻¹); hidrogênio e alumínio (extraídos por solução de acetato de cálcio 0,5 mol.L⁻¹ de pH 7,0).

A seguir é apresentada uma breve descrição dos métodos para a determinação dos cátions computados nos parâmetros citados na introdução deste item, cuja íntegra se encontra no manual de métodos da Embrapa (EMBRAPA, 1997).

Cálcio, Magnésio e Alumínio Trocáveis

Após adicionar 100mL de solução KCl 1 mol.L⁻¹ a 10g de TFSA, agita-se a mistura em agitador circular horizontal por cinco minutos e deixa-se decantar por uma noite. Do sobrenadante, retiraram-se três alíquotas de 25mL para a determinação de Ca²⁺, Al³⁺ e Mg²⁺ trocáveis, da seguinte forma:

Cálcio + Magnésio Trocáveis

- são determinados por titulação complexométrica empregando solução de EDTA (sal dissódico) 0,0125 mol.L⁻¹. Após acrescentar 4mL do “coquetel” (constituído de solução tampão pH 10,0, cianeto de potássio e trietanolamina) à alíquota, adiciona-se pequena quantidade (\pm 30mg) de ácido ascórbico, utilizando o “Eriochrome Black-T” (Negro de Eriocromo) como indicador;
- a viragem é de tonalidade rosa para azul. Contudo, como a cinética da troca de Ca²⁺ e Mg²⁺ entre o EDTA e o indicador é lenta no ponto de viragem, deve se realizar a titulação com todo cuidado, sempre e principalmente quando a tonalidade rosa começar a sofrer alterações;
- a leitura na bureta corresponde ao teor de Ca²⁺ + Mg²⁺ em cmol_c.kg⁻¹ de TFSA.

Ca Trocável

- titula-se com EDTA 0,0125 mol.L⁻¹ o extrato de solo, depois de adicionar 3mL de solução de KOH 10 % e uma pitada do indicador ácido calcon-carboxílico (“calcon”);
- a viragem é de uma tonalidade vermelha para azul;
- a leitura na bureta corresponde ao teor de Ca em cmol_c.kg⁻¹ de TFSA.

Mg Trocável

- o Mg trocável é obtido por subtração: $Mg^{2+} = (Ca^{2+} + Mg^{2+}) - (Ca^{2+})$.

Al Trocável

- na terceira alíquota de 25mL do extrato, adiciona-se 3 gotas do indicador Azul de Bromotimol e titula-se com solução de NaOH 0,025mol.L⁻¹;
- a viragem é de uma tonalidade amarela para verde. Deve-se observar que se o ponto de viragem for muito ultrapassado, em geral aparece uma tonalidade azul ao invés da verde;
- se a solução de NaOH não for preparada no dia da titulação deve se protegê-la do CO₂, a fim de evitar o processo de carbonatação que leva à alteração da concentração dessa solução;
- a leitura corresponde ao teor de Al em cmol_c.kg⁻¹ de TFSA.

As determinações acima descritas são passíveis de serem aplicadas na maioria das regiões brasileiras. Contudo, não se pode deixar de mencionar que existem equipamentos mais modernos e que permitem a determinação, com maior sensibilidade e rapidez, dos elementos Ca, Mg e Al, notadamente o espectrofotômetro de absorção atômica (AAS) e o espectrômetro de plasma indutivamente acoplado de emissão (ICP-OES). A marcha analítica de determinação desses elementos é peculiar a cada equipamento e envolve, normalmente, a diluição do extrato obtido, o que pode comprometer a exatidão do resultado.

Potássio e Sódio Trocáveis

Após adicionar 100mL de uma solução duplo ácida, também conhecida como Mehlich 1 (HCl 0,05mol.L⁻¹ e H₂SO₄ 0,0125mol.L⁻¹) a 10g de TFSA, agita-se a solução em agitador circular horizontal por cinco minutos e deixa-se decantar por uma noite. Do sobrenadante, retira-se uma alíquota de 25mL para a determinação de K⁺ e Na⁺ trocáveis em fotometria de chama, que é uma técnica espectroscópica de emissão. As funções da chama são: (i) converter a amostra líquida ao estado gasoso e (ii) decompor os constituintes em átomos e excitá-los eletronicamente. Quando voltam ao estado fundamental, o comprimento de onda da energia radiante emitida pelos átomos, característica para cada elemento, é registrado.

- após selecionar o filtro correspondente ao elemento desejado deve se proceder à calibração do fotômetro. A maioria dos equipamentos atuais já apresenta os resultados expressos em concentração. Desta forma, utilizam-se soluções padrões para calibrar o aparelho e determinar a faixa de concentração em que a sua resposta é linear. Desta forma, quando as leituras caírem fora dessa escala, dilui-se as amostras até que sua leitura seja possível;
- os resultados de Na^+ e K^+ são expressos na unidade de concentração em que se calibra o fotômetro, o que é feito em $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Hidrogênio e Alumínio Extraíveis

Adiciona-se 75mL de solução de acetato de cálcio $0,5 \text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ (pH 7,0) a 5 g de TFSA. Fecha-se imediatamente o recipiente, agitando a solução algumas vezes durante o dia para, então, deixá-la decantar por uma noite. Do sobrenadante, retira-se uma alíquota de 25mL para a determinação de $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$, da seguinte forma:

- titulação do tipo ácido-base, empregando-se solução de NaOH $0,025 \text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ e utilizando-se como indicador a fenolftaleína;
- a viragem é de uma tonalidade incolor para rosa;
- a utilização de uma prova em branco é importante para corrigir o efeito de contaminantes ácidos, como, por exemplo, o ácido acético que é usado para acertar o pH do acetato de cálcio a 7,0, e o ácido carbônico, oriundo da reação do CO_2 com H_2O ;
- o resultado de $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ é obtido da seguinte expressão:

$(\text{leitura} - \text{leitura do branco}) \times 1,65 = \text{H}^+ + \text{Al}^{3+} \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ de terra fina

Equação 9.2

Em certos estados, a solução tampão denominada de SMP compõe o método mais utilizado para análise da acidez potencial ($\text{H} + \text{Al}$), em virtude da estreita correlação entre os valores do pH de solo, medidos em solução tampão SMP, com os teores de $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$, determinados pela extração com acetato de cálcio. Contudo, deve-se considerar a existência de equações regionais para fazer essa estimativa (PEREIRA *et al.* 1998).

Preparação da Amostra de Solos com Concentrações Elevadas de Cátions

Em certas condições, comuns em solos salinos ou irrigados com águas salobras, a quantidade de cátions na solução do solo é muito elevada e, por isso, deve ser determinada analiticamente.

Em becker de polipropileno, pesa-se 100g de amostra. Com bureta de 50mL, adiciona-se água destilada à amostra, misturando com uma espátula até obter uma pasta saturada com as seguintes características:

- aspecto espelhado;
- escorrer com facilidade da espátula;
- rejuntar imediatamente após o corte com a espátula.

Feito isso, o procedimento de obtenção do extrato aquoso é o seguinte:

- anotar o volume de água destilada gasto e deixar em repouso até o dia seguinte. Após esse período, verificar se as características persistem, acrescentando mais água se necessário;
- com um kitassato conectado à bomba, proceder à filtragem. No interior do kitassato, colocar um tubo plástico e acoplar o funil de buchner com o papel de filtro, de maneira que o filtrado corra no tubo;
- colocar uma quantidade de pasta o suficiente para espalhar e cobrir todo o papel de filtro, tomando o cuidado para não rasgar o filtro ou vaziar por este.

Observações importantes:

- caso não haja 100g de amostra, pode-se utilizar massa menor, procedendo, entretanto, à devida correção com uma simples regra de três. O importante é conseguir extrato suficiente para a leitura (mínimo de 3mL);
- às vezes não se consegue extrato suficiente, mesmo com 100g de amostra. Assim sendo, pode-se fazer uma pasta 1:1 (100g de amostra para 100mL de água) ou ainda 150g de amostra para 100mL de água;

- dependendo da natureza da amostra, algumas das três características da pasta poderão variar. Por exemplo, uma amostra muito arenosa tenderá a escorregar facilmente da espátula, mesmo sem ter alcançado o ponto de saturação. Outro caso comum ocorre com solos orgânicos, com os quais se corre o risco de ultrapassar a saturação se o teste de corte for considerado. Amostras muito argilosas, devido a sua elevada plasticidade, tenderão a não se desprender com facilidade da espátula, mesmo já tendo atingido o ponto de saturação. Nestes casos, deve se contar com a experiência e o bom senso.

De posse do extrato aquoso, faz-se a determinação de Ca, Mg, Na e K, conforme descrito anteriormente.

Cálculo dos Parâmetros de Caracterização do Solo

De posse da concentração dos cátions e, no caso do item anterior, da quantidade de água gasta para fazer a pasta de saturação, calcula-se a concentração de sais solúveis no solo, por meio das seguintes fórmulas:

Bases de Troca (Valor S)

$$\text{Valor S} = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+ \quad \text{Equação 9.3}$$

Capacidade de Troca Catiônica (CTC ou Valor T)

$$\text{CTC} = \text{Valor S} + (\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}) \quad \text{Equação 9.4}$$

$$\text{CTC} = [\text{Valor S} + (\text{H}^+ + \text{Al}^{3+})] - [\text{Na} + \text{K} + \text{Ca} + \text{Mg}]_{\text{solúveis}} \quad \text{Equação 9.5}$$

Porcentagem de Saturação por Bases (V%)

$$\text{V}\% = (\text{Valor S} / \text{CTC}) \times 100 \quad \text{Equação 9.6}$$

Porcentagem de Saturação por Alumínio (m%)

$$\text{m}\% = [(\text{Al}^{3+}) / (\text{Valor S} + \text{Al}^{3+})] \times 100 \quad \text{Equação 9.7}$$

Porcentagem de Saturação por Sódio (Na%)

$$\text{Na}\% = (\text{Na}^+ / \text{CTC}) \times 100 \quad \text{Equação 9.8}$$

Razão de Adsorção de Sódio (RAS)

$$\text{RAS} = [\text{Na}^+] / [(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})/2]^{1/2} \quad \text{Equação 9.9}$$

Matéria Orgânica

Segundo Allison (1965) e Jackson (1958) a matéria orgânica do solo inclui:

- i) resíduos frescos de animais e plantas, capazes de rápida decomposição e perda da identidade, com simultânea liberação de elementos nutrientes;
- ii) húmus, o qual representa a grande quantidade de matéria orgânica resistente;
- iii) formas inertes de carbono elementar, como carvão, grafite, etc;
- iv) formas minerais carbonatadas (ex.: CaCO_3 , CO_2 , HCO_3^- , CO_3^{2-}).

A quantidade de matéria orgânica presente no solo geralmente é estimada a partir da quantidade de carbono, já que esse é o principal componente da matéria orgânica e também o de mais fácil medição. A matéria orgânica quimicamente ativa, aquela relacionada à gênese e à fertilidade, representa, em última instância, as formas (i) e (ii), as quais são compostas basicamente por carbono com valência zero. Daí, dentre os métodos de determinação do carbono orgânico, aqueles que utilizam a oxidação são os mais empregados.

Métodos de determinação (EMBRAPA, 1997)

A Embrapa adota um método baseado nos trabalhos de Tiurim (1935) e Tinsley (1950). A reação básica é a oxidação do carbono de valência 0 para +4, pelo uso de um redutor, no caso, o dicromato. A quantidade de carbono orgânico existente será obtida indiretamente, pela diferença entre a quantidade total de redutor utilizada e a quantidade restante após a oxidação do carbono.

A seguir é apresentada uma breve descrição dos métodos, cuja íntegra se encontra no manual de métodos da Embrapa (EMBRAPA, 1997):

- triturar em gral uma quantidade de TFSA e passar em peneira de 80 mesh;
- juntar em um erlenmeyer 0,5g do material peneirado e 10mL de

solução de dicromato de potássio 0,2mol.L⁻¹. Adapta-se o sistema de refluxo, que no caso é um tubo de ensaio com ponta mais grossa preenchido com água (também conhecido como “dedo frio”);

- aquecer até obter uma temperatura branda, mantendo-a assim por 5 minutos;
- resfriar, juntar 80mL de água destilada, 1mL de ácido fosfórico conc. e 3 gotas da solução de difenilamina;
- titular com a solução aproximadamente 0,05mol.L⁻¹ de sulfato ferroso amoniacal, até a cor azul passar para verde;
- caso a amostra atinja a cor verde antes da titulação, indicando que ainda existe carbono orgânico, adiciona-se mais dicromato de potássio (10, 20, 30 ou 40mL) e reinicia-se o processo. Após resfriar, adiciona-se água destilada, diluindo tudo a, respectivamente, 100, 150, 200 ou 250mL. Toma-se 50mL do extrato e diluí-se a 100mL com água destilada, iniciando a titulação como descrito anteriormente;
- é necessário fazer um branco com 10mL da solução de dicromato de potássio, para ajustar o título da solução de sulfato ferroso amoniacal.

O teor de carbono é então calculado da seguinte maneira:

$$0,06 \times V(40 - (L2 \times \frac{40}{L1})) = \text{Carbono Orgânico em g.kg}^{-1}$$

Equação 9.10

onde:

V: volume, em mL, de dicromato de potássio 0,2 mol.L⁻¹ empregado;

L2: quantidade de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da amostra;

L1: quantidade de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação do branco.

Considerando que cerca de 58% da matéria orgânica é composta de carbono orgânico, o teor de matéria orgânica é calculado da seguinte forma:

$$(1,724 \times \text{Carbono Orgânico}) = \text{Matéria Orgânica em g.kg}^{-1}$$

Equação 9.11

Nitrogênio

Na maioria dos solos, a maior parte do nitrogênio se encontra na forma orgânica, concentrando-se, por isso, nas camadas superficiais do solo.

As formas inorgânicas do nitrogênio incluem, basicamente: (i) o íon nitrato (NO_3^-), o qual é solúvel e facilmente lixiviável, já que a predominância das cargas dos colóides dos solos brasileiros é negativa e (ii) o íon amônio (NH_4^+), o qual é rapidamente convertido a nitrato, em ambientes aerados, por microorganismos (SIQUEIRA; FRANCO, 1988).

O método tradicionalmente usado para medir o teor de nitrogênio no solo é o de “Kjeldahl”. Contudo, ele não representa a quantidade total desse elemento (BREMNER; MULVANEY, 1982), já que não recupera as formas de nitrogênio em compostos heterocíclicos e em ligações N-N e N-O. Além disso, esse método não se presta para a determinação de nitrato e nitrito.

A relação carbono/nitrogênio tem significação importante pois permite identificar o estado da matéria orgânica no solo (JORGE, 1972). Além disso, essa relação permite avaliar o potencial energético para desenvolvimento de microorganismos (WUTKE, 1972).

Método de determinação (EMBRAPA, 1997)

A Embrapa-Solos recomenda a determinação do nitrogênio do solo empregando a digestão em meio ácido (H_2SO_4) com aquecimento, com a adição de Na_2SO_4 (ou K_2SO_4) para aumentar a temperatura de digestão e CuSO_4 para acelerar a reação (catalisador). A digestão converte as várias formas de N-orgânico para NH_4^+ , o qual forma um complexo com H_3BO_3 . Da titulação desse complexo, determina-se o teor de nitrogênio.

O método clássico de determinação de nitrogênio (“Kjeldahl”) envolve duas etapas: a digestão e destilação. Contudo, para analisar muitas amostras este método é pouco prático, principalmente na segunda etapa. Desta forma, Vettori (1971) desenvolveu a destilação a partir de uma câmara de difusão, no caso, um pesa-filtro. Trata-se de um ambiente hermeticamente fechado, em que o NH_3 é liberado, pela adição de uma base ao extrato da digestão, sendo, então, quantitativamente recuperado pelo H_3BO_3 , que fica em recipiente plástico no interior da câmara.

A seguir é apresentada uma breve descrição dos métodos, cuja íntegra se encontra no manual de métodos da Embrapa (EMBRAPA, 1997):

- triturar em gral, uma quantidade de TFSA e passar em peneira de 80 mesh;
- transferir 0,7g de TFSA para balão Kjeldahl de 100mL (previamente tarado) e adicionar 15mL da mistura ácida de sulfatos ($\text{Na}_2\text{SO}_4 + \text{CuSO}_4$ em H_2SO_4);
- ferver a mistura até ocorrer o clareamento da amostra;
- adicionar 2 gotas de solução xaroposa de FeCl_3 e de NaOH (30%) até que o conteúdo do balão apresente cor castanha clara, o que significa que o pH do meio está entre 4,5 e 5,0;
- após esfriar, colocar o balão na balança e adicionar água até se obter a massa de 60,35g;
- colocar a câmara de difusão na balança e adicionar, por meio de pipeta, 12,0g da solução homogeneizada;
- adicionar a um recipiente plástico, tal como uma tampa, 2,5mL de solução de ácido bórico e 4 gotas de indicador misto (Bromocresol verde e vermelho de metila);
- colocar cuidadosamente o recipiente em cima de um tripé dentro da câmara de difusão;
- adicionar pela borda da câmara 2mL de NaOH (30%), fechando-a imediatamente;
- no dia seguinte, retirar o recipiente plástico e transferir seu conteúdo para um becker com o auxílio de água destilada;
- titular com HCl 0,01 M até atingir a coloração rósea;
- é necessário fazer um branco só com as soluções usadas.

O teor de nitrogênio é então calculado da seguinte maneira:

$$(V - V_b) = \text{Nitrogênio em g.kg}^{-1}$$

Equação 9.12

onde:

V: volume, em mL, de dicromato de potássio $0,2 \text{ mol.L}^{-1}$ empregado;

L2: quantidade de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da amostra;

L1: quantidade de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação do branco.

Vale ressaltar que também existem destiladores automáticos e semi-automáticos que permitem agilizar o processo de destilação da amônia (NH_3).

Fósforo Assimilável

O fósforo é um dos três macronutrientes mais absorvidos pelas plantas, sendo sua carência um fato genérico nos solos brasileiros (RAIJ, 1991).

A química do fósforo no solo é bastante complexa, sendo que este elemento pode ocorrer tanto na forma orgânica, como na inorgânica (TISDALE *et al.* 1985; MENGEL; KIRKBY, 1987). Raij (1991) cita que a proporção relativa de fósforo inorgânico é condicionada pelo pH e pelo tipo e quantidade dos colóides minerais.

Existem vários métodos, em literatura, para avaliar a disponibilidade de fósforo para as plantas. A melhor determinação dependerá, então, da forma em que o fósforo se encontra no solo (MENGEL, KIRKBY, 1987). Contudo, poucos são os métodos que levam em consideração o comportamento químico desse elemento no solo (RAIJ, 1991).

Método de Determinação (EMBRAPA, 1997)

Do sobrenadante da extração realizada pela solução duplo ácida (também conhecida como Mehlich 1) retira-se uma alíquota de 5mL para a determinação de fósforo assimilável da seguinte forma:

- aos 5mL do extrato, adicionam-se 10mL de solução ácida de molibdato de amônio diluída e uma pitada (30mg) de ácido ascórbico, homogeneizando a mistura em agitador circular horizontal por 1 minuto. Depois disso, no prazo mínimo de 1 hora, procede-se à leitura da densidade ótica (de preferência, em

absorbância) em fotolorímetro usando filtro vermelho (comprimento de onda de 660m μ);

- converte-se a leitura ótica, em escala logarítmica, para mg.kg⁻¹ (ppm) de P através de tabela elaborada com a leitura de soluções padrões;
- no caso de amostras que tenham altas concentrações de P assimilável, recomenda-se diluir a amostra do sobrenadante antes de se proceder à reação de formação do complexo fosfo-molibdínico.

Observe-se que alguns estados, com base nos trabalhos desenvolvidos pelo grupo do IAC (Instituto Agrônômico de Campinas) em São Paulo, adotam a metodologia da extração do fósforo pelo método da resina trocadora de íons (RAIJ; QUAGGIO, 2001; SOUZA *et al.*, 2006b).

Micronutrientes e Metais Potencialmente Tóxicos (Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Cd, Ni, Pb)

Micronutrientes têm um papel importante na agricultura, devido à sua essencialidade para plantas e à possibilidade de serem tóxicos às plantas e aos animais, sendo que os quatro elementos mais comumente determinados são: Cu, Fe, Mn e Zn. No Brasil, dois extratores simples são os mais utilizados: o DTPA e o Duplo Ácido (Mehlich 1). Algumas têm sido feitas no sentido de aproveitar essas extrações para determinar outros quatro elementos potencialmente tóxicos, a saber, o Cd, Cr, Pb e Ni. Abreu *et al.* (2005) chegam a indicar, para a extração com DTPA, faixas de teores consideradas normais e elevadas.

Método de Determinação (EMBRAPA, 1997)

DTPA (ácido dietileno trilamino pentacético):

- medir 10g de solo e transferir para frascos cônicos de polietileno (tubo de centrífuga tipo Falcon);
- adicionar 20mL de solução extratora DTPA;
- agitar por 2 horas a 220rpm em agitador mecânico orbital e filtrar imediatamente a suspensão.

Duplo Ácido ou Mehlich 1 (HCl 0,05 mol.L⁻¹ e H_2SO_4 0,0125 mol.L⁻¹):

- medir 5g de solo e transferir para frascos cônicos de polietileno (tubo de centrífuga tipo Falcon);
- adicionar 25mL de solução extratora DTPA;
- agitar por 5 minutos em agitador mecânico orbital e filtrar imediatamente a suspensão.

Para ambas as extrações, as determinações de Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Cd, Ni e Pb podem ser realizadas pelo uso de um espectrofotômetro de absorção atômica (AAS) ou por um espectrômetro de plasma indutivamente acoplado de emissão (ICP-OES).

Atributos Físicos dos Solos

Granulometria

O conhecimento da textura do solo, ou seja, da distribuição por tamanho das partículas que compõem a sua fase sólida, é fundamental nos estudos de química e mecânica de solos (KOHNE, 1968; KIEHL, 1979; UEHARA; GILLMAN, 1981). Haja vista que, por exemplo, a maioria das partículas de argila tem propriedades coloidais, principalmente a de apresentar cargas elétricas de superfície, o que permite, ao solo, reter água e nutrientes além de promover a sua própria estruturação (TAN, 1993).

A análise granulométrica, com dispersão química e física, permite a determinação das seguintes frações: areia grossa (diâmetro entre 2 e 0,2mm), areia fina (entre 0,2 e 0,05 mm), silte (entre 0,053 e 0,002mm) e argila (diâmetro menor que 0,002mm). Com base nessa composição, pode definir-se a classe de textura do solo conforme indicado na Figura 9.1.

A análise granulométrica também pode ser avaliada sem a utilização da dispersão química e física, utilizando apenas água para obter a argila naturalmente dispersa. Com isso, pode-se calcular o grau de flocculação do solo, o que é uma forma de medir a estabilidade da agregação das partículas do solo.

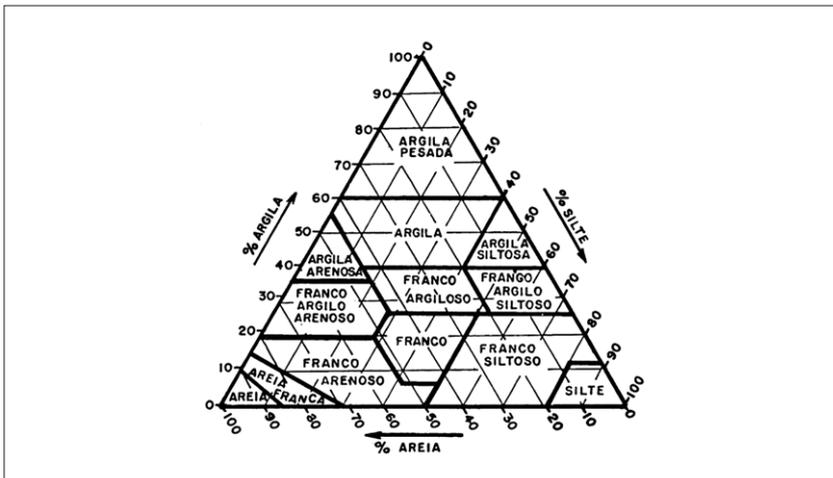


Figura 9.1 Diagrama de determinação da classe textural do solo (LEMOS; SANTOS, 2001)

Método de Determinação (EMBRAPA, 1997)

A análise granulométrica total pode ser realizada da seguinte forma:

- agitar vigorosamente (12.000 rpm), por quinze minutos, uma mistura de 50g de TFSA com 250mL de solução de NaOH 1 M;
- transferir a mistura para cilindro aferido de 1L, através de tamis de abertura de 0,053mm;
- secar a 105°C o material recolhido no tamis e, em seguida, peneirar em tamis de 0,2mm de diâmetro, obtendo-se, então, as frações de areia fina e areia grossa;
- levar o material que ficou no cilindro ao volume de 1L e agitar por 1 minuto;
- computado o tempo adequado (segundo a lei de Stoke para a velocidade de sedimentação de partículas discretas), retirar a suspensão existente nos primeiros cinco centímetros do cilindro para um recipiente adequado, normalmente, uma proveta de 250mL;
- mergulhar, então, o hidrômetro de Bouyoucos graduado em gramas de colóides por litro, fazendo-se a leitura na haste.

A percentagem de silte é obtida por diferença, ou seja:

$$\text{Silte (\%)} = [100 - \text{teor (areia grossa + areia fina + argila)}]$$

Equação 9.13

Em casos de amostras ricas em matéria orgânica, óxidos de ferro ou em calcário, e de amostras de solos salinos, são necessários pré-tratamentos específicos e, em certos casos, o uso de dispersante químico, normalmente o hexametáfosfato de sódio.

Para realizar a determinação da argila naturalmente dispersa (argila natural), basta seguir o protocolo anterior, porém, sem a adição do NaOH; neste caso é determinada somente a fração argila. O Grau de Floculação será, então, a relação percentual entre a argila natural e a argila total.

Água do Solo

Umidade

A água do solo é um índice que fornece a quantidade de água contida em uma dada amostra de solo, num dado momento. Este índice varia de 0 a 1, ou seja, o solo totalmente seco ou totalmente saturado e pode ser expresso em umidade à base de massa e à base de volume.

Método de Determinação (EMBRAPA, 1997)

Umidade à Base de Massa (U)

É a razão entre a massa de água (m_{ag}) e a massa dos sólidos (m_s) da amostra de solo:

$$U = \frac{m_{ag}}{m_s} = \frac{m - m_s}{m_s} \rightarrow (kg.kg^{-1}) \quad \text{Equação 9.14}$$

Umidade Atual ou Gravimétrica (U)

- colocar a amostra, com ou sem estrutura deformada, em lata de alumínio, numerada e de massa conhecido;

- determinar a massa da amostra úmida (pesar) e transferir para estufa a 105° - 110°C, deixando a amostra por 24 horas ou até atingir massa constante;
- retirar da estufa, colocar em dessecador, deixar esfriar e determinar a massa da amostra seca (pesar).

Calcular a umidade atual pela equação:

$$U\% = 100 (a - b) / b \quad \text{Equação 9.15}$$

onde:

a: massa da amostra úmida;

b: massa da amostra seca.

Umidade à Base de Volume ()

É a razão entre o volume de água (V_{ag}) contido no solo e o seu volume total do solo (V).

$$\theta = \frac{V_{ag}}{V} \rightarrow (m^3 . m^{-3}) \quad \text{Equação 9.16}$$

Quando a densidade da água () é considerada igual a 1000 kg.m⁻³ a equação se reduz a $\theta = \rho U$ e, portanto, para obter a umidade volumétrica a partir da gravimétrica, basta multiplicar o valor de U pelo valor da densidade do solo (ds):

- determinar o volume da amostra;
- colocar a amostra, com ou sem estrutura deformada, em lata de alumínio, numerada e de peso conhecido;
- determinar a massa da amostra úmida (pesar) e transferir para estufa a 105° - 110°C, deixando a amostra por 24 horas ou até atingir massa constante;
- retirar da estufa, colocar em dessecador, deixar esfriar e determinar a massa da amostra seca (pesar).

Calcular o conteúdo atual de água volumétrica (θ) pela Equação 9.17:

$$\theta\% = 100 (a - b) / c \qquad \text{Equação 9.17}$$

onde “c” é o volume da amostra (cm³).

Monitoramento da Água no Solo

A avaliação do comportamento hidrológico do solo e do desenvolvimento das plantas está relacionada ao suprimento adequado de água. Para a avaliação da disponibilidade de água durante a execução dos experimentos, sugere-se que sejam instalados sensores de umidade do solo, por exemplo os tensiômetros e/ou sensores de matriz granular (GMS). Ambos fornecem informações sobre o conteúdo volumétrico de água no solo e sua dinâmica temporal. No entanto, o uso dos GMS é preferido devido à facilidade de manuseio e obtenção dos dados.

Procedimentos de instalação, leitura e monitoramento do conteúdo de água no solo por meio dos Sensores de Matriz Granular (GMS):

- inicialmente deve ser feita a calibração dos GMS's;
- os GMS's devem permanecer inseridos num recipiente com água durante pelo menos 24 horas e, em seguida, devem ser retirados desse recipiente e imediatamente instalados no solo;
- após a sua instalação, o solo deve receber um volume de água suficiente para saturar seu volume abaixo da profundidade de instalação dos GMS's;
- as profundidades de instalação devem sempre ser relacionadas à zona radicular e, quando possível, abaixo desta;
- em períodos regulares (24 horas) devem ser feitas coletas de amostras de solo. As amostras de solo coletadas onde as leituras apresentarem variação mínima de 10kPa devem ser levadas ao laboratório para a determinação do conteúdo de água;
- a determinação do conteúdo de água deve seguir a determinação do conteúdo de água volumétrico descrita no item anterior;
- as leituras devem ser diárias e, de preferência, realizadas na parte da manhã (as 9:00h);

- após a calibração, podem-se relacionar os resultados de crescimento vegetal, fluxo de água no solo, etc, com os dados obtidos com os GMS's.

Curva de Retenção de Água

Para o estudo do comportamento do movimento da água no solo, frequentemente são encontradas definições e operações envolvendo o conteúdo e a energia da água no solo. Importantes exemplos disto são dados pelas equações de Darcy-Buckingham e de Richards, cujas soluções dependem do conhecimento da curva de retenção, a qual é capaz de fornecer informações a respeito da energia ou potencial da água no solo.

Richards (1928), definiu o potencial total como sendo a soma do potencial matricial (m) e do potencial gravitacional (g).

Para a obtenção da curva de retenção, a curva que fornece o valor de m (g), tem-se utilizado o método da câmara de pressão de Richards (RICHARDS, 1928; RICHARDS E FIREMAN, 1943).

Método de Determinação (EMBRAPA, 1997)

O método de Richards consiste em inserir em uma câmara de pressão (Figura 9.2) amostras de solo saturadas (em geral indeformadas) em contato hidráulico com uma placa porosa, membrana ou outro meio poroso (KLUTE, 1986; LIBARDI, 1995). Após a acomodação da amostra, são aplicadas diferentes pressões no interior da câmara, o que faz com que parte da água retida na amostra seja expulsa. A determinação da massa da amostra antes e após a aplicação desta pressão permite a determinação do valor da umidade remanescente, ou seja, aquela que está retida com maior energia que a aplicada.

O equipamento consiste basicamente de uma câmara construída para suportar pressões maiores que a da atmosfera e, em seu interior, podem ser adaptadas placas porosas para acomodação de uma ou mais amostras de solo.

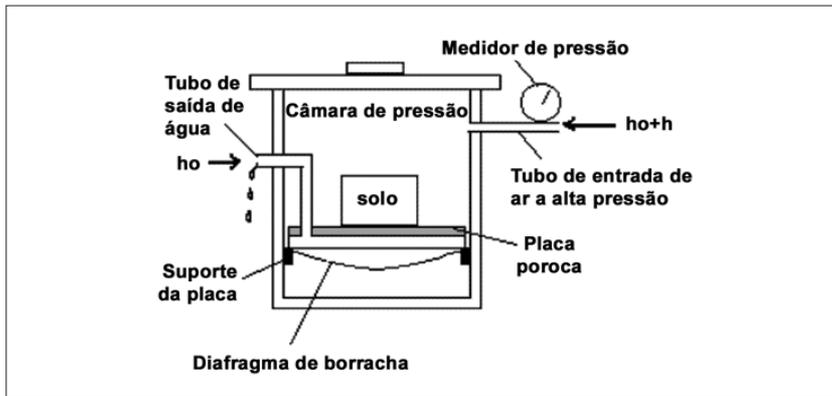


Figura 9.2 Câmara de pressão de Richards

Condutividade Hidráulica do Solo Saturado em Laboratório

A água no solo pode mover-se em qualquer sentido e direção. Entretanto, este movimento se dá sempre de acordo com a minimização da energia da água no solo. O movimento da água no solo é afetado pelo potencial total de água no solo e pela condutividade hidráulica do solo (K), quantidade que dá idéia da velocidade com a qual a água se desloca através de um determinado volume de solo.

A condutividade (K) é dependente do conteúdo de água no solo e é tanto maior, quanto maior a umidade () em que o solo se encontra; portanto, possui seu valor máximo quando o solo encontra-se saturado. A equação mais utilizada para quantificar o movimento de água no solo é a equação de Darcy-Buckingham, representada pela equação:

$$|\vec{q}| = -K \cdot |\vec{\nabla}\psi| \quad \text{Equação 9.18}$$

onde:

$|\vec{q}|$: fluxo de água através do solo;

$K(\theta)$: condutividade hidráulica;

$|\vec{\nabla}\psi|$: gradiente do potencial total Ψ .

Método de Determinação (EMBRAPA, 1997)

A análise de condutividade hidráulica é realizada de acordo com as seguintes etapas (EMBRAPA, 1997):

- eliminar o excedente de solo e raízes do anel volumétrico com material cortante;
- colocar na extremidade inferior do anel volumétrico um pedaço de tecido tipo morim fixado por liga de borracha;
- colocar na parte superior do anel um outro cilindro de igual diâmetro e espessura com 2cm de altura, ajustar e fixar com fita adesiva impermeável;
- colocar o conjunto em uma cuba com água até a saturação do solo e transferir o conjunto para o suporte de permeâmetro (Figura 9.3). O percolado será coletado em copos de 500mL;
- colocar o conjunto sobre as telas; nivelar o tubo do reservatório de modo que a parte inferior fique em nível com a boca do anel para manter a carga hidráulica de 2cm de altura;
- com o auxílio de uma pisseta, colocar água cuidadosamente;
- retirar a rolha no primeiro cilindro, evitando a entrada de ar no sistema;
- observar e anotar o momento do início da percolação de cada cilindro;
- medir com proveta o volume do percolado a cada hora, durante no mínimo seis horas ou até atingir vazão estável.

A condutividade hidráulica será calculada conforme a equação:

$$K = Q \times L / A \times H \times t \text{ (cm h}^{-1}\text{)} \quad \text{Equação 9.19}$$

onde:

- K: condutividade hidráulica em cm h^{-1} ;
- Q: volume do percolado em mL; valor da última leitura quando não há mais variação significativa entre os valores anteriores, ou a média das duas últimas leituras, quando há alguma variação;
- L: altura do cilindro maior do solo em cm;
- H: altura do cilindro maior + cilindro menor em cm;
- A: área do cilindro em cm^2 ;
- t: tempo em horas.

Permeabilidade do Solo no Campo com Permeâmetro de Guelph

As determinações da permeabilidade são realizadas com o uso do Permeâmetro de Guelph Modificado (VIEIRA, 1998) (Figura 9.4).

Método de Determinação (VIEIRA, 1998; SOUZA *et al.*, 2004)

Devem ser realizadas três repetições por parcela experimental, utilizando orifício com 6 cm de diâmetro.

O cálculo da permeabilidade é realizado por meio da seguinte equação:

$$Q = \left(\frac{2\pi\pi x H^2}{C} + \pi x a^2 \right) x K_{fs} + \left(\frac{2\pi\pi x H}{C} \right) x \phi_m \quad \text{Equação 9.20}$$

onde:

- Q: fluxo constante;
- H: carga hidráulica;
- C: fator de geometria;
- A: raio do orifício.

A solução da equação se dá aplicando-se duas cargas hidráulicas seguidas, de 5 e 10 cm, com o intuito de se obter as duas equações e solucionar o sistema.

A infiltração saturada tridimensional é calculada usando a relação entre o Volume de Água Infiltrada - V(litros) e a Área Molhada do Orifício (m^2) pela taxa constante e a geometria do orifício.

O resultado da infiltração pode ser obtido pela equação:

$$I = 60 \left(\frac{D_p^2}{D_o^2 + 4D_o H_2} \right) Q \quad \text{Equação 9.21}$$

onde:

- I: infiltração (mm/h);
- Q: taxa constante (mm/min).

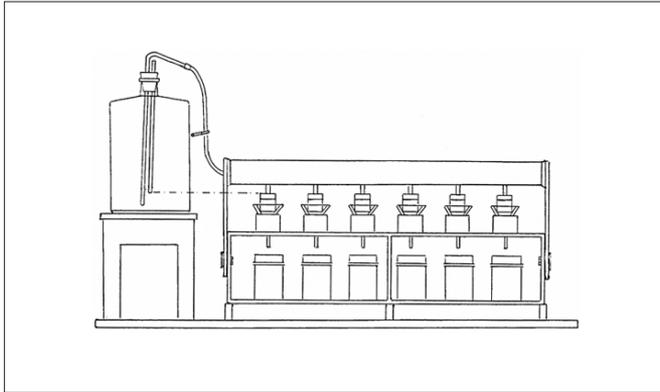


Figura 9.3 Esquema de montagem de um permeâmetro de laboratório



Figura 9.4 Instalação de um permeâmetro de Guelph no campo

Relações Massa-volume do Solo

As análises físicas a seguir relacionam-se às frações sólida, líquida e gasosa do solo, sendo necessária a utilização de algumas relações massa-volume.

Uma amostra de solo é composta por três fases e pode ser representada, esquematicamente, como está mostrado na Figura 9.2.

Pelo diagrama (Figura 9.5) é possível observar que o volume total do solo (V) é definido como sendo igual à soma dos volumes de sólidos (V_s), de água (V_{ag}) e de ar (V_{ar}) existente no meio poroso.

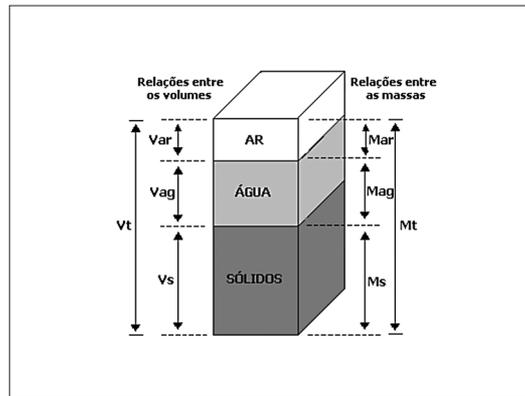


Figura 9.5 Diagrama esquemático do solo como um sistema trifásico

$$V = V_s + V_{ag} + V_{ar}$$

Equação 9.22

A soma dos volumes de água e ar contidos no meio poroso é chamada de volume do poros (V_p).

A massa total do solo (M) é definida como a soma da massa dos sólidos (M_s), da massa de água (M_{ag}) e da massa de ar (M_{ar}), sendo esta última desprezada nos cálculos:

$$M = M_s + M_{ag} + M_{ar}$$

Equação 9.23

Densidade de Partículas (d_s)

Na ciência do solo a densidade de partículas de uma amostra de solo é definida como a razão entre a massa total e o volume total dos sólidos da amostra.

$$\rho_s = \frac{m_s}{V_s} \rightarrow (kg.m^{-3})$$

Equação 9.24

Método de Determinação (EMBRAPA, 1997)

- coletar uma amostra de solo com 20g de solo, colocar em lata de alumínio de massa conhecida, levar à estufa à 105°C por 6 a 12 horas, dessecar e determinar a massa da amostra seca (pesar);
- transferir a amostra para um balão volumétrico aferido de 50mL;

- adicionar álcool etílico, agitando bem o balão para eliminar as bolhas de ar que se formam;
- prosseguir com a operação, vagarosamente, até a ausência de bolhas e completar o volume do balão com álcool;
- anotar o volume de álcool gasto.

A densidade de partículas será calculada pela equação:

$$\rho_s \text{ (kg m}^{-3}\text{)} = 1000 [a / (50 - b)] \quad \text{Equação 9.25}$$

onde:

- a: massa (g) da amostra seca a 105°C;
- b: volume (cm³) de álcool etílico gasto.

Densidade do Solo ou Densidade Aparente (d_s)

A densidade do solo é um índice do grau de estruturação do solo, pois considera o espaço poroso entre os sólidos. É calculada pela razão entre a massa dos sólidos do solo e seu volume total.

$$\rho = \frac{m_s}{V} \rightarrow (\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}) \quad \text{Equação 9.26}$$

De acordo com Embrapa (1997), a densidade do solo pode ser determinada por meio do método do anel volumétrico, do método da proveta e do método do torrão, sendo o método do anel volumétrico o mais recomendado.

Método de Determinação (EMBRAPA, 1997)

A densidade do solo pelo método do anel volumétrico pode ser determinada de acordo com os seguintes passos:

- coletar amostras de solo com estrutura indeformada, por meio de um anel de aço (Kopeck) de bordas cortantes e volume interno conhecido;
- cortar o excesso de solo e material vegetal, vedar e acondicionar com cuidado até o transporte ao laboratório;
- determinar ou anotar o volume do anel ou cilindro que contém a amostra;

- determinar a umidade atual;
- pesar o conjunto e anotar o peso ou transferir a amostra para uma lata de alumínio numerada de peso conhecido e pesar;
- colocar a amostra (o solo coletado com um determinado anel) na estufa a 105°C e, após atingir massa peso constante (24 a 48 horas), retirar, deixar esfriar no dessecador e determinar a massa seca da amostra (pesar).

A densidade do solo será calculada pela equação:

$$d_s \text{ (kg m}^{-3}\text{)} = [(a / b) \times 1000] \quad \text{Equação 9.27}$$

onde:

- a: massa (g) da amostra de solo seca a 105°C em gramas;
 b: volume (cm³) do anel com o qual foi coletada a amostra de solo.

Porosidade do Solo ou Porosidade Total do Solo (α)

A porosidade do solo representa uma medida do espaço poroso, ou seja, um índice que quantifica a fração do volume do solo ocupada pelos poros.

$$\alpha = \frac{V_p}{V} = \frac{V_{ag} + V_{ar}}{V} = \frac{V - V_s}{V} \rightarrow (m^3 m^{-3}) \quad \text{Equação 9.28}$$

A porosidade do solo pode ser determinada por meio de três procedimentos analíticos (EMBRAPA, 1997):

- i) pela relação entre a densidade do solo e a densidade de partículas:

$$\alpha = \left(1 - \frac{d_s}{\rho_s} \right) \quad \text{Equação 9.29}$$

onde:

- α = porosidade total
 d_s = densidade do solo
 ρ_s = densidade de partículas

ii) pela soma entre a microporosidade e a macroporosidade:

α = microporosidade + macroporosidade

iii) pela percentagem de saturação da amostra em volume:

α = massa da amostra úmida – massa da amostra seca

$\alpha = (m_{us} - m_s) d_s = U_s d_s =$

onde:

m_{us} = massa da amostra de solo na saturação

m_s = massa da amostra seca em estufa a 105°C

d_s = densidade do solo

U_s = umidade do solo na saturação, à base de massa

U_s = umidade do solo na saturação, à base de volume

O método mais recomendado é o que envolve o cálculo de micro e macroporosidade por agregar, além da porosidade total, outras informações relevantes.

Método de Determinação (EMBRAPA, 1997)

Microporosidade

Deve ser determinada por meio do método da mesa de tensão, correspondente ao potencial de 0,006 MPa.

A análise de microporosidade deve ser realizada da seguinte forma:

- preparar a mesa de tensão (Figura 9.6);
- proceder ao teste de eficiência da “mesa”, colocando um volume de água conhecido (100mL p.ex.) sobre o mata-borrão e recolher a água drenada, a qual deve ser igual à quantidade adicionada;
- colocar sobre o mata-borrão os cilindro contendo as amostras depois de saturadas (24 h) e pesadas;
- colocar nas bordas do mata-borrão suportes de fixação (cepos de madeira ou similar) para garantir melhor aderência da amostra ao mesmo, bem como evitar a evaporação;
- retirar os cilindros após 12 horas e pesar as amostras, repetindo a operação até que se obtenha um peso constante;

- em seguida, retirar o anel, o pano e a borracha e colocar o cilindro em uma placa de Petri, pesar e transferir para estufa;
- após 24 ou 48 horas, pesar e determinar a massa do bloco do solo seco a 105°C.

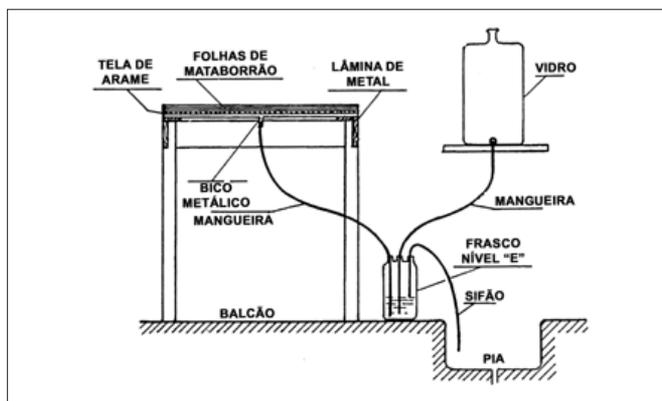


Figura 9.6 Diagrama de preparação da mesa de tensão

Cálculo do volume de microporos:

$$\% \text{ de microporos} = [100 \times (\text{peso } P1 - P2) / \text{volume do cilindro}]$$

Equação 9.30

onde:

P1 = massa da amostra a 60cm de tensão (0,006MPa)

P2 = massa da amostra seca a 105°C

Macroporosidade

A macroporosidade é obtida pela diferença entre os valores da porosidade total e os da microporosidade determinadas pelos métodos de microporosidade e de percentagem de saturação, conforme as Equações (9.28) e (9.29). Corresponde ao volume do solo, de poros com dimensões menores que 0,05 mm.

Estabilidade de Agregados

A estabilidade de agregados é a medida da quantidade e a distribuição do tamanho dos agregados que são estáveis em água, permitindo avaliar a qualidade do solo em função do manejo.

No caso dos estudos com águas residuárias, a avaliação da estabilidade de agregados permite inferências sobre a possibilidade de ocorrência de problemas de salinidade e sodicidade correlacionada com o grau de estruturação do solo.

Método de Determinação (EMBRAPA, 1997):

- coletar amostras representativas do solo nas condições de campo e deixar secar ao ar; destorroar com as mãos cuidadosamente, quebrando os agregados maiores em agregados menores;
- passar a amostra em peneira de 20cm de diâmetro com abertura de malha de 4mm e reter na abertura de malha de 2mm. Homogeneizar bem, separar 50g da amostra em triplicata e armazenar o restante;
- colocar a primeira amostra em lata de alumínio de massa conhecida, levar para a estufa a 105°C por 12 horas, esfriar em dessecador e pesar. A massa dessa amostra seca será utilizada para o cálculo do teor de agregados;
- colocar as outras duas amostras na parte superior de um conjunto de peneiras de 13 cm de diâmetro, uma em cada jogo, sobre disco de papel de filtro na seguinte ordem: 2 mm; 1 mm; 0,50 mm e 0,25 mm de abertura de malha;
- ajustar o nível de água no recipiente, de modo que os agregados contidos na peneira superior sejam umedecidos por capilaridade. Deixar por 4 minutos, inclinar o papel de filtro e, por meio de jatos de água, deixar os agregados na peneira sem que os jatos os atinjam;
- ligar o aparelho de oscilação vertical graduado para uma amplitude de 4cm de altura e uma frequência de 32 oscilações por minuto;
- agitar durante quatro minutos, retirar os suportes contendo os jogos de peneiras e transferir cada fração retida para latas de alumínio com água, numeradas e de peso conhecido;
- eliminar o excesso de água e colocar em estufa a 105°C por 12 horas; retirar da estufa, esfriar em dessecador e pesar cada fração.

Calcular o teor de agregados retidos em cada peneira, expresso na seguinte ordem:

- i) 4-2mm; 2-1 mm; 1-0,50mm; 0-50mm:

$$\text{Teor de agregados} = [1000 \times (a/b)] \quad \text{Equação 9.31}$$

onde:

- a = massa dos agregados a 105°C
b = massa da amostra seca a 105°C

- ii) <0,25 mm

$$\text{Teor de agregados} = (1.000 - \text{soma dos teores de agregados})$$

Equação 9.32

Cálculo do Diâmetro Médio Ponderado (DMP)

$$\text{DMP} = \Sigma (C_{mm} \times P) \quad \text{Equação 9.33}$$

onde:

- C_{mm} = centro da classe
P = proporção do peso de cada fração de agregados em relação ao total da amostra

Cálculo do Diâmetro Médio Geométrico (DMG)

Este método consiste em dispor os resultados analíticos em um gráfico, em cujo eixo X as porcentagens acumuladas dos agregados são anotadas, sendo as divisões em escala segundo a curva de distribuição. No eixo Y representam-se os tamanhos dos agregados (diâmetro em mm) e as divisões são logarítmicas. Uma vez dispostos os pontos, estes serão ligados, obtendo-se uma linha aproximadamente reta. Para se achar o DMP por esse gráfico, parte-se do ponto correspondente a 50% de agregados, até encontrar a reta traçada ligando os pontos e daí segue-se na horizontal até tocar o eixo Y, onde se lê o valor do DMP da amostra.

Resistência à Penetração

A resistência do solo à penetração tem sido freqüentemente utilizada como um indicador da compactação do solo em sistemas de manejo, por ser um atributo diretamente relacionado ao crescimento das plantas e de fácil e rápida determinação (STOLF *et al.* 1983; MERCANTE *et al.* 2003). A resistência à penetração é influenciada pelo teor de água no solo, pela textura e densidade do solo (GOMES e PEÑA, 1996; ORLANDO *et al.* 1998, SOUZA *et al.*, 2004).

Método de determinação (STOLF, 1983, 1991)

A resistência do solo à penetração deve ser determinada utilizando o penetrômetro de impacto, modelo IAA/Planalsucar e ângulo de cone de 30°, da seguinte forma:

- eliminar o excesso de água e colocar em estufa a 105°C por 12 horas. Retirar da estufa, esfriar em dessecador e pesar cada fração;
- coletar amostras de solo com anel de Kopeck para determinação do conteúdo de água e da densidade do solo (EMBRAPA, 1997);
- devem ser feitas no mínimo 5 determinações em cada parcela e por profundidade estudada;
- deve-se informar quando a medida da resistência é obtida vertical ou horizontalmente;
- a informação do conteúdo de água deve ser correlacionada com a resistência;
- os resultados com o penetrômetro são obtidos em kg.cm⁻² e depois devem ser transformados em MPa;
- a transformação da penetração da haste do aparelho no solo (cm/impacto) em resistência à penetração foi obtida pela fórmula dos “holandeses”, segundo Stolf (1991):

$$R = [(Mg + mg) + (M \cdot Mg \cdot h) / (M + m \cdot x)] / A$$

Equação 9.34

onde:

- R = resistência à penetração, kgf.cm^{-2} ($\text{kgf.cm}^{-2} \times 0,098 = \text{MPa}$)
M = massa do êmbolo, 4kg ($Mg = 4\text{kgf}$)
m = massa do aparelho sem êmbolo, 3,2kg ($Mg = 3,2\text{kgf}$)
h = altura de queda do êmbolo em cm
x = penetração da haste do aparelho, cm/impacto
A = área do cone em cm^2

Análise de Lixiviado

A água do solo é a repositória de sólidos dissolvidos e gases, sendo por isso, reconhecida como a solução do solo, ou seja, o meio em que a maioria das reações químicas de solo se desenvolve (TAN, 1993).

A água do solo está envolvida no ciclo hidrológico (TAN, 1996), sendo que parte da água que fica no solo é evaporada ou perdida por escoamento superficial (“runoff”) para rios, lagos, restingas, mangues e o oceano. Outra parte pode percolar através do solo até atingir o lençol freático ou os aquíferos e, portanto, somente uma diminuta parte (entre 0,0005 e 0,001 %) fica retida no solo.

Considerando a atual preocupação com o meio ambiente, principalmente com a qualidade da água, muitos autores têm enfatizado a participação da solução do solo como meio de transporte de contaminantes orgânicos (geralmente, agroquímicos e derivados de petróleo) e inorgânicos (nitrato e metais pesados) (ALLOWAY, 1995; KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

Amostragem

Avaliar a capacidade de determinada técnica de extrair a solução do solo, geralmente envolve demonstrar que a alteração de certos parâmetros não afeta sua composição ou, se a influencia, isto é feito de maneira preditiva (WOLT, 1994). Diversas técnicas têm sido empregadas, dentre as quais se destacam (ADAMS, 1974; LITAOR, 1988; SPOSITO, 1989; WOLT, 1994; KELLER, 1995):

- a) lisímetro: é uma técnica de campo, consistindo de tubos plásticos cravados no solo a diversas profundidades, os quais apresentam na ponta um elemento filtrante, sendo o mais comum uma cápsula porosa. A água pode ser coletada sob pressão ou não (Figura 9.7);

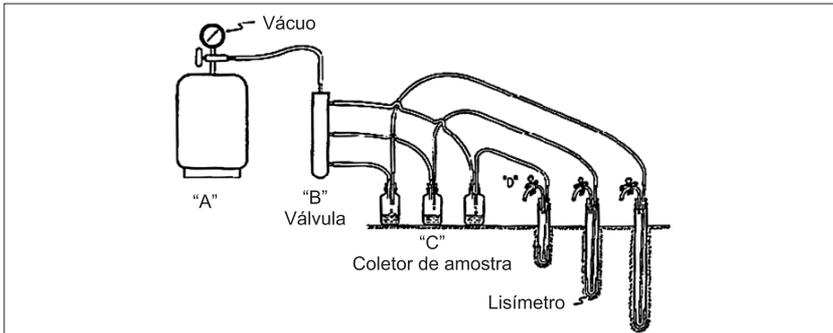


Figura 9.7 Esquema de instalação de um tipo de lisímetro (WOLT, 1994)

- b) método do deslocamento em coluna: é um método de laboratório que se baseia em empacotar o solo úmido em coluna de vidro e colocar um líquido de deslocamento (por exemplo etanol) no topo, forçando a saída da solução do solo por baixo (Figura 9.8);
- c) centrifugação: é um método de laboratório que utiliza a pressão exercida pela força centrífuga em um tubo especial, constituída de duas câmaras separadas por elemento filtrante que permite separar a água do solo (Figura 9.9). Existe uma variação dessa técnica que adiciona, também, uma substância imiscível com água, tal como o CCl_4 , para auxiliar no deslocamento da solução do solo.

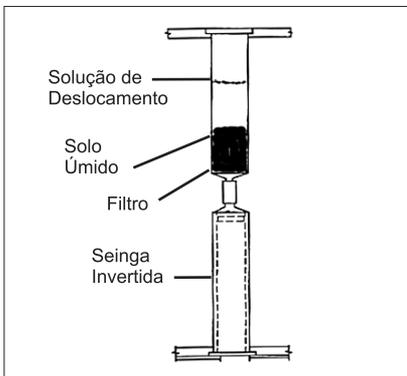


Figura 9.8
Esquema de montagem de coluna para extração de solução de solo (WOLT, 1994)

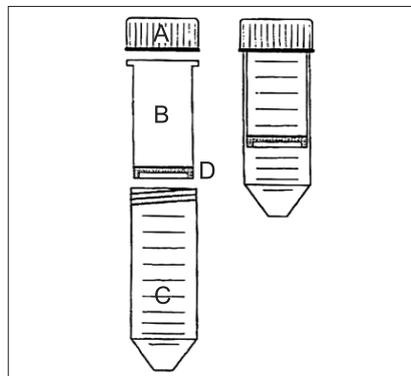


Figura 9.9
Esquema do tubo de centrifugação usado na extração de solução do solo.
A: tampa de rosca;
B: corpo do filtro que se acopla em C;
C: tubo de 50mL;
D: elemento filtrante

Todos os métodos citados apresentam vantagens e desvantagens e que são discutidas por vários autores (PÉREZ; CAMPOS, 2003a).

Prado *et al.* (2004) citam uma série de critérios e cuidados que se deve tomar ao amostrar águas, o que também pode ser aplicado, em parte, na situação de lixiviados, notadamente a necessidade de acidificar amostras para análise de metais, em virtude da possibilidade de, com o tempo, certos íons, como Fe, Mn e Cu, hidrolisarem-se, precipitando-se.

Estimativa das Principais Características Químicas

Em função do pequeno volume de lixiviado que é recuperado em várias situações, técnicas multielementares são preferidas para análise da solução do solo. Além disso, vale ressaltar que a filtração em filtros de 0,45m é recomendável a fim de evitar problemas nos equipamentos mais sensíveis. Nesse sentido, a pré-lavagem é sempre sugerida (JAY, 1985; TYLER, 2000), embora em filtros hidrofílicos a base de PVDF e de policarbonato isso seja praticamente dispensável (PÉREZ; CAMPOS, 2003b). Desta forma, para a determinação de cátions inorgânicos, tais como Ca, Mg, Na, K, Al, Fe, Mn, Cu, Zn, as técnicas mais recomendadas são as de espectrofotometria de massa com um plasma indutivamente acoplado (ICP-MS) ou de espectrofotometria de emissão por plasma acoplado indutivamente (ICP-OES). Contudo, em casos em que o volume de solução recuperado é elevado, técnicas monoelementares, tais como a espectrofotometria de absorção atômica e fotometria de chama, para os casos de Na e K, podem ser usadas.

No caso de ânions inorgânicos, tais como F, Cl, PO₄, NO₃, SO₄, a cromatografia de íons com detector condutivimétrico e supressão química é uma ótima opção de determinação multielementar. Contudo, existe também a opção de realizar tais análises por métodos químicos clássicos, a grande maioria envolvendo formação de complexos coloridos regidos pela Lei de Beer-Lambert, como é o caso dos íons boro, fosfato e sulfatos, ou pela titulação (ácido-base; argentométrica, etc) do extrato, como é o caso dos outros elementos (TEDESCO *et al.* 1995; RAMALHO FILHO *et al.* 2005).

As leituras de pH e condutividade elétrica, devem ser realizadas tão logo a amostra do lixiviado seja obtida. Nesse caso, equipamentos multifuncionais, como o Horiba, ou equipamentos dedicados, potenciômetro e condutivímetro, podem ser usados.

Especação

O rápido aumento dos níveis de poluição ambiental nas últimas décadas, resultou numa preocupação crescente com a preservação dos ecossistemas e proteção da saúde humana (KOT; NAMIESNIK, 2000). Nesse contexto, diversos estudos sobre a determinação de diferentes espécies de elementos traço, tanto em materiais biológicos como ambientais, foram fortemente incentivados, já que os efeitos ecotoxicológicos de um elemento químico, assim como o seu comportamento ambiental (transporte, reatividade, mobilidade, etc.), dependem totalmente da sua forma química (ALLEN, 1993; HAYES; TRAINA, 1998; KOT; NAMIESNIK, 2000).

Vários parâmetros-chaves da solução do solo têm um impacto dramático na especação do íon metálico, a exemplo do pH e do pE. Esses parâmetros determinam, em grande parte, quais as espécies que irão predominar e se a hidrólise, precipitação, complexação ou reações de sorção ocorrerão. Nesse sentido, o uso de modelos computacionais pode ajudar a determinar as atividades dos íons de interesse e quais os complexos que têm maior probabilidade de ocorrência. Dentre os modelos computacionais existentes, o que mais se destaca na literatura é o Geochem-PC (PÉREZ; CAMPOS, 2003b). É evidente, contudo, que a aplicação desses tipos de modelos complica quando há a falta de dados sobre a constante de estabilidade de espécies significativas, tais como as relacionadas com substâncias húmicas (PÉREZ; CAMPOS, 2003b). Nestes casos, um grande número de aproximações tem sido testado (PÉREZ; CAMPOS, 2003b).

Análise de Tecidos Vegetais

Segundo Carmo *et al.* (2000) a diagnose nutricional, através da análise de tecidos vegetais, tem-se mostrado um guia útil para o manejo dos nutrientes e é realizada com os seguintes objetivos: (i) diagnosticar um problema nutricional não identificado visualmente; (ii) identificar causas de sintomas visuais observados no campo; (iii) mapear áreas que apresentem suprimento não adequado de nutrientes; (iv) avaliar se um determinado nutriente aplicado foi absorvido pela planta; (v) identificar interações entre nutrientes; (vi) caracterizar a causa específica de um problema nutricional e (vii) juntamente com a análise de solo, orientar um programa racional de adubação e correção do solo.

Portanto, a utilização da análise foliar na avaliação nutricional das plantas pode revelar deficiências ou excessos de um ou mais nutrientes, permitindo que sejam realizadas as correções e evitando o comprometimento da produtividade e da qualidade dos produtos agrícolas.

Para o escopo do presente capítulo, serão descritos os procedimentos analíticos utilizados para a determinação dos principais nutrientes essenciais às plantas (N, P, K, Ca, Mg, S, B, Cu, Mn, Mo e Zn). No que diz respeito à amostragem e preparação de amostras vegetais, recomenda-se a leitura de textos especializados, a saber: Malavolta *et al.* (1997), Nogueira *et al.* (1998), Boaretto *et al.* (1999) e Carmo *et al.* (2000).

Solubilização Nítrico Perclórica

As amostras do tecido vegetal são solubilizadas com os ácidos nítrico (65%) e perclórico (70%). Este método é realizado para determinação dos nutrientes P, K, Ca, Mg, S, Cu, Fe, Mn e Zn. Certos metais pesados, como Pb, Cd, Cr e Ni, também podem ser analisados nesse tipo de extração.

Método de Extração (CARMO *et al.* 2000)

- transferir 500mg de material vegetal seco e moído para tubo digestor, adicionar 4,0mL de ácido nítrico e deixar em repouso no interior da capela por aproximadamente 12 horas (digestão prévia);
- aquecer gradativamente até 120°C e manter esta temperatura até cessar totalmente o desprendimento de NO² (vapor castanho);
- esperar esfriar por mais ou menos 15 minutos e adicionar 2,0mL de ácido perclórico, aumentando gradativamente a temperatura até 180°C;
- nesse processo, colocar pequenos funis tampando o tubo digestor, a fim de evitar possíveis perdas de HClO₄, bem como a secagem do extrato;
- quando o extrato apresentar-se incolor, esfriar o extrato, filtrar e completar o volume a 25mL com água de boa qualidade.

Métodos de Determinação (CARMO *et al.* 2000)

Fósforo

O ânion H_2PO_4^- reage com molibdato (MoO_4^{2-}) e vanadato (VO_3^{2-}) em meio ácido, formando um complexo de coloração amarela que absorve a luz na região de 420nm.

Sódio e Potássio

De forma análoga à análise em solos (9.1.1.5 em b.2), o Na e K são determinados no extrato nitro-perclórico, por fotometria de chama.

Cálcio e Magnésio

Esses elementos são mais facilmente analisados por espectrometria de absorção atômica (AAS) e, mais recentemente, por espectrometria de emissão atômica com indução de plasma (ICP-OES), com bons resultados.

Enxofre

Este método tem como base a precipitação do íon sulfato pelo cloreto de bário. Os cristais de BaSO_4 , assim formados, em suspensão, podem ser quantificados espectrofotometricamente no comprimento de onda de 420nm.

Cobre, Ferro, Manganês, Zinco, Chumbo, Cádmio, Cromo e Níquel

Esses elementos podem ser determinados por espectrofotometria de absorção atômica (AAS) e, mais recentemente, por Espectrofotometria de Emissão Atômica com Indução de Plasma (ICP-OES).

Solubilização Sulfúrica

Esta técnica é utilizada para determinar o nitrogênio. Baseia-se na oxidação da matéria orgânica, transformando o nitrogênio orgânico em mineral (N-NH_4^+) através da ação do H_2SO_4 e de catalisadores a quente.

Métodos de Extração (CARMO *et al.* 2000)

- transferir 0,2g da amostra moída e seca em tubos para digestão de 50mL e adicionar 15mL da mistura catalítica ($\text{Na}_2\text{SO}_4 + \text{CuSO}_4$, em meio ácido com H_2SO_4);

- proceder à digestão por 1 hora ou mais, em bloco digestor, aumentando gradativamente a temperatura, até cerca de 335°C;
- após completa digestão da matéria orgânica, caracterizada por um líquido incolor ou levemente esverdeado, deixar esfriar para posterior determinação do teor de nitrogênio.

Método de Determinação (CARMO *et al.* 2000)

O N-NH₄⁺ gerado na solubilização sulfúrica é destilado em destilador semi-micro Kjeldahl e complexado em ácido bórico com um indicador misto (Verde de Bromocresol e Vermelho de Metila). Sua concentração é obtida por titulação com solução padronizada de H₂SO₄ diluído.

O uso de determinador elementar de nitrogênio é uma opção para laboratórios mais modernos. Nesse caso, não é necessária a etapa de digestão. Os valores de N obtidos são considerados totais, ou seja, englobam o N contido nas ligações químicas (amina ou amida) dos compostos orgânicos vegetais e o N inorgânico, geralmente acumulado nos vacúolos na forma de NO₃⁻ e, raras vezes, nas formas de NO₂⁻ e NH₄⁺.

Decomposição Via Seca

A amostra de tecido vegetal é incinerada em mufla elétrica a uma temperatura entre 500 e 550°C. A cinza resultante é dissolvida em solução diluída de ácido nítrico. O extrato resultante é utilizado para determinação de B e Mo.

Método de Extração (CARMO *et al.* 2000)

- transferir 500mg de amostra para cadinho de porcelana e levar à mufla elétrica com temperatura controlada;
- aumentar gradativamente a temperatura para 500 a 550°C, por 2 a 4 horas, até a obtenção de cinza branca;
- dissolver a cinza resultante deste processo em 25mL de HNO₃ 0,1 molL⁻¹.

Método de Determinação (CARMO *et al.* 2000)

Boro

A determinação é baseada na formação de um complexo de coloração amarela resultante da reação do ácido bórico com o reagente azometina-H, sendo determinado espectrometricamente no comprimento de onda de 420nm.

Molibdênio

O molibdênio é complexado com o tiocianato de amônio em meio ácido. O complexo é solúvel em metil-iso-butil cetona e a determinação é realizada por espectrometria de absorção atômica em chama de N₂O-acetileno.

Caracterização das Águas Residuais

Parâmetros Químicos e Físicos

Em experimentos agrícolas de irrigação com águas residuárias, a fim de avaliar o potencial fertilizante dos efluentes, os possíveis impactos sobre o solo, as plantas e a água subterrânea, e tentar aproximar um balanço de nutrientes no sistema solo-água-planta, os efluentes devem ser caracterizados o mais detalhadamente possível, incluindo, dentre outros, os parâmetros a seguir mencionados:

- macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S) e micronutrientes (Zn, Mn, B, Cu, Fe, Mo) (mg L⁻¹);
- condutividade elétrica, para avaliar a salinidade do efluente e, portanto, os riscos de salinização do solo e de queda de produtividade (dS m⁻¹);
- razão de adsorção de sódio (RAS), que representa a relação entre as concentrações de Na⁺ e as concentrações dos íons divalentes Ca²⁺ e Mg²⁺ (expressas em mmol L⁻¹)^{1/2} e calculada pela relação: $RAS = [Na^+] / [(Ca^{2+} + Mg^{2+})/2]^{1/2}$;
- avaliação conjunta da condutividade elétrica e da RAS, o que permite analisar a sodicidade do efluente e, portanto, os riscos de comprometimento da capacidade de infiltração do solo e queda de rendimento da produtividade;
- boro (mg L⁻¹), cloretos (mg L⁻¹), bicarbonatos (mg CaCO₃ L⁻¹) e sódio (mg L⁻¹), para avaliação de toxicidade específica;

- metais, para a avaliação de impactos ambientais e toxicidade humana e às plantas : Cd, Cr, Pb e Ni (mg L^{-1} ou $\mu\text{g.L}^{-1}$), dentre outros.

A determinação de metais e íons inorgânicos em águas residuárias pode ser realizada por meio de vários métodos: (titulometria, espectrofotometria de luz visível – colorimetria, fotometria de chama, espectrofotometria de absorção atômica, espectrometria de plasma indutivamente acoplado, cromatografia de íons), sendo sua escolha dependente, dentre outros aspectos, do elemento em questão, de sua concentração na amostra, da presença de interferentes na amostra, da sensibilidade e da precisão desejadas ou requeridas.

Em termos gerais, as técnicas de coleta e preservação das mostras e de análises laboratoriais devem seguir o disposto no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998).

Os nutrientes prontamente absorvíveis pelas plantas são aqueles na forma solúvel e mineral. Portanto, isso deve ser levado em consideração na determinação analítica e na inclusão, ou não, de uma etapa de filtração e digestão das amostras (como descrita em vários dos itens acima). Para a maioria dos íons de interesse a digestão nítrica ou nítrico-perclórica é adequada (APHA, 1998).

Para os metais, o *Standard Methods* (APHA, 1998) apresenta a seguinte classificação: (i) metais dissolvidos: determinados em amostras não acidificadas e filtradas em membranas com $0,45 \mu\text{m}$; (ii) metais em suspensão determinados em amostras não acidificadas e retidas em membranas com $0,45 \mu\text{m}$ e (iii) metais totais determinados em amostras não filtradas e digeridas,

Como já referido em itens anteriores, para a determinação de cátions inorgânicos as técnicas mais recomendadas são as de espectrometria de plasma indutivamente acoplado (multielementares) e de espectrometria de absorção atômica (monoelementares). Contudo, vários elementos podem se determinados por técnicas monoelementares menos complexas e de mais baixo custo, tais como a espectrofotometria de luz visível (ou colorimetria), a fotometria de chama (Na e K) e, no caso do Ca e Mg, por titulometria.

No caso de ânions inorgânicos, a cromatografia de íons é uma ótima opção de determinação multielementar. Existe também a opção do

emprego de técnicas mais simples como a titulometria (por exemplo, no caso de cloretos) e colorimetria (por exemplo, no caso de fosfatos, nitratos e sulfatos).

Cabe destacar a disponibilidade atual no mercado de colorímetros com capacidade de determinação de uma vasta gama de elementos, sendo que os reagentes específicos podem ser adquiridos na forma de *kits*, ou, na maioria dos casos, em preparados no laboratório.

No caso dos macronutrientes N e P, vale lembrar que podem se apresentar nas águas residuárias nas formas orgânica ou inorgânica, solúvel ou particulada e que a predominância de uma ou outra será fortemente influenciada pelo processo de tratamento empregado (principalmente no caso do nitrogênio).

Em várias áreas da ciência, tradicionalmente determina-se o Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), cuja técnica de análise determina o nitrogênio no estado trinegativo e inclui as formas amoniacal e orgânica. Existem duas versões do método Kjeldahl: (i) semi-micro Kjeldahl, aplicável a amostras contendo altas concentrações de nitrogênio orgânico e (ii) macro Kjeldahl, aplicável a amostras contendo altas ou baixas concentrações de nitrogênio orgânico, mas que requeiram volumes relativamente elevados para concentrações mais baixas (APHA, 1998; SILVA; OLIVEIRA, 2001).

A duas formas do nitrogênio (orgânico e amoniacal) podem ser determinados a partir de uma única alíquota da amostra, se a marcha analítica incluir uma etapa preliminar de destilação para a medida do nitrogênio amoniacal e a determinação do nitrogênio orgânico (por digestão ácida) no resíduo de amostra deste procedimento. Neste caso, o NTK é computado pela soma das duas frações; caso contrário, o NTK inclui as formas amoniacal e orgânica, sem especificá-las.

A determinação da amônia, previamente destilada ou após a digestão ácida, pode ser realizada por métodos fotométricos (para medir concentrações abaixo de 5 mg/L) ou titulométricos (adequados a amplas faixas de concentração, acima de 5 mg/L). O método da Nesslerização (fotométrico), embora ainda guarde amplo emprego, não mais consta no *Standard Methods* devido aos problemas de disposição de resíduos de mercúrio do Reagente de Nessler. Existe ainda a possibilidade do emprego

de eletrodo seletivo (método potenciométrico) com ampla faixa de aplicação (0,03-1.400 mg NH₃/L) (APHA, 1998; SILVA; OLIVEIRA, 2001).

Quanto ao fósforo, do ponto de vista analítico, pode ser classificado em: (i) ortofosfato; (ii) fósforo hidrolizável (pirofosfato, metafosfato e polifosfato) e (iii) fósforo combinado organicamente. Cada uma destas espécies pode se apresentar na forma solúvel ou particulada (filtração em 0,45 µ de porosidade), sendo que a determinação de todas estas envolve a conversão em ortofosfato e sua medida colorimétrica: o fósforo hidrolizável por meio de um procedimento de hidrólise e o fósforo orgânico através de digestão ácida. Os reagentes utilizados na determinação colorimétrica variam e devem ser adequados à concentração esperada na amostra (APHA, 1998; SILVA; OLIVEIRA, 2001). Tradicionalmente, são determinados o fósforo total e ortofosfato solúvel, mas o completo fracionamento do fósforo é possível e pode ser importante no caso de experimentos agrícolas.

Para efeito de registro e orientação de caráter geral, apresenta-se a no quadro a seguir alguns dos principais parâmetros de interesse, acompanhados dos respectivos princípios analíticos e referências no *Standard Methods* para sua determinação. Para o detalhamento destas análises e de outras mais tradicionais (tais como: Alcalinidade, DBO, DQO e sólidos), deve-se recorrer ao *Standard Methods* ou a publicações nacionais, como, por exemplo, Silva e Oliveira (2001).

Caracterização Microbiológica

As normas e critérios de qualidade microbiológica de efluentes para a utilização em irrigação e piscicultura, em sua quase totalidade, têm por base os organismos indicadores. Neste caso, indicadores da eficiência da remoção de organismos patogênicos por meio dos processos de tratamento de esgotos. Os organismos indicadores tradicionalmente utilizados são as bactérias do grupo coliforme (coliformes totais, coliformes termotolerantes e *E. coli*) (ver Capítulo 2).

Entretanto, rigorosamente, os coliformes (sua remoção) são indicadores adequados tão somente da remoção (inativação) de bactérias. No tocante à avaliação da qualidade parasitológica do efluente, não há indicador biológico que represente a remoção dos parasitas por sedimentação ou filtração e, neste caso, não há como evitar a pesquisa dos próprios protozoários e helmintos no efluente. Entretanto, em lagoas de

estabilização a remoção de ovos de helmintos (nematóides intestinais humanos) tem sido aceita como um indicador da remoção dos demais “organismos sedimentáveis”, incluindo cistos e oocistos de protozoários. Este é o pressuposto implícito na diretriz de qualidade parasitológica de efluentes da Organização Mundial da Saúde (OMS, 1989) para irrigação: 1 ovo de helminto/L (BASTOS *et al.*, 2003).

No caso de protozoários e vírus, no entendimento atual da OMS, permanecem dúvidas e não há evidências sobre a necessidade de padrões explícitos. Porém, normas de alguns países incluem a exigência explícita da ausência de qualquer patógeno, mas por outro lado, há de se reconhecer limitações analíticas, principalmente na pesquisa de vírus e protozoários (BASTOS *et al.*, 2003).

Para efeito de registro e orientação de caráter geral, apresenta-se no quadro a seguir alguns dos principais parâmetros de interesse, acompanhados dos respectivos princípios analíticos e referências no *Standard Methods* para sua determinação.

Determinação de Coliformes

As técnicas de determinação de coliformes baseadas na fermentação da lactose são trabalhosas: requerem duas temperaturas de incubação ($35,5 \pm 0,2^\circ\text{C}$ para coliformes totais e $44,5 \pm 0,2^\circ\text{C}$ para coliformes termotolerantes) e sucessivas repicagens, podendo totalizar 72 h para leitura conclusiva.

Os métodos cromogênicos são superiores em sensibilidade e especificidade na detecção de coliformes e *E. coli* (menor ocorrência de resultados falso-positivos e falso-negativos), por serem baseados na hidrólise de substratos definidos, por enzimas específicas das espécies: β -galactosidase dos coliformes; β -galactosidase e β -glicoronidase da *E. coli*. Adicionalmente, apresentam a grande vantagem de dispensar o emprego de temperatura elevada (não há determinação de coliformes termotolerantes) e fornecer leitura em 24 h, tanto para coliformes totais quanto para *E. coli*, em geral prescindindo de testes confirmativos.

Os métodos quantitativos mais comumente utilizados são os dos tubos múltiplos, ou método da diluição (TM) e a técnica da membrana filtrante (MF). A quantificação dos métodos cromogênicos pode ser realizada com o emprego da técnica de tubos múltiplos ou em cartelas comercialmente disponíveis.

Quadro 9.1 Métodos analíticos para a caracterização química de águas residuárias

Parâmetros	Princípio analítico / equipamento							
	TIT (1)	COL (2)	POT (3)	FOT (4)	AAS (5)	ICP (6)	CRI (7)	Referências (8)
Alumínio								(2) 3500-A1.B (5) (6)
Boro								(2) 4500-B.B.C (6) (5) (6)
Cádmio								(1) 3500-Ca (5) (6)
Cálcio								(2) 3500-Cu (5) (6) (7)
Cobre								(2) 3500-Pb (5) (6)
Chumbo								(1) 4500-Cl.BC (2) 4500-CTEG (3) 4500-Cl.D (7)
Cloroito								(2) 3500-Cr.B (5) (6) (7) (7) 3500-Cr.C
Cromo								(2) 3500-Fe (5) (6)
Ferro								(2) 4500-P C,D,E, (7)
Fósforo Total								(1) 3500-Mg (5) (6)
Fósforo solúvel								(2) 3500 - Mn (5) (6)
Magnésio								(5) (6)
Manganês								(5) (6)
Molibidênio								(5) (6)
Níquel								(2) 4500-Norg.B.C
Nitrogênio Kjeldahl								(1) 4500-NH ₃ .C (2) 4500-NH ₃ .F (3) 4500-NH ₃ .D
Nitrogênio Amoniacal								(2) 4500-NO ₃ .B (3) 4500-NO ₃ .D (7)
Nitrato								(3) 3500-K.C (4) 3500-K.B (5) (6) (7)
Potássio								(4) 3500-Na.B (5) (6)
Sódio								(2) 4500-SO ₄ . ²⁻ (7)
Sulfato								(1) (**)
Enxofre elementar								(2) 3500-Zn.B (5) (6)
Zinco								

(1) TIT: titulometria; (2) COL: colorimetria (espectrofotometria de luz visível) (3) POT: potenciométrica (eletrodo seletivo); (4) FOT: fotometria de chama; (5) AAS: espectrofotometria de absorção atômica; inclui vaporização eletrotérmica, de chama, geração de hidreto, geração de vapor frio; (6) ICP: espectrometria de plasma indutivamente acoplado; inclui espectrometria de emissão por plasma acoplado indutivamente (ICP-OES) e espectrometria de massa com um plasma indutivamente acoplado (ICP-MS); (7) CRI: cromatografia de íons; (*) referência no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA,1998); (5) 3111B, 3111C, 3111D, 3111E, 3133B; (6) 3120A, 3125; (7) 4110. (**)

Silva e Oliveira (2001)

Quadro 9.2 Métodos analíticos para a caracterização microbiológica de águas residuárias

Parâmetros	Método / Princípio analítico	Referências
Organismos indicadores		
Coliformes totais	Tubos múltiplos - fermentação da lactose	SM 9221 B
	Membrana filtrante	SM 9222 B C
	Técnica do substrato definido - métodos cromogênicos	SM 9223
Coliformes termotolerantes	Tubos múltiplos – fermentação da lactose	SM 9221 E
	Membrana filtrante.	SM 9222 D E
	Tubos múltiplos – fermentação da lactose	SM 9221 F
<i>E. coli</i>	Membrana filtrante	SM 9223
	Técnica do substrato definido - métodos cromogênicos	
	Organismos patogênicos	
<i>Giardia</i>	Concentração – identificação em microscopia de imunofluorescência.	EPA 1693
<i>Cryptosporidium</i>	Soro neutralização	
Vírus	ELISA	SM 9510
	PCR	
	Microscopia eletrônica	
Helmintos	Concentração - separação por densidade- identificação microscópica	(**)
	Tubos múltiplos- identificação bioquímica	SM 9260 B D CETESB L5. 218

(*) SM: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998) EPA: Unites States Environmental Protection Agency; (**) Método de Bailerger Modificado (Ayres e Mara, 1996). CETESB: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental.

No *Standard Methods* (APHA, 1998) o método do substrato enzimático é recomendado para amostras de águas naturais e tratadas. São citados os substratos cromogênicos orto-nitrofenil- β -D-galactopiranosidase (ONPG) e cromofenol-vermelho- β -D-galactopiranosidase (CPRG), hidrolizáveis pela enzima -D-galactosidase, típica das bactérias do grupo coliforme. Para a detecção de *E.coli*, a citação recai sobre o substrato fluorogênico 4-metil-umberliferil- β -D-glicoronidase (MUG), hidrolizável pela enzima *E.coli*-específica -glicoronidase. É citada ainda a formulação comercial Colilert[®], contendo ONPG e MUG, já largamente testada em amostras de água tratada e fontes de abastecimento superficiais e subterrâneas. Entretanto, tanto Colilert[®], quanto outras formulações comerciais têm sido utilizadas com sucesso em amostras de esgotos sanitários, à exemplo do Fluorocult[®] LMX que apresenta em sua composição o substrato fluorogênico MUG para a detecção de *E. coli*, porém outro substrato cromogênico para a detecção de coliformes: 5-bromo-6-cloro-Indolil-- β -D-galactopiranosidase (X-GAL) (CHERNICHARO *et al*; 2001; BASTOS; SILVA, 2004).

Pesquisa de Organismos Patogênicos

Para a detecção de ovos de helmintos, o Método de Bailenger Modificado (AYRES e MARA, 1996) encontra-se suficientemente testado, inclusive no âmbito do PROSAB (ZERBINI; CHERNICHARO, 2001).

A detecção de salmonelas no esgoto tem sido realizada com bons resultados com técnica proposta pela CETESB (L5. 218 nov/93), a qual, em resumo, apresenta o seguinte protocolo:

- pré-enriquecimento em água peptonada tamponada;
- enriquecimento em caldo Rappaport-Vassiliadis, preferencialmente com a adição de antibiótico (Novobiocina);
- isolamento de colônias em Agar XLD;
- confirmação Agar Triplo Açúcar (TSI) e Teste da Uréia;
- exame de aglutinação sorológica, somático O (A-S) e flagelar H (fases 1 e 2).

Com relação aos protozoários não há uma metodologia padronizada para efluentes. A agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) propõe uma metodologia para detecção dos protozoários *Cryptosporidium* e *Giardia* em águas para abastecimento, o método 1693

(1999), que tem sido adaptado para efluentes. Neste método são realizadas as seguintes etapas:

- etapas de filtração (10-100L), separação imunomagnética dos cistos e (oo)cistos da amostra;
- teste de imunofluorescência para determinação da concentração dos (oo)cistos e confirmação por microscopia utilizando-se o corante 4',6-diamidino-2 phenylindole (DAPI).

Devido ao alto custo da etapa de separação imunomagnética (equipamento e anticorpos monoclonais), muitos laboratórios têm optado por concentrar as amostras utilizando a técnica de floculação e precipitação por carbonato de cálcio descrita por Vesey *et al.* (1993) da seguinte forma:

- coleta-se um volume de 2 litros de efluente;
- a detecção e enumeração dos oocistos e cistos é feita utilizando o kit MeriFluor (*Meridian Diagnostics Inc*, Cincinnati, Ohio), que contém uma mistura de anticorpos dirigidos contra antígenos da parede dos cistos e oocistos;
- a visualização dos cistos e (oo)cistos é feita em microscópio de imunofluorescência com aumento de 200 e 400 vezes.

De maneira similar, ainda não existe uma técnica única, padronizada, para detecção de vírus entéricos em efluentes. Nos experimentos conduzidos na Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) foram obtidos resultados satisfatórios para a detecção dos vírus adenovírus e rotavírus, de acordo com as seguintes etapas:

- concentração da amostra de esgoto (1 a 2 litros), segundo a metodologia proposta por Katayama *et al.* (2002);
- adsorção/ eluição dos vírus em membranas carregadas negativamente seguida de ultrafiltração;
- identificação molecular dos vírus realizada pela extração do material genético viral (DNA/RNA), de acordo com Boom *et al.* (1990);
- visualização e identificação das amostras em gel de agarose 1,6% após amplificação do DNA pela técnica PCR (Reação em Cadeia da Polimerase).

Plano Experimental Agrícola

As técnicas de investigação variam consideravelmente de uma ciência para outra, porém, a filosofia comum a todas elas é o emprego do método científico (OSTLE, 1977). O método científico é um procedimento que envolve a formulação de uma hipótese, seguido de um levantamento cuidadoso de um conjunto de observações, para posterior verificação das hipóteses formuladas. A interpretação desses resultados experimentais devem ser feitos no contexto de outros fatos relacionados com o problema, podendo levar à confirmação, rejeição, ou alteração das hipóteses fechando assim o que denominamos de circularidade do método científico.

Para objetivamente testar as hipóteses, o planejamento de experimentos, juntamente com os métodos estatísticos, têm um papel importante neste círculo do método científico (LITTLE; HILL, 1978).

As características de um experimento bem planejado são:

- simplicidade – a seleção dos tratamentos bem como o delineamento deve ser o mais simples possível de acordo com os objetivos do experimento;
- para se obter o grau de precisão que se deseja do experimento é necessário um delineamento apropriado e repetições suficientes. Se pequenos desvios da hipótese a ser testada são requeridos (maior grau de precisão), maior é o número de repetições requeridas (STEEL; TORRIE, 1960);
- o planejamento do experimento deve ser de tal modo que as unidades experimentais recebam os tratamentos de uma maneira não sistemática para que as estimativas do efeito de cada tratamento não seja tendencioso, ou seja, o experimento deve estar livre de erro sistemático. Segundo Cochran e Cox, (1957), a aleatorização é algo análogo a um seguro, já que representa uma precaução contra distúrbios que podem ou não ocorrer;
- as conclusões devem ter a maior amplitude de validade possível. A amplitude da validade das conclusões aumenta com os experimentos repetidos no tempo ou no espaço. A adoção de experimentos, nos quais o arranjo dos tratamentos segue o esquema fatorial é outra forma de se aumentar amplitude de

validade das conclusões do experimento. Nos experimentos fatoriais são estudados, ao mesmo tempo, os efeitos de dois ou mais tipos de fatores ou tratamentos. Entenda-se por fator “uma variável independente cujos valores (níveis do fator) são controlados pelo experimentador”. Cada subdivisão de um fator é denominada de nível do fator e os tratamentos nos experimentos fatoriais consistem de todas as combinações possíveis entre os diversos fatores nos seus diferentes níveis. Em um experimento fatorial a interação dos fatores pode ser estudada. Existe uma economia de tempo e de esforço. Todas as observações podem ser usadas para estudar o efeito de cada um dos fatores investigados. A alternativa, quando dois fatores são investigados, seria o de conduzir dois diferentes experimentos, um para cada fator. Se isto é feito, as observações somente produzirão informações sobre um dos fatores e o outro experimento somente fornecerá informação sobre o outro fator. Para se obter o nível de precisão dos experimentos fatoriais, mais unidades experimentais seriam necessárias se os fatores fossem estudados por meio de dois experimentos isoladamente. Isto mostra que um experimento com dois fatores é mais econômico que dois experimentos com um fator. Visto que os vários fatores são combinados em um experimento, os resultados têm uma grande amplitude de validade das conclusões (GILL, 1978);

- em todo experimento existe um grau de incerteza assim como na validade das conclusões.

Resumindo, um delineamento bem elaborado deve ser o mais simples possível, ter uma alta probabilidade de atingir seus objetivos e evitar erros sistemáticos e viciados. Suas conclusões devem ter uma grande amplitude de validade e os dados obtidos devem ser analisados por procedimentos estatísticos válidos.

Os passos de uma experimentação são: a definição do problema, definição dos objetivos, seleção dos tratamentos, seleção do material experimental, a seleção do delineamento experimental, a seleção das unidades experimentais e do número de repetições, o conjunto de dados e a análise, a interpretação e o relatório dos resultados.

Recomendações para Elaboração de Projetos Experimentais de Irrigação com Águas Residuárias

Em todas as regiões brasileiras e do mundo, é evidente o conflito devido ao uso múltiplo dos recursos hídricos, sendo a irrigação responsável pelo consumo de cerca de 70% da água doce utilizada. A este fato soma-se o alto uso consuntivo de água pela irrigação, uma vez que cerca de 3% do volume de água retirado dos corpos d'água para a irrigação retornam aos lençóis subterrâneos. Portanto, o uso de águas residuárias em irrigação diminui a pressão sobre a disponibilidade de água para outros fins, principalmente para o consumo humano.

Outro aspecto importante do uso de águas residuárias para irrigação é o retorno de grande parte dos nutrientes que foram exportados do meio rural para o meio urbano, via alimentos primários.

Neste sentido, torna-se relevante o desenvolvimento de pesquisas com o uso de águas residuárias em sistemas agropecuários irrigados, visando o uso seguro, racional e sustentável, envolvendo os aspectos sociais, ambientais e econômicos.

Critérios a Serem Considerados para Elaboração do Projeto Experimental

Escolha e Caracterização da Área

- Aspectos topográficos – a área experimental deve estar em nível ou com declividade baixa e uniforme em uma direção;
- Aspectos pedológicos – o solo deve ser caracterizado quanto aos seus atributos físicos (granulometria, porosidade, densidade, armazenamento e retenção de água, condutividade hidráulica saturada e não saturada - conforme metodologia citada acima) numa profundidade efetiva mínima de exploração das raízes, que corresponde a 70-80% do volume do sistema radicular. Quimicamente os solos devem ser avaliados em seus atributos de fertilidade de rotina (pH; MO; bases: Ca, Mg, K, Na; P; V% e CTC). Os teores de Na^+ , particularmente, devem ser monitorados pelo cálculo do PST (Porcentagem de Sódio Trocável) e RAS (Razão de Adsorção de Sódio – conforme metodologia citada acima);

- Caracterização geográfica e climatológica do local do experimento latitude, longitude, altitude, classificação climática convencional, com preferência para Normais Climatológicas da região, caso estes dados estejam disponíveis.

Elaboração do Delineamento Experimental

- Definição dos tratamentos com base nas hipóteses estabelecidas conforme mencionado anteriormente no item Plano Experimental Agrícola.

Caracterização Físico-Química e Biológica das Águas Residuárias

- As águas residuárias deverão ser previamente caracterizadas em seus atributos físico-químicos e biológicos, conforme metodologia citada acima. Deverão ser observadas as variabilidades temporais destes atributos em função da duração do experimento.

Definição do(s) Método(s) e Sistemas de Irrigação a Serem Empregados

Em princípio qualquer dos métodos de irrigação poderão ser utilizados. No entanto, algumas restrições são impostas, em função das características físicas, químicas e biológicas das águas residuárias:

- Irrigação por superfície (sulcos e inundação) pode ser citado como aspecto restritivo a possibilidade de contato direto dos operadores com as águas no manejo do sistema de irrigação;
- Irrigação por aspersão neste sistema os riscos estão relacionados aos aspectos de contaminação biológica, provocada pelo lançamento da água na atmosfera fracionada em pequenas gotas com patógenos, que podem ser carregadas pelo vento e atingir superfícies de contato humano (inalação, ingestão etc). Também poderá ocorrer desidratação das folhas das plantas, em função da concentração de sais após evaporação da água nelas retida;
- Irrigação localizada (gotejamento e microaspersão) o principal problema relacionado a este sistema de irrigação é o auto risco de entupimento, devido ao pequeno diâmetro de saída dos bocais dos emissores (da ordem de mm). Desta forma há necessidade de um sistema de filtragem eficiente e também a limpeza periódica do sistema por meio da aplicação de ácido diluído na água. Maiores detalhes podem ser vistos no Capítulo 2.

Manejo da Irrigação

A aplicação de águas residuárias por meio de sistemas de irrigação pode contemplar principalmente dois objetivos:

- i) Fornecimento de água à cultura em seus diversos estágios de crescimento, conforme as suas necessidades. Neste caso, deve-se levar em consideração o efeito conjugado água e nutriente. Quantidades de nutrientes inferiores às necessidades das culturas deverão ser complementadas com fertilizantes convencionais. Ao contrário, naqueles tratamentos em que o nutriente estiver em excesso às necessidades das culturas, deverá haver um rigoroso monitoramento em relação aos distúrbios nutricionais das plantas, bem como seus efeitos no solo e lençol freático. Salienta-se que poderão ocorrer diversos cenários dessa combinação. Maiores detalhes dos métodos de estimativa das necessidades de água das culturas poderão ser encontrados em Mendonça *et al.* (2003), Allen *et al.* (1998), Bernardo *et al.* (2005), Doorenbos e Kassam (1994), Doorenbos e Pruitt (1997) e Pereira *et al.* (1997).
- ii) Fornecimento de nutrientes nos diferentes estágios de crescimento, na sua totalidade ou em parte das necessidades da cultura. Nesta modalidade, via de regra, haverá para o fornecimento adequado de nutrientes um excesso de água, o que poderá provocar lixiviação, principalmente de nitratos. Recomenda-se o monitoramento do excesso de sais na superfície do solo, conforme metodologias citadas anteriormente. Maiores detalhes poderão ser vistos em Mendonça *et al.* (2003) e Marques *et al.* (2003). Neste caso, deve-se monitorar o solo na camada abaixo do sistema radicular e lençol freático.

Referências Bibliográficas

- ABREU, C. A. de, RAIJ, B. van, ABREU, M. F.; GONZÁLEZ, A.P.. Routine soil testing to monitor heavy metals and boron. *Sci. Agric.*, 62 (6): 564-571. 2005
- ADAMS, F. Soil Solution. In: CARSON, E.N. The plant root and its environment. Charlottesville: University Press of Virginia, 1974. p.441-481.
- ALLEN, H.E. The significance of trace metal speciation for water, sediment and soil quality criteria and standards. *The Science of the Total Environment, Supp.* Pt. 1, 23: 45. 1993.

- ALLEN, R.G.; PEREIRA, L.S.; RAES, D.; SMITH, M. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO, Roma, 1998. 301 p. (FAO Irrigation and the Drainage Paper 56).
- ALLISON, L.E. Organic carbon. In: BLACK, C.A. Methods of soil analysis. 1.ed. Madison: ASA/SSSA, 1965. Part 2: Chemical and Microbiological Properties. p.1367-1396 (SSSA Agronomy, 9)
- ALLOWAY, B.J. Heavy metals in soils. 2.ed. Glasgow (UK): Blackie. 1995. 368p.
- APHA, AWWA, WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th.ed. Washington, DC: APHA, 1998.
- BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; ANDRADE NETO, C. O.; SPERLING, M. von. Utilização de esgotos tratados em irrigação Aspectos Sanitários. In: BASTOS, R. K. X (Org). Utilização de esgotos tratados em irrigação, hidroponia e piscicultura. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003,.267 p (Projeto PROSAB).
- BASTOS, R. K. X., BEVILACQUA, P. D., KELLER, R. Organismos patogênicos e efeitos sobre a saúde humana. In: FRANCI, R.G. (Org). Desinfecção de efluentes sanitários. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003, p. 27-88 (Projeto PROSAB).
- BASTOS, R. K. X., SILVA, C.A.B. Estudo comparativo de métodos de detecção de organismos indicadores de contaminação em amostras de águas e águas residuárias. Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Engenharia Civil, 2004 (Relatório final de pesquisa).
- BERNARDO, S; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. Manual de irrigação. Editora UFV, Viçosa, 2005. 611 p.
- BOARETTO, A.E.; CHITOLINA, J.C.; RAIJ, B. van; SILVA, F.C. da; TEDESCO, M.J.; CARMO, C.A.F.de S.de. Amostragem, acondicionamento e preparação das amostras de plantas para análise química. In: SILVA, F.C. da. (org). Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia / Rio de Janeiro: Embrapa Solos / Campinas: Embrapa Informatica Agropecuária, 1999. p.51-73.
- BOOM, R.; SOL, C. J. A.; SALIMAN, M. M. M.; LANSSEN, C. L.; WERTHEIM-VAN DILLEN, P. M. E.; VAN DER NOORDAA, J. Rapid and simple method for purifications of nucleic acids. J Clin Microbiol 28: 495-503, 1990.
- BREMNER, J.M. and MULVANEY, C.S. Nitrogen Total. In: PAGE, A.L. Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties. 2.ed. Madison: ASA/SSSA, 1982. P.595-624 (SSSA Agronomy, 9).
- CARMO, C.A.F.de S.de; ARAÚJO, W.S. BERNARDI, A.C. de C.; SALDANHA, M.F.C.. Métodos de análise de tecidos vegetais utilizados na Embrapa Solos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2000. 41 p. (Embrapa Solos, Circular Técnica 6).
- CASTRO, A.F.de; BARRETO, W.de O.; ANASTÁCIO, M. de L.A. Correlação entre pH e saturação de bases de alguns solos brasileiros. Pesquisa Agropecuária Brasileira (Série Agronomia), Brasília, V.7, p. 9-17.1972.
- CHAPMAN, H.D. Cation exchange capacity. In: BLACK, C.A. Soil-plant relationships 2.ed. (S.i.): J. Wiley, 1968. p. 891-901.

- CHERNICHARO, C. A. (Coord.) Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Aspectos metodológicos. Belo Horizonte: [s.n.]. 2001. 118p (Projeto PROSAB).
- CHITOLINA, J.C.; GLORIA, N.A.; LAVORENTI, A. A representatividade de amostras de terra. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 20., 1992, Piracicaba. Anais... Piracicaba: SBCS, 1992 p.88-89.
- CHITOLINA, J.C.; PRATA, F.; SILVA, F.C. da; MURAOKA, T.; VITTI, A.C. Amostragem, acondicionamento e preparo de amostras de solo para análise de fertilidade. In: SILVA, F.C. da. (org). Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia / Rio de Janeiro: Embrapa Solos / Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 1999. p.13-48.
- CETESB- L5.550 -Helminhos e protozoários patogênicos- contagem de ovos e cistos em amostras ambientais -técnica de centrifugo-flutuação. 1993.
- COCHRAN, W. G. and COX, G. M. Experimental design. 2nd ed., John Wiley and Sons, New York, 1957. 595p.
- DOOREMBOS, J; KASSAN, A. H. Efeito da água no rendimento das culturas. Trad. Gheyi, H.R.; Souza, A. A. ; Damasceno, F.A.V.; Medeiros, J. F. Campina Grande: UFPB, 1994, 306p. (FAO - Boletim de Irrigação e Drenagem 33).
- DOOREMBOS, J; PRUITT, W. O. Necessidades hídricas das culturas. Trad. Gheyi, H. R.; Metri, J. E. C.; Damasceno, F.A.V.; Medeiros, J. F. Campina Grande: UFPB, 1997, 204p. (FAO - Boletim de Irrigação e Drenagem 24).
- EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo. 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPq, 1997. 212 p.
- GILL, J. L. Design and analysis of experiments in the animal and medical sciences. The Iowa University Press, Ames, 1978. 301p.
- GOMES, A; PEÑA, Y.A. Caracterização da compactação através do uso do penetrômetro. Lavoura Arrozeira, 49(1):18-20, 1996.
- HAYES, M.H.B. and BOLT, G.H. Soil colloids and the soil solution. In: BOLT, G.H.; De BOODT, M.F.; HAYES, M.H.B.; McBRIDE, M.B. Interactions at the soil colloid-soil solution interface. Dordrecht: Kluwer, 1991. p.1-33.
- HAYES, K.F. and TRAINA, S.J. Metal ion speciation and its significance in ecosystem health. In: SOIL CHEMISTRY AND ECOSYSTEMS HEALTH. St. Louis: SSSA, 1995. Proceedings. Madison: SSSA. P.45-84. 1998 (Special Publication, 52).
- JACKSON, M.L. Soil chemical analysis. New Jersey: Prentice-Hall. 1958.p. 205-226.
- JAY, P.C. Anion contamination of environmental water samples introduced by filter media. Anal. Chem., 57(3): 780-782. 1985.
- JORGE, J.A. Matéria orgânica. In: MONIZ, A.C. Elementos de pedologia. São Paulo: EDUSP/Polígono. 1972.p.169-177.
- KABATA-PENDIAS, A. and PENDIAS, H. Trace elements in soils and plants. 3.ed. Boca Raton: CRC, 2001. 331p.

- KATAYAMA, H.; SHOMASAKY, A.; OHGAKI, S. Development of a Virus concentration method and Its Application to Detection of Enterovirus and Norwalk Virus from Coastal Seawater. *Applied and Envir Microbiol*, p. 1033-1039, 2002.
- KELLER, W.D. The principles of chemical weathering. Columbia, Missouri: Lucas Brothers, 1968. 111 p.
- KELLER, C. Application of centrifuging to heavy metal studies in soil solutions. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 26(9-19):1621-1636. 1995.
- KIEHL, E.J. Manual de edafologia. São Paulo: Ceres. 1979. 264p.
- KLUTE, A., ed. Methods of soil analysis. 2.ed. Madison: America Society of Agronomy/Soil Science Society of America, 1986. 1188p. (ASA. Agronomy, 9) v.1: Physical and Mineralogical Methods.
- KOHNKE, H. Soil physics. Neew York: McGraw-Hill. 1968. 224p.
- KOT, A. and NAMIESNIK, J. The role of speciation in analytical chemistry. *Trends in Analytical Chemistry*, 19(2/3): 69-79. 2000.
- LITAOR, M.I Review of soil solution samplers. *Water Resources Research*, 24(5): 727-733. 1988.
- LEMONS, R.C. & SANTOS, R.D. Manual de descrição de coleta de solo no campo. 3.ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência de Solo, 2001. 86p.
- LIBARDI, P.L. Dinâmica da água no solo. 1ª ed., Piracicaba: ESALQ/USP. 1995. 344p.
- LITTLE, T. M. and HILLS, F. J. Agricultural experimentation: design and analysis. John Wiley and Sons, New York, 1978. 350p.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. de. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. 2.ed. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1997. 319p.
- MARQUES, M. O.; CORAUCCI FILHO, B.; BASTOS, R. K. X.; KATO, M. T.; LIMA, V. L. A.; ANDRADE NETO, C. O.; MENDONÇA, F. C.; MARQUES, P. A. A. MARQUES, T. A.; BELINGIERI, P. H.; VAN HAANDEL, A. Uso de esgotos tratados em irrigação: aspectos agronômicos e ambientais. In: BASTOS, R. K. X. (Coord.) Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura. Ed. Vida e Consciência, São Paulo, 2003, p.119-156 (PROSAB 3)
- MENDONÇA, F. C.; LIMA, V. L. A.; KATO, M. T.; CORAUCCI FILHO, B.; SILVEIRA, S. B.; BASTOS, R. K. X.; VAN HAANDEL, A. Aspectos técnicos relacionados aos sistemas de irrigação com esgotos sanitários tratados. In: BASTOS, R. K. X. (Coord.) Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura. Ed. Vida e Consciência, São Paulo, 2003, p.61-118 (PROSAB 3)
- MENGEL, K. and KIRKBY, E.A. Principles of Planta nutrition. Worblaufen-Bern: International Potash Institute. 1987. 687p.
- MERCANTE, E.; URIBE-OPAZO, M.A.; SOUZA, E.G. Variabilidade espacial e temporal da resistência mecânica do solo à penetração em áreas com e sem manejo químico localizado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.27, n.6, p.1149-1159, 2003.

- MONTANARI, R.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G.T.; SOUZA, Z.M. Forma da paisagem como critério para otimização amostral de latossolos sob cultivo de cana-de-açúcar. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v.40, n.1, p.69-77, 2005.
- NASCIMENTO, R. A. M. Correlação entre o valor ki e outras variáveis em Latossolos. Itaguaí: UFRRJ. 1989. 167p. Dissertação de Mestrado.
- NOGUEIRA, A.R. de A.; MACHADO, P.L.O. de A.; CARMO, C.A.F.de S.de; FERREIRA, J.R. (Eds.). Manual de laboratório: solo, água, nutrição vegetal, nutrição animal e alimentos. I. Coleta, acondicionamento e preparo de amostras. São Carlos: EMBRAPA-CPPSE, 1998. 72p.
- ORLANDO, R.C. et al. Análise de variabilidade do índice de cone para diferentes níveis de teor de água do solo, Poços de Caldas, MG, 1998. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 27., 1998, Poços de Caldas, MG. Anais... Lavras: Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola, 1998. V.3, p.268-270.
- OSTLE, B. Estatística aplicada, LIMUSA, México, 1977. 629p.
- PEREIRA, M.G.; VALLADARES, G.S.; SOUZA, J.M.P.F. e; PEREZ, D.V.; ANJOS, L.H.C. dos. Parâmetros relacionados a acidez em solos do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1998. 14p. (EMBRAPA-CNPS. Circular Técnica, 2).
- PEREIRA, A.R.; VILLA NOVA, N. A.; SEDIYAMA, G. C. Evapotranspiração. Piracicaba:FEALQ, 1997. 183p.
- PÉREZ, D.V.; RAMOS, D.P.; NASCIMENTO, R.A.M.; BARRETO, W.O. Propriedades eletroquímicas de horizontes B texturais. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, v.17, n.2, p.157-168. 1993.
- PÉREZ, D.V.; CAMPOS, R.C. de. Solução do solo: importância e extração por centrifugação. Embrapa-CNPS, 2003a. 38p. (Embrapa-CNPS. Série Documentos 48).
- PÉREZ, D.V.; CAMPOS, R.C. de. Especiação em solos: Aspectos gerais Embrapa-CNPS, 2003b. 33p. (Embrapa-CNPS. Série Documentos 47).
- PRADO, R.B.; TAVARES, S.R. de L.; BEZERRA, F.B.; RIOS, L. da C.; ESCALEIRA, V. Manual técnico de coleta, acondicionamento, preservação e análises laboratoriais de amostras de água para fins agrícolas e ambientais. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2004. 97 p. - (Embrapa Solos. Documentos; n° 65).
- QUAGGIO, J.A.; RAIJ, B. Van. Determinação do pH em cloreto de cálcio e da acidez total. In: RAIJ, B. Van; ANDRADE, J.C. de; CANTARELLA, H., QUAGGIO, J.A. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônomo. 2001. p.181-188.
- RAIJ, B. Van. Propriedades eletroquímicas de solo. In: SIMPÓSIO AVANÇADO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO, 1. Piracicaba, 1986. Anais... Campinas: Fundação Cargill. 1986. p.9-41.
- RAIJ, B. Van. Fertilidade do solo e adubação. São Paulo: Ceres/POTAFOS, 1991. 343p.
- RAIJ, B. Van, QUAGGIO, J.A. Determinação de fósforo, cálcio, magnésio e potássio extraídos com resina trocadora de íons. In: RAIJ, B. Van; ANDRADE, J.C. de; CANTARELLA, H., QUAGGIO, J.A. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônomo. 2001. p.189-199.

- RAIJ, B. Van; QUAGGIO, J.A.; CANTARELLA, H.; FERREIRA, M.E.; LOPES, A.S.; BATAGLIA, O.C. Análise química do solo para fins de fertilidade. Campinas: Fundação Cargill. 1987. 170p.
- RAMALHO FILHO, A.; PÉREZ, D.V.; AMARAL, F.C.S. do.; TAVARES, S.R. de L. Parâmetros do sistema relacionados à qualidade e custo de captação da água para irrigação. In: AMARAL, F.C.S. do. (Coord.) Sistema brasileiro de classificação de terras para irrigação: Enfoque na Região Semi-Árido. Rio de Janeiro, Embrapa Solos. 2005. p.73-82.
- RICHARDS, L.A. The usefulness of capilarity potential to soil moisture and plant investigators. *J. Agric. Res.*, 37:719-742, 1928
- RICHARDS, L.A.; FIREMAN, M. Pressure-plate apparatus for measuring moisture sorption and transmission by soils. *Soil Science*, v.56, p.395-404, 1943.
- SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias. Campina Grande [s.n.], 2001. 226 p.
- SIQUEIRA, J.O. & FRANCO, A.A. Biotecnologia do solo: fundamentos e perspectivas. Brasília: MEC/ABEAS; Lavras: ESAL/FAEPE. 1988. 69p.
- SOUZA, Z .M.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G.T, MOREIRA, L. F. Influência da pedofoma na variabilidade espacial de alguns atributos físicos e hídricos de um Latossolo sob cultivo de cana-de-açúcar. *Irriga*, v. 9, n.1, p.1-11, 2004.
- SOUZA, Z .M.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T.; MONTANARI, R. Otimização amostral de atributos de latossolos considerando aspectos solo-relevo. *Ciência Rural*, v. 36, n. 3, p. 829-836, 2006a.
- SOUZA, Z .M.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T.; BARBIERI, D. M. Small relief variations influence spatial variability of soil chemical attributes. *Scientia Agricola*, v. 63, n.2, p.161-168, 2006b.
- SPOSITO, G. The chemistry of soils. New York: Oxford University Press, 1989. p.3-21.
- STEEL, R. G. D. and TORRIE, J. M. Principles and procedures of statistics. McGraw-Hill Book Company, Inc., New York, 1960. 481 p.
- STOLF, R. Recomendação para uso do penetrômetro de impacto, modelo IAA/Planalsucar Stolf. São Paulo: MIC/IAA/PNMCA Planalsucar, 1983. 8p. (Série Penetrômetro de Impacto Boletim, 1).
- STOLF, R. Teoria e teste experimental de fórmulas de transformação dos dados de penetrômetro de impacto em resistência do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 15(3): 229-235, 1991.
- TAN, K.H. Environmental soil science. New York: Marcel Dekker. 1994. 304p.
- TAN, K.H. Principles of soil chemistry. 2.ed. New York: Marcel Dekker. 362p. 1993.
- TAN, K.H. Soil sampling, preparation, and analysis. New York: Marcel Dekker. 1996. p.56-72.
- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. Análise de solo, plantas e outros materiais. Porto Alegre: DS/FA/UFRGS. 174p. 1995.

- TINSLEY, J. Determination of organic carbon in soils by dichromate mixtures. Int. Congress of Soil Science, Trans. 4th (Amsterdam), V.1, p.161-164. 1950.
- TISDALE, S.L.; NELSON, W.L.; BEATON, J.D. Soil fertility and fertilizers. 4.ed. New York: McMillan. 1985. 754p.
- TIURIM, I.V. A method for simultaneous determination of organic carbon and the "oxidation value" of soil organic matter. Int. Congress of Soil Science, Trans. 3th.(Oxford), V.1, p.111-113. 1935.
- TYLER, G. Effects of sample pretreatment and sequential fractionation by centrifuge drainage as concentrations of minerals in a calcareous soil solution. Geoderma, 94: 59-70. 2000.
- UEHARA, G. & GILLMAN, G. The mineralogy, chemistry and physics of tropical soils with variable charge clays. Boulder: West Press. 1981. 170p.
- USEPA METHOD 1693: Cryptosporidium and Giárdia in Water by Filtration/IMS/IFA.
- ULRICH, B. and SUMNER, M.E. Soil acidity. Berlin: Springer-Verlag. 1991. 224p.
- VESEY, G.; SLAD, J.S.; BYRNE, M; SHEPHERD, K.; FRINCKER, C.R. A new method for concentration of Cryptosporidium oocysts from water. Journal of Applied Bacteriology, 75, 82-86, 1993.
- VETTORI, L. Absorção do amoníaco em câmara de difusão tipo Connway na determinação de N total das terras. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 11. Resumos. Brasília. 1967. Guanabara: SBCS/EPFS. 1971. p.20.
- VIEIRA, S.R. Permeâmetro: novo aliado na avaliação de manejo do solo. O Agrônomo, v.50, p.32-33, 1998.
- WOLT, J. Soil solution chemistry: applications to environmental science and agriculture. New York: John Wiley, 1994. 345p.
- WUTKE, A.C.P. & CAMARGO, O.A. de. Adsorção e troca iônica. In: MONIZ, A.C. Elementos de pedologia. São Paulo: EDUSP/Polígono. 1972. p.125-147.
- WUTKE, A.C.P. Nitrogênio. In: MONIZ, A.C. Elementos de pedologia. São Paulo: EDUSP/Polígono. 1972. p.179-189.
- ZERBINI, A. M.; CHERNICHARO, C. A. L. Metodologia para enumeração, identificação e análise de viabilidade de ovos de helmintos em águas brutas e tratadas. In: CHERNICHARO, C. A. L. Pós- Tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, aspectos metodológicos. (coord.) Belo Horizonte [s.n.], 2001. p. 70-107

Capítulo 10

Reúso das Águas Residuárias. Uma Análise Crítica

Marcelo Antônio Teixeira Pinto, Eugênio Foresti, José Marques Júnior

Introdução

Embora a análise comparativa da disponibilidade de recursos hídricos coloque o Brasil em posição privilegiada perante outras nações, a distribuição geográfica desses recursos não é homogênea, de maneira que muitas regiões enfrentam dificuldades de suprir as suas necessidades de água, até mesmo para abastecimento público, tornando-se um fator limitante ao seu desenvolvimento econômico. Além disso, a pouca atenção dada ao tratamento de águas residuárias no País tem resultado no lançamento de águas servidas não tratadas em corpos receptores, levando ao comprometimento da qualidade dos mananciais e tornando inviável o aproveitamento desses cursos d'água para o abastecimento público e mesmo para usos menos nobres. Esse panorama é mais visível nas proximidades dos grandes e médios centros urbanos, que gradativamente vêm substituindo suas fontes de água mais próximas por mananciais cada vez mais distantes, a custos de tratamento e adução cada vez maiores ou mesmo por mananciais subterrâneos que, embora com melhor qualidade de água, nem sempre conseguem suprir as demandas.

Como toda água distribuída pelos sistemas de abastecimento público deve estar enquadrada nos padrões de potabilidade previstos na Portaria 518 do Ministério da Saúde, a água potável tem sido também destinada a usos menos nobres, como irrigação de jardins, lavagem de calçadas e outros, que não exigem um padrão de qualidade tão restrito quanto para consumo humano. O sistema público de abastecimento, portanto, não é flexível o bastante para se adequar ao fornecimento de água de diferentes características em função do uso a que se destina. Ao mesmo tempo, o sistema sofre forte pressão devido à demanda crescente por água nos centros urbanos. Nesse sentido, uma alternativa de disponibilizar água não potável para usos menos nobres aliviaria a demanda por água potável.

Dessa maneira, em muitas situações, as águas residuárias podem deixar de ser um problema para, através do reúso, serem parte da solução. É verdade que o lançamento e diluição de esgotos, tratados ou não, nos corpos receptores e a utilização de suas águas à jusante é um exemplo simples e comum de reúso indireto, porém algumas vezes arriscado. Entretanto, o aproveitamento direto, de forma econômica, segura em termos de saúde pública e ambientalmente aceitável, requer ações planejadas que levem em conta diversos fatores.

Neste capítulo, procura-se analisar criticamente esses diversos fatores, à luz do conhecimento existente e dos avanços adquiridos nos dois anos de pesquisa do PROSAB, a fim de permitir que o leitor avalie as vantagens, riscos e cuidados que se deve tomar antes de propor o reúso de efluentes de estações de tratamento de esgotos.

Aspectos Gerais

As possibilidades de substituir o uso de água potável por outra água de menor qualidade incluem os usos urbanos (descargas sanitárias, irrigação de gramados, lavagem de veículos, calçadas, fontes e etc...), industriais, agricultura, recarga de aquíferos, restauração de habitats e recreação (pesque-pague, manutenção de lagos em praças públicas, e outras).

Entre todas as águas residuárias geradas nas cidades e que apresentam potencial para o reúso, os esgotos sanitários merecem atenção especial por veicularem constituintes potencialmente tóxicos (metais pesados, por exemplo), constituintes causadores de impactos ambientais nos solos e em corpos receptores (matéria orgânica dissolvida e em suspensão, macro e micro nutrientes, substâncias tenso-ativas), microrganismos patogênicos, substâncias químicas suspeitas de serem desreguladores endócrinos, além de apresentarem características estéticas repulsivas, como cor e odor. Na prática, essas características reduzem as possibilidades de reúso, mesmo que se promova o tratamento eficiente para a remoção dos principais poluentes e contaminantes.

O reúso de água residuária tratada não é tema novo na literatura técnica nacional e internacional, embora a implantação de sistemas para suprir demandas específicas seja ainda incipiente no Brasil. Muitos exemplos de ações coordenadas, com real sucesso podem ser vistas em

diversos países como Israel, Japão, EUA (principalmente na Califórnia), nos países do oriente médio e outros que, devido às suas necessidades e características, foram obrigados a desenvolver tecnologias de reúso de efluentes para suplementar a oferta de água para suprir as suas demandas. Muitos estados americanos exigem que os municípios considerem alternativas de reúso antes de construírem ou aumentarem a capacidade de estações de tratamento de água (RIMER, 2006). No Brasil, existem alguns exemplos no estado de São Paulo, transcritos em Mancuso *et al.* (2003). Entretanto, em todos eles, rigorosos padrões para reutilização de águas residuárias foram buscados, seja em nível internacional, como na Organização Mundial de Saúde, seja em dispositivos legais de abrangências locais, mais restritivos.

Por esse motivo, a investigação aprofundada sobre o aperfeiçoamento dos sistemas de tratamento de esgotos a fim de produzir água com qualidade adequada a determinados usos, bem como a realização de pesquisas específicas sobre a aplicação direta de efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários na agricultura e no atendimento a certas demandas industriais e urbanas, pode contribuir decisivamente para a adoção de sistemas de reúso.

O mais importante fator para propor um sistema de reutilização de águas residuárias é que a qualidade da água seja adequada aos usos pretendidos. Em termos de patógenos, usos mais restritivos como irrigação de gramados de acesso público, vegetais que serão ingeridos crus ou mesmo para o uso urbano, requerem um maior grau de tratamento de esgotos que aqueles usos menos exigentes como a produção de pastagens, grãos, flores e outros. Entretanto, cada cultura agrícola tem sua demanda específica por nutrientes e água e, portanto, em termos de fertirrigação, novos conceitos precisam ser incorporados para que se alcance um desempenho otimizado do sistema.

Aspectos Sociais

Reúso de Águas – Uma Atividade Complexa e Multisetorial

O reúso de águas residuárias não é, em nossa sociedade, uma questão bem aceita ou que não demande preocupações do público. As pessoas têm legítimas desconfianças quanto à segurança e os riscos a que

estão submetidas quando são alvos de programas desta natureza. Este é um ponto crítico para qualquer programa de reúso, podendo inclusive inviabilizá-lo, por melhor que seja o desenvolvimento tecnológico que a prática possa demonstrar.

É importante identificar claramente o público alvo do programa e suas expectativas. Algumas alternativas de reúso têm impactos mínimos no público em geral, como a utilização de águas residuárias em torres de refrigeração industriais. Nesses casos, um envolvimento limitado com os empregados e acionistas pode ser suficiente. Por outro lado, alternativas de reúso que interfiram diretamente em uma cadeia produtiva vai requerer novas percepções do público e dos clientes quanto à segurança desta iniciativa.

O melhor caminho para tentar suplantar este obstáculo é buscar o envolvimento e a capacitação dos potenciais usuários, dos clientes, da sociedade organizada, das representações públicas e demais grupos de interesse. De maneira geral, os engenheiros sanitaristas ou ambientais não estão acostumados e mesmo capacitados para fazer este trabalho. Ele requer profissionais especializados no campo social, na pedagogia e na área de marketing e propaganda, de forma a levar ao público em geral o que a engenharia, a tecnologia e a ciência foram capazes de constatar.

Reúso de águas residuárias na agricultura é outro exemplo desta diversidade setorial do tema. Além das implicações sociais já citadas, a área agrônômica possui práticas específicas do setor, desenvolvidas por muitos anos e que não são totalmente conhecidas e dominadas pelo setor de saneamento. Propor o reúso de esgotos tratados para o setor agrícola, que tem suas práticas bem delineadas e desenvolvidas, requer também profissionais especializados desse setor, que possam compreender a oportunidade que é apresentada e utilizá-la, da melhor forma para o aumento da produtividade das culturas agrícolas.

De maneira geral, em que pese o fato de ser possível alcançar um desenvolvimento tecnológico que possibilite a utilização de algumas práticas de reúso de águas residuárias, a real e efetiva utilização dessas práticas representa ainda um grande caminho a percorrer, principalmente aqueles relacionados à aceitação pública e a integração dos diversos setores envolvidos.

Aspectos Tecnológicos e Ambientais

Concepção e Operação dos Sistemas

Os sistemas clássicos de tratamento de esgotos destinam-se, em geral, a produzir efluente para ser descarregado em corpos d'água receptores. Portanto, segundo a Resolução CONAMA 357/2005, devem atender *às condições e padrões de lançamento de efluentes e não ocasionar a ultrapassagem das condições e padrões de qualidade de água estabelecidos para as respectivas classes (do corpo d'água), nas condições da vazão de referência...*. Essa condição imposta pela resolução deve ser atendida, conforme disposto no Artigo 24 da Resolução, para *“efluentes de qualquer fonte poluidora”*.

Assim, a introdução de uma prática de reúso dos efluentes da estação de tratamento não inibe a necessidade de que, caso haja efluentes das unidades ou áreas de reúso, estes estejam enquadrados na referida resolução. Como exemplo, citam-se os efluentes de tanques de piscicultura, despejos de linhas de hidroponia, despejos de torres de refrigeração e outros.

É importante também observar que, enquanto a remoção de matéria orgânica e patógenos até os níveis desejáveis para lançamento tem efeito benéfico ou pouco significativo sobre as culturas, a remoção de nutrientes, ao contrário, retira do efluente constituintes importantes para o reúso agrícola. Portanto, a simples adoção de um sistema completo de tratamento que atenda à Resolução citada não se constitui na solução desejada quando o efluente é voltado para reúso agrícola.

Por outro lado, os mananciais subterrâneos e os corpos d'água superficiais são os receptores finais das águas servidas lançadas sobre o solo, o que torna ainda mais necessário o aprofundamento no conhecimento sobre as interações água, planta, solo no caso do uso agrícola.

Pode-se mesmo afirmar que há ainda um vasto campo para pesquisa, desenvolvimento e aperfeiçoamento de sistemas de tratamento de esgotos sanitários que consigam uma flexibilidade de produzir efluentes para o reúso agrícola e que possam, quando necessário, ser lançados em corpos receptores, atendendo à resolução CONAMA 357.

Esta situação não é tão eventual, uma vez que quando as precipitações atmosféricas superam a demanda de água da cultura e a capacidade de infiltração do solo, os efluentes não poderão ser dispostos na área de irrigação, devendo ser providenciado o tratamento complementar dos efluentes ou o seu armazenamento em tanques ou lagoas, até que atinjam os padrões de lançamento ou possam ser lançados na área de irrigação. É indispensável, portanto, que os sistemas que produzem água para o reúso agrícola sejam concebidos levando-se em consideração as características pluviométricas da região em que é adotado, principalmente no que se refere aos períodos chuvosos.

A Problemática do Lixiviado e a Contaminação do Lençol Freático

A reutilização das águas servidas tratadas na agricultura representa uma significativa fração da demanda potencial para este insumo. Tradicionalmente, um projeto adequado de aplicação precisa levar em consideração os movimentos da água e dos nutrientes entre a aplicação e a saída da área, inclusive via infiltração no solo.

Embora alguns solos se comportem como um eficiente sistema de filtração e de tratamento, retendo a maior parte dos microrganismos patogênicos e partículas insolúveis nos primeiros 2m da superfície, elementos como o nitrato, alguns pesticidas, e outras substâncias solúveis podem atingir o lençol freático, levando à sua contaminação e inviabilizando o uso das águas subterrâneas.

Para o efetivo controle deste risco, é necessário conhecer profundamente as condições químicas e físicas, incluindo a permeabilidade do solo, a altura do lençol freático e definir um programa de irrigação compatível com a demanda hídrica da cultura. O controle deve ser feito através de furos de sondagem, que possibilitem monitorar a qualidade da água do lençol, de forma a identificar eventuais alterações causadas pela aplicação das águas servidas na agricultura.

As Questões da Salinização do Solo

Além dos riscos de contaminação do lençol, as aplicações de águas residuárias em sistemas agrícolas podem gerar impactos, como alterações das propriedades físicas e químicas do solo. A salinização é o principal impacto negativo destas aplicações. Neste contexto também pode ser citado o efeito secundário destes distúrbios na nutrição mineral de plantas cultivadas.

No geral, as águas residuárias utilizadas para irrigação agrícola possuem quantidades de sais, particularmente Na^+ em teores suficientes para causar os citados impactos nos solos. Porém, estes podem ser evitados ou minorados quando suas aplicações são planejadas, monitoradas e avaliadas com base em resultados científicos. Ressalta-se que os diversos tipos de solos que ocorrem no Brasil possuem capacidade de suporte diferenciada para responder a estes impactos, devendo ser conhecidos e avaliados, antes da implantação de projetos de irrigação.

Solos com maior capacidade de suporte destes impactos são os profundos e intemperizados, argilosos e friáveis. Estas propriedades estão relacionadas com a classe dos latossolos, presentes em maior extensão nas regiões brasileiras com média a elevada precipitação pluviométrica anual. Por outro lado, solos com baixa capacidade de suporte à disposição de águas residuárias, estão localizados em regiões brasileiras com baixas precipitações anuais, particularmente na Região Nordeste e também em áreas restritas de outros estados. Nestas regiões alguns solos apresentam teores de sais e Na^+ naturalmente elevados. Estas áreas devem, obviamente ser consideradas restritas para aplicações de águas residuárias.

Solos submetidos a constantes cargas de efluentes com elevados teores de Na^+ poderão sofrer dispersão de suas argilas, diminuição do volume total de poros e diminuição da condutividade hidráulica saturada, aumentando o acúmulo de sais na superfície e subsuperfície do solo.

Os solos naturalmente afetados por sais são classificados quanto ao caráter: (i) *sódico* – saturação por Na^+ ($100\text{Na}^+ / \text{CTC}$) $\geq 15\%$; (ii) *solódico* – saturação por Na^+ ($100\text{Na}^+ / \text{CTC}$) variando de 6% a maior que 15%; (iii) *salino* – quantidade de sais expressa pela condutividade elétrica do extrato de saturação igual ou maior que 4dS m^{-1} e menor que 7dS m^{-1} em qualquer época do ano; e (iv) *sálico* – quantidade de sais expressa pela condutividade elétrica do extrato de saturação igual ou maior que 7dS m^{-1} em qualquer época do ano (EMBRAPA, 1999). Estes são valores de saturação por Na^+ que devem ser observados para avaliações prévias da capacidade de uso e monitoramentos de solos em projetos com disposição de águas residuárias.

Portanto, são imprescindíveis o planejamento e monitoramento dos solos afetados por sais, para evitar ou minorar seus impactos. O monitoramento da presença de sais no solo deve ser realizado pelas medidas de condutividade elétrica, pH, sódio trocável, porcentagem de saturação por sódio (PST) e relação de adsorção de sódio (RAS). Além da avaliação destes atributos também é recomendada a classificação do solo.

Aspectos Econômicos e de Gestão

Os Custos da Flexibilidade e da Localização da ETE e do Centro de Demanda

Os custos de um sistema de tratamento para disposição em cursos d'água estão relacionados à capacidade de diluição e de depuração do corpo, bem como aos usos que esta água tem à jusante. Da mesma forma, os custos de um sistema de reúso de águas servidas estão diretamente relacionado aos fins a que ela se destina. Portanto, a sabedoria do projetista está em contemplar essas duas alternativas sem comprometer a qualidade da água produzida em relação à requerida para ambas alternativas e sem incorrer em aumentos significativos de custos.

Portanto, a justificativa econômica para se fazer um projeto de reúso de águas servidas está na comparação entre o preço da água oriunda do sistema de abastecimento público, o qual é geralmente subsidiado, e os custos que serão adicionados para produção de água para determinados fins, diferente de uma disposição no curso d'água. É claro que, em países com pouca disponibilidade de água, a utilização de águas servidas pode reduzir as pressões por demanda no serviço de abastecimento público e possibilitar o aumento da cobertura de atendimento. Nesses casos, a discussão não é centrada no preço da água e sim na oferta. Entretanto, em locais com razoável disponibilidade de água e altos índices de cobertura, os custos serão um dos fatores mais importantes na decisão.

Diante disso, alguns países como EUA, Canadá, Oriente Médio e Japão já contam com programas de subsídios que permitem incentivar, economicamente, o reúso de águas servidas como forma de reduzir a demanda por água potável para usos que não requerem esta qualidade. Em países em desenvolvimento, com baixa oferta de água potável, o reúso de efluentes em irrigação, tratados ou não, ocorrem geralmente por via

indireta, via canais e rios, sem controle efetivo dos aspectos de saúde ou de regulação pública. Nesses locais, a implementação de um programa adequado de reúso de águas servidas passa necessariamente pela implantação dos sistemas de esgotamento sanitário e tratamento dos esgotos, sem o qual não será possível alcançar a qualidade de água mínima para se pensar em um programa desta natureza.

De maneira geral, quanto maior for a possibilidade de contato das pessoas com a água, melhor deve ser a sua qualidade e, portanto, maiores serão os custos para sua produção.

Além dos custos relacionados à produção da água (tratamento, mão de obra, energia, etc) existem também custos referentes ao transporte desta água para a área de demanda. Estações de tratamento de esgotos localizam-se, geralmente, nas zonas mais baixas do terreno, geralmente próximas aos cursos d'água. Nem sempre as áreas de demanda estão próximas a esses centros produtores de efluentes, requerendo bombeamento e transporte para as áreas de aplicação. Isto requer investimentos em tubulações, reservatórios, bombas e outros. Portanto, salvo nos casos de ausência de oferta de água, um programa de reúso de efluentes passa por um cotejo econômico para avaliar a sua viabilidade. Ninguém vai pagar mais por uma água de qualidade inferior, tendo alternativa para suprir a sua necessidade, como exemplo, poços profundos ou mesmo proveniente do sistema público de abastecimento.

Sistemas Centralizados x Sistemas Descentralizados

Os programas de reúso de água mais antigos são centralizados. Geralmente foram originados a partir de adaptações em estações municipais de tratamento de esgotos, onde foram construídos um sistema paralelo de reserva e distribuição. A viabilidade econômica desta concepção tem se mostrado, na maioria dos casos, negativa, devido à construção de um novo sistema de transporte e distribuição, à necessidade de transportar os esgotos por longas distâncias, aos custos de energia para fazer a recuperação de cota e às exigências de um controle sanitário para evitar que a população faça uso desta água indevidamente no percurso da rede.

Por outro lado, sistemas descentralizados podem ser mais viáveis economicamente quando os usuários da água não são muito difusos, uma vez que a estação de tratamento pode estar mais próxima da zona de

demanda e, portanto, os custos de transporte estariam minimizados. Entretanto, a construção e operação de várias estações de tratamento podem requerer um maior custo, principalmente se não for possível adotar tecnologias menos mecanizadas e sofisticadas.

De qualquer maneira, cada situação deve ser analisada individualmente, pois a solução para uma cidade pode ser diferente para outra que tenha características físicas e de demanda distintas. Portanto, o projetista, ao analisar as alternativas apresentadas para um programa de reúso de águas servidas, precisará avaliar a possibilidade de utilizar um sistema centralizado, a partir da estação de tratamento principal, utilizar um sistema descentralizado, com várias estações de tratamento compactas próximo aos usuários ou mesmo sistemas individuais de reúso. Apenas uma avaliação multicritério, que considere aspectos econômicos, ambientais, de segurança à saúde, e mesmo as resistências da população poderá indicar a melhor alternativa para aquela localidade.

Redução de Custos pela Fertirrigação

Os sistemas de irrigação convencionais são responsáveis pelo consumo de cerca de 70% da água doce utilizada e somente 3% deste volume retorna aos lençóis subterrâneos. Este fato está associado ao conflito pelo uso dos recursos hídricos registrado em várias regiões brasileiras. Neste cenário, o uso de águas residuárias em irrigação representa um abrandamento da pressão sobre o uso e a disponibilidade de água para outros fins, principalmente para o consumo humano. Em regiões semi-áridas estes benefícios serão maximizados.

As vantagens da fertirrigação estão associadas com o fornecimento de água às culturas e com a redução de custos para aplicação de nutrientes, uma vez que apenas as quantidades de nutrientes inferiores às necessidades das culturas deverão ser complementadas com fertilizantes convencionais. Além disso, registra-se o retorno de grande parte dos nutrientes que indiretamente foram exportados do meio rural para o meio urbano, via alimentos primários. Esta ciclagem representa ganhos ambientais e econômicos muito importantes.

Uma outra vantagem que tem sido registrada em áreas irrigadas com águas residuárias é a melhoria da qualidade das propriedades químicas e físicas dos solos ácidos. Além dos íons fertilizantes presentes nestas águas, colóides orgânicos contribuem para a melhoria da fertilidade destes solos, mantendo nutrientes por um tempo maior à disposição das culturas. Isto contribui para aumentar a eficiência dos fertilizantes aplicados, representando real diminuição de custos da produção agrícola, além da melhoria da qualidade dos produtos colhidos.

Planejamento da Irrigação x Reutilização dos Esgotos Tratados

É importante destacar que o reúso de efluentes tratados pode contribuir efetivamente para a conservação dos recursos naturais. Além da diminuição das retiradas de água dos mananciais superficiais e subterrâneos, uma das conseqüências diretas de todas as formas de reúso é a diminuição das cargas poluidoras nos corpos d'água. Aplicações agrícolas, em especial, permitem a reutilização direta dos nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo), além de suprir a demanda hídrica das culturas em locais onde o déficit hídrico constitui em fator limitante à exploração adequada do recurso solo. Portanto, as vantagens desta prática estão diretamente relacionadas ao planejamento adequado e conhecimento das técnicas de uso. O melhor sistema será aquele que possuir flexibilidade suficiente para direcionar o fluxo de efluentes para irrigação ou para despejo no curso d'água, de acordo com as necessidades e legislação.

Conclusão

Em que pesem as possibilidades e vantagens largamente discutidas na literatura sobre o reúso de águas residuárias, sua real aplicação e o sucesso de um programa desta natureza depende de muitos outros fatores, os quais nem sempre são compreendidos e identificados pelo setor de saneamento. Alguns desses fatores foram discutidos neste capítulo e demonstram que um grande caminho institucional, econômico e de aceitação pública precisa ainda ser percorrido. A ciência e a tecnologia já apresentam suas respostas e potencialidades, mas transformar isto em realidade, principalmente em localidades sem grandes problemas de disponibilidade hídrica, ainda poderá levar algum tempo.

Referências Bibliográficas

CONAMA (2005) Resolução 357

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Rio de Janeiro, 1999. p.412.

EPA (1992) Guidelines for Water Reuse, EPA 625/R-92/004

MANCUSO, P.C.S. E SANTOS, H.F. (2003) Reúso de Água. Ed. Manole, São Paulo.

TCHOBANOGLOUS, G., BURTON, F.; STENSEL, D. (2003), Wastewater Engineering, Treatment and Reuse. Metcalf and Eddy - 4a edição. McGraw-Hill. Boston, 2003. p.1044

RIMER, A. (2006). The Perfect Fit. Water Environment and Technology, vol.18, number 5, pp 33-38.