

EFEITOS DA DISPOSIÇÃO DE ESGOTOS NO SOLO

WANDERLEY DA SILVA PAGANINI

Tese de Doutorado apresentada ao
Departamento de Saúde Ambiental da
Faculdade de Saúde Pública da
Universidade de São Paulo para
obtenção do Grau de Doutor.

Área de concentração:
Saúde Ambiental

ORIENTADOR: PROF. DR. PEDRO
CAETANO SANCHES MANCUSO

São Paulo
2001

*À memória de meu pai e
e de minha mãe;*

*À coragem, paciência e grandeza de minha
esposa e de meus três filhos,
meus bens maiores;*

*Aos bons e leais amigos que
Deus colocou no meu caminho.*

Senhor!!!

Quando tiver fome, dai-me alguém que necessite de comida;
quando tiver sede, dai-me alguém que precise de água;
quando sentir frio, dai-me alguém que necessite de calor.

Quando tiver um aborrecimento, dai-me alguém que necessite de consolo;
quando minha cruz parecer pesada, dai-me compartilhar a cruz do outro;
quando me achar pobre, ponha a meu lado alguém necessitado.

Quando não tiver tempo, dai-me alguém que precise de alguns dos meus minutos;
quando sofrer humilhação, dai-me ocasião para elogiar alguém;
quando estiver desanimada, dai-me alguém para lhe dar novo ânimo;

Quando sentir necessidade de compreensão dos outros, dai-me alguém que necessite da minha;
quando sentir necessidade de que cuidem de mim, dai-me alguém que eu tenha de atender;
quando pensar em mim mesma, voltai minha atenção para outra pessoa.

Tornai-nos dignos, Senhor, de servir nossos irmãos que vivem e morrem pobres, com fome no mundo de hoje.

Dai-lhes através de nossas mãos, o pão de cada dia, e dai-lhes graças ao nosso amor compassivo, a paz e a alegria.

MADRE TERESA DE CALCUTÁ

AGRADECIMENTOS ESPECIAIS

Agradeço novamente a Deus, por ter dado saúde a mim e aos meus, permitindo assim, eu concentrar forças e perseverança em mais esta empreitada.

Agradeço à minha esposa Sueli e aos meus filhos Camila, Wanderley e Enzo, que sempre estiveram ao meu lado, com silêncio, lealdade e compreensão nos momentos difíceis, com entusiasmo, companheirismo e descontração nos momentos de alegria.

Agradeço ao meu pai Plínio e à minha mãe Alvarina pelos ensinamentos e pelos conselhos, os quais têm me auxiliado a decidir como proceder nos momentos difíceis, e quanto mais passa o tempo materialmente longe deles, mais verifico como são atuais e válidas as nossas conversas.

Agradeço aos meus irmãos Plínio e Edmundo, com os quais sei que posso contar sempre e incondicionalmente.

AGRADECIMENTOS

A realização desta tarefa somente foi possível pela participação de instituições e pelo trabalho, colaboração e dedicação de uma equipe, sem a qual esta tese não teria passado de uma meta não atingida; assim, agradeço profundamente a:

Prof. Dr. Pedro Caetano Sanches Mancuso, pela paciência, orientação, companheirismo e, acima de tudo, amizade;

Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP, pela colaboração prestada através de meus companheiros de trabalho, desde o funcionário menos graduado, até os Diretores;

Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, pelo suporte financeiro que permitiu a realização das pesquisas que suportaram este trabalho;

Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho – UNESP, Botucatu, Faculdade de Ciências Agrônomicas, na pessoa do Prof. Dr. Leonardo Theodoro Büll, e na pessoa da Profa. Dra. Célia Regina Lopes Zimback, pelas orientações especializadas e pelas análises laboratoriais;

Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz – USP nas pessoas da Profa. Dra. Célia Regina Montes, do Prof. Dr. Adolpho Jose Melfi, e do Prof. Dr. Miguel Cooper, pela colaboração técnica indispensável;

Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, na pessoa do Prof. Dr. Carlos Celso do Amaral e Silva, pelo companheirismo, apoio e dedicação;

Prof^a. Dr^a. Sueli dos Santos Freitas do Instituto Agrônomico de Campinas, pelos auxílios na interpretação dos resultados;

Prof. Dr. Disnei Antonio Gonçalves, pelos cuidados e pelo acompanhamento de experiência em Populina desde 1983;

Unidade de Negócio do Baixo Tietê e Grande da SABESP, pelas análises laboratoriais e pelo apoio estratégico, nas pessoas do Dalua, do Luiz Paulo, do Edmilson e do Paulo;

Posto de Operação da SABESP de Populina, a todos os funcionários, especialmente na pessoa do amigo Decão e do amigo Sr. João Alves dos Santos, pelo

cuidado, pelo carinho, e pelo amor com o qual têm conduzido a operação e a manutenção do sistema de disposição de Populina por todos estes longos 16 anos;

Divisão de Controle Sanitário da Unidade de Negócio Centro da SABESP na Região Metropolitana de São Paulo, especialmente ao Maurício e à Tereza pelas análises laboratoriais;

Melbourne Water Corporation – Austrália, pela oportunidade de aprendizados específicos e detalhados sobre disposição de esgotos e efluentes no solo, úteis até os dias de hoje;

Bem-Gurion University of the Negev – Israel, e The Jacob Blaustein International Center, pela bolsa de estudos que possibilitou a participação em cursos e estágios em Israel;

World Bank, pelos recursos financiados à SABESP, os quais possibilitaram cursos e estágios no exterior;

Eng^a. Silvana Cotrin, pelo companheirismo e auxílio em momentos decisivos;

Especialmente aos companheiros e amigos, Gislene, Inês, Padula, Miriam, Ronaldo, Aléx, Murilo, Elizângela, sem os quais, com certeza, este trabalho não estaria terminado em tempo tão curto, e com tanta alegria.

RESUMO

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

Este trabalho apresenta avaliações quanto aos efeitos causados pela disposição de esgotos domésticos no solo, esgotos estes em estado bruto, somente tendo sofrido gradeamento e desarenamento. Através da revisão da literatura, enfatiza-se aspectos da área de atuação da agronomia, da zootecnia e do saneamento, com vistas a suportar a discussão dos resultados obtidos nas pesquisas e medições realizadas. A avaliação da disposição de esgotos no solo, foi desenvolvida através de uma visão holística, a qual contemplou as interferências no corpo receptor, a montante e a jusante do lançamento dos efluentes da estação, as interferências e os efeitos nos aquíferos subterrâneos, no solo em suas características físicas, químicas e biológicas, na biomassa produzida, e quanto aos aspectos sócio-econômicos que envolveram a população local. O sistema pesquisado foi a estação de tratamento de esgotos de Populina, o qual utiliza o processo de escoamento à superfície, e está implantado, em plenas condições de operação, desde 1984. Na avaliação do desempenho e dos efeitos da aplicação do processo, foram levados em consideração, dados e pesquisas realizadas através dos 16 anos de operação e manutenção do sistema, bem como dados e análises realizadas recentemente em diversas Empresas, Universidades e Laboratórios, os quais participaram ativamente desta tarefa.

PALAVRAS-CHAVE: disposição no solo; tratamento de esgotos; efeitos no solo; efeitos nos lençóis subterrâneos; disposição de efluentes; disposição de esgotos.

SUMMARY

Paganini, W. S. **Effects of the disposal of wastewater on soil**. São Paulo; 2001. [Tese de Doutorado – Faculdade de Saúde Pública da USP].

This paper addresses the assessment of the effects caused by crude wastewater disposal in the soil. Available literature was reviewed, especially some aspects of zootechnic, agronomic and sanitation fields, to support the discussion on research outcomes and measurements conducted. The assessment of wastewater disposal in the soil was made through a holistic approach, which took into consideration the interferences on the brook, both downstream and upstream from the location of the wastewater discharge by wastewater treatment plant, the interference and effects on aquifers, on the chemical, physical and biological characteristics of the soil, the produced biomass and social and economic factors that affected the local population. The evaluated system was the wastewater treatment plant of the city of Populina, São Paulo State, Brazil, which uses the overland flow process that was implemented in its full operation capacity since 1984. The outcomes and effects of the operation under this process were evaluated through the analysis of data and researches over those sixteen years of operation and maintenance of the system, and through data collection and analysis made by a multidisciplinary group with the involvement of companies, institutions and laboratories.

KEY-WORDS: wastewater disposal; land disposal; effects in soil; wastewater treatment; overland flow; effects on groundwater; effluents disposal.

EQUIVALÊNCIA DE UNIDADES

UNIDADES	
%	$(\text{g/kg} = \text{g/dm}^3 = \text{g/L}) \times 10$
ppm	$(\text{mg/kg} = \text{mg/dm}^3 = \text{mg/L}) \times 1$
mEq/100cm ³	$(\text{mmol}/\text{dm}^3) \times 10$
mEq/100g	$(\text{mmol}/\text{kg}) \times 10$
mEq/L	$(\text{mmol}/\text{L}) \times 1$

ÍNDICE

1.	INTRODUÇÃO.....	1
1.1.	Finalidade das estações de tratamento de esgotos.....	1
1.2.	A disposição dos esgotos e efluentes no solo.....	4
1.3.	Potencialidades e limitações da utilização de esgotos sanitários e de efluentes para fins agrícolas.....	7
2.	OBJETIVOS.....	10
2.1.	Objetivo geral.....	10
2.2.	Objetivos específicos.....	10
2.2.1.	Da caracterização dos esgotos.....	10
2.2.2.	Das emissões e do meio ambiente.....	10
2.2.3.	Do solo.....	11
2.2.4.	Do corpo receptor e do lençol freático.....	11
2.2.5.	Da biomassa produzida.....	11
3.	REVISÃO DE LITERATURA.....	12
3.1.	Características dos esgotos.....	12
3.1.1.	Características físicas.....	12
3.1.2.	Características químicas.....	14
3.1.3.	Características biológicas.....	17
3.1.4.	Parâmetros característicos dos esgotos domésticos.....	20
3.2.	Métodos de disposição de esgotos e de efluentes no solo.....	22
3.2.1.	Métodos de disposição dos esgotos no solo.....	22
3.2.2.	Métodos de irrigação.....	22
3.2.2.1.	Irrigação por aspersão.....	24
3.2.2.2.	Irrigação por sulcos e canais.....	26
3.2.2.3.	Irrigação por inundação.....	27
3.2.2.4.	Irrigação por gotejamento.....	28
3.2.3.	Método de infiltração.....	30
3.2.4.	Método de escoamento à superfície.....	32
3.3.	Corpos d'água.....	39

3.3.1.	Aspectos legais.....	39
3.3.2.	Qualidade e uso dos corpos d'água.....	41
3.4.	A disposição de esgotos e de efluentes e seus efeitos no solo.....	43
3.4.1.	O solo.....	43
3.4.2.	Características e propriedades físicas do solo.....	45
3.4.2.1.	Perfil do solo.....	46
3.4.2.2.	Densidade do solo (densidade aparente do solo).....	47
3.4.2.3.	Densidade das partículas (densidade real).....	48
3.4.2.4.	Porosidade – Microporosidade e Macroporosidade.....	50
3.4.2.5.	Granulometria – textura.....	52
3.4.2.6.	Condutividade hidráulica.....	56
3.4.2.7.	Cor.....	58
3.4.2.8.	Estrutura.....	61
3.4.2.9.	Consistência.....	65
3.4.2.10.	Raízes.....	68
3.4.3.	Características e propriedades químicas do solo.....	70
3.4.3.1.	Matéria orgânica.....	70
3.4.3.2.	pH.....	74
3.4.3.3.	Nitrogênio.....	80
3.4.3.4.	Fósforo.....	92
3.4.3.5.	Potássio.....	99
3.4.3.6.	Enxofre.....	103
3.4.3.7.	Cálcio e Magnésio.....	110
3.4.3.8.	Ferro e Manganês.....	115
3.4.3.9.	Capacidade de troca catiônica.....	118
3.4.3.10.	Condutividade elétrica.....	122
3.4.3.11.	Sódio – Salinidade – Relação de adsorção de Sódio (RAS).....	123
3.4.3.12.	Metais pesados.....	137
3.4.4.	Efeitos e alterações biológicas no solo.....	153
3.4.4.1.	Características biológicas dos solos.....	153
3.4.4.2.	Microrganismos e contaminantes biológicos.....	165
3.4.4.3.	Fatores que influenciam a permanência e a movimentação de	171

	microorganismos no solo.....	
3.5.	Aqüíferos subterrâneos.....	183
3.5.1.	Riscos de contaminação biológica.....	183
3.5.2.	Riscos de contaminação química.....	190
3.6.	Biomassa produzida com a disposição de esgotos e efluentes no solo.	193
3.6.1.	Produtividade.....	193
3.6.2.	Acumulação de metais pesados.....	194
3.6.3.	Riscos de contaminação biológica.....	198
3.7.	Influência sócio-econômica.....	208
4.	MATERIAL E MÉTODOS.....	212
4.1.	Planta de tratamento de esgotos.....	213
4.1.1.	Concepção do projeto.....	216
4.1.1.1.	Concepção do sistema.....	216
4.1.1.2.	Parâmetros do projeto.....	217
4.2.	Caracterização dos esgotos.....	223
4.3.	Efeitos avaliados.....	223
4.3.1.	Corpo receptor.....	223
4.3.1.1.	Plano de amostragem e de análises.....	224
4.3.2.	Solo.....	225
4.3.2.1.	Efeitos físicos.....	228
4.3.2.2.	Efeitos químicos.....	229
4.3.2.3.	Efeitos biológicos.....	231
4.3.3.	Lençol freático.....	231
4.3.4.	Biomassa produzida.....	233
	Influência sócio-econômica.....	234
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	235
5.1.	Caracterização dos esgotos tratados.....	235
5.2.	Corpo receptor...	238
5.2.1.	Atendimento à legislação.....	239
5.2.2.	Condições sanitárias e de uso.....	241
5.2.3.	Presença de peixes e vegetação ciliar.....	245

5.3.	Solo.....	248
5.3.1.	Avaliação dos efeitos físicos.....	248
5.3.1.1.	Características e análises físicas do solo.....	248
5.3.1.2.	Análise morfológica.....	259
5.3.2.	Avaliação dos efeitos químicos.....	271
5.3.2.1.	Matéria orgânica.....	273
5.3.2.2.	Nitrogênio.....	275
5.3.2.3.	Fósforo.....	277
5.3.2.4.	Potássio.....	280
5.3.2.5.	Cálcio.....	282
5.3.2.6.	Magnésio.....	284
5.3.2.7.	Enxofre.....	286
5.3.2.8.	pH.....	288
5.3.2.9.	Capacidade de troca catiônica.....	291
5.3.2.10.	Condutividade elétrica.....	293
5.3.2.11.	Relação de adsorção de sódio.....	294
5.3.2.12.	Sódio trocável.....	297
5.3.2.13.	Metais pesados.....	299
5.3.3.	Avaliação dos efeitos biológicos.....	313
5.3.3.1.	Biomassa microbiana.....	316
5.3.3.2.	Liberação de gás carbônico.....	318
5.3.3.3.	Quociente metabólico.....	319
5.3.3.4.	Micorrização arbuscular.....	321
5.3.3.5.	Identificação de grupos microbianos diversos.....	322
5.3.3.6.	Coliformes totais e fecais.....	328
5.3.3.7.	Parasitologia.....	330
5.4.	Lençóis subterrâneos.....	330
5.4.1.	Lençol freático.....	330
5.4.2.	Lençol subterrâneo profundo.....	337
5.5.	Biomassa produzida.....	341
5.5.1.	O vegetal.....	341
5.5.2.	Produtividade.....	346

5.5.2.1.	Matéria seca.....	346
5.5.2.2.	Proteína bruta.....	349
5.5.3.	Acumulação de nutrientes.....	351
5.5.4.	Acumulação de micronutrientes.....	359
5.5.5.	Acumulação de metais pesados.....	368
5.6.	Influência sócio-econômica.....	375
5.6.1.	Questionário – entrevistas específicas.....	375
5.6.2.	Resultados obtidos.....	379
6.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	384
7.	BIBLIOGRAFIA.....	387

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Hidrograma típico.	19
Figura 2	Métodos de aplicação de esgotos no solo.	22
Figura 3	Sistemas de Irrigação.	24
Figura 4	Irrigação por aspersão – alta pressão móvel – Duratex, Botucatu, SP, Brasil.	25
Figura 5	Irrigação por sulcos e canais.	27
Figura 6	Irrigação superficial por gotejamento - S ^{de} Boker - Israel.	29
Figura 7	Irrigação sub-superficial por gotejamento - Haifa - Israel.	30
Figura 8	Infiltração de efluentes de fossa-filtro – Queirós, SP, Brasil.	31
Figura 9	Método de escoamento à superfície.	32
Figura 10	Módulos de escoamento à superfície – Fazenda de Werribee, Austrália.	33
Figura 11	Elementos que atuam no Sistema Solo-Planta na disposição no solo por escoamento à superfície.	34
Figura 12	Representação esquemática da formação e da localização do filme biológico.	35
Figura 13	Profundidade do sistema radicular de uma gramínea – (Estrela da África).	37
Figura 14	Variação da velocidade da fotossíntese em função da temperatura e radiação solar.	39
Figura 15	Triângulo para classificação das classes texturais do solo, adotado pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.	54
Figura 16	Fluxos comparativos do movimento da água de irrigação num barro arenoso e num barro argiloso.	57
Figura 17	Classificação e representação esquemática das estruturas do solo.	62
Figura 18	Decomposição da matéria orgânica no solo.	71
Figura 19	Graus de acidez e alcalinidade encontrados na maioria dos solos agrícolas.	75
Figura 20	A disponibilidade dos elementos no solo em relação às	78

	alterações do pH.	
Figura 21	Efeito do pH na disponibilidade de nutrientes e outros elementos no solo.	79
Figura 22	Ciclo do nitrogênio.	81
Figura 23	Transformações do nitrogênio num sistema de disposição de esgotos no solo.	83
Figura 24	Principais estágios e transformações do nitrogênio num sistema de disposição de esgotos no solo.	84
Figura 25	Ciclo esquemático do fósforo.	93
Figura 26	Concentração de potássio na solução do solo em diferentes profundidades.	101
Figura 27	Distribuição do K^+ trocável ao longo do perfil do solo com a disposição de esgotos resultantes da fabricação de chapas de polpa de madeira.	102
Figura 28	Ciclo simplificado do enxofre.	104
Figura 29	O ciclo do enxofre.	105
Figura 30	Concentração da DBO_5 , de sulfito e do sulfato em relação ao ponto de aplicação dos esgotos (escoamento à superfície).	106
Figura 31	Transformações dos compostos de enxofre pelas sulfobactérias.	108
Figura 32	Distribuição do Ca^{2+} trocável ao longo do perfil do solo, com diferentes quantidades de efluentes aplicados.	112
Figura 33	Distribuição do Mg^{2+} trocável ao longo do perfil do solo, com diferentes quantidades de efluentes aplicados.	113
Figura 34	Representação esquemática da solução do solo adjacente à superfície negativa.	120
Figura 35	Declínio da produtividade em culturas selecionadas devido à irrigação com águas salinas.	127
Figura 36	Faixas de sensibilidade das culturas à salinidade por irrigação convencional.	129
Figura 37	Relação entre a produtividade e a salinidade do solo, medida através da condutividade elétrica do extrato da zona radicular	130

	da planta.	
Figura 38	Declínio da produtividade em relação ao acréscimo da salinidade.	132
Figura 39-A/B	A atmosfera iônica de partículas coloidais. <u>A</u> saturada com íons sódio e <u>B</u> saturada com íons cálcio.	134
Figura 40	Diagrama de sódio em relação ao cálcio mais magnésio.	135
Figura 41	O risco da perda da permeabilidade do solo em relação aos sais das águas de irrigação.	137
Figura 42	Remoção de metais pesados no escoamento à superfície em relação à distância do ponto de aplicação.	149
Figura 43	Concentração de alguns metais pesados em relação à profundidade nos módulos de escoamento à superfície.	150
Figura 44	Acumulação de alguns metais pesados, através dos anos, no sistema de escoamento à superfície.	151
Figura 45	Concentração de alguns metais pesados na cadeia de transferência solo-planta-animais, comparando área irrigada com área não irrigada.	153
Figura 46	Mineralização de resíduos orgânicos em solos. A biomassa microbiana é responsável pela ciclagem de nutrientes, principalmente nitrogênio.	155
Figura 47	Transformações do carbono, comumente denominadas – ciclo do carbono.	157
Figura 48	Tamanho relativo de alguns microrganismos.	172
Figura 49	Concentração de poliovírus em várias profundidades do solo, com duas diferentes taxas de aplicação superficial.	178
Figura 50	Persistência de alguns organismos patogênicos entéricos na água, no esgoto, no solo e em plantações.	183
Figura 51	Taxa de redução para bactérias selecionadas em amostras de água de chuva, estocadas a 10°C, em relação ao tempo de residência.	188
Figura 52	Redução de patogênicos fecais e bactérias indicadoras em zonas não saturadas abaixo de lagoas de estabilização,e	189

	abaixo de campos de disposição de esgotos em Lima, Peru.	
Figura 53	Sobrevivência de <i>Salmonellae</i> e <i>E. coli</i> em hortaliças irrigadas com águas residuárias.	202
Figura 54	Redução de microrganismos em feno produzido com culturas irrigadas com esgoto, em relação ao tempo.	203
Figura 55	Redução de microrganismos em silagem produzida com culturas irrigadas com esgoto, em relação ao tempo.	203
Figura 56	Níveis de contaminação de hortaliças irrigadas com efluentes de lagoas de estabilização.	205
Figura 57	Níveis de contaminação em relação à utilização ou não de irrigação de legumes e verduras com esgotos brutos em Jerusalém - Israel.	207
Figura 58	Localização do município de Populina no Estado de São Paulo.	212
Figura 59	Croqui da estação de tratamento de esgoto de Populina.	214
Figura 60	Vista geral da estação de tratamento de esgotos de Populina.	215
Figura 61	Detalhes do sistema de gradeamento e caixa de areia. Pré-tratamento da planta de tratamento de Populina.	217
Figura 62	Mostra efeitos de declividade elevada, fluxos preferenciais, zonas mortas e declividades transversais nos módulos I e II.	219
Figura 63	Localização dos pontos de coleta das amostras do solo e do vegetal.	226
Figura 64	Localização do ponto testemunha (P0) em relação aos módulos de tratamento.	227
Figura 65	Localização das trincheiras dos pontos de controle de P1 a P6 no módulo I.	227
Figura 66	Detalhe das trincheiras abertas para coleta de amostras no módulo I.	228
Figura 67	Croqui de localização dos pontos de amostragem para verificação do atendimento à legislação.	239
Figura 68	Pontos de coleta de amostras para verificação das condições sanitárias e de uso do corpo receptor.	242

Figura 69	Animal bebendo água Córrego Vista Alegre, 300 metros a jusante do ponto de lançamento dos efluentes do tratamento.	244
Figura 70	Aspecto geral da vegetação ciliar do Córrego Vista Alegre, a jusante do lançamento dos efluentes, em foto de 1988.	247
Figura 71	Aspecto da vegetação ciliar do Córrego Vista Alegre, a jusante do lançamento dos efluentes, em foto de 2001, mostrando a presença de árvores em abundância.	248
Figura 72	Detalhe da coleta de amostras com anéis volumétricos.	249
Figura 73	Detalhe da coleta de amostras indeformadas para confecção de lâminas delgadas dentro do módulo de disposição IV.	250
Figura 74	Detalhe da abertura de trincheira para instalação de infiltrômetro multidisco.	251
Figura 75	Infiltrômetro multidisco instalado para medição da condutividade hidráulica.	252
Figura 76	Resultados das análises granulométricas dos quatro perfis estudados.	254
Figura 77	Resultado das análises de densidade do solo, densidade de partículas e porosidade dos perfis estudados.	255
Figura 78	Condutividade hidráulica do perfil P7 e da superfície do perfil P12.	257
Figura 79	Perfil do ponto testemunha, fora do módulo de tratamento – P0.	260
Figura 80	Perfil do ponto P7, no lançamento dos esgotos no módulo IV.	261
Figura 81	Perfil do ponto P8, a 10 metros do lançamento dos esgotos no módulo IV.	263
Figura 82	Perfil do ponto P9, a 20 metros do lançamento do esgotos no módulo IV.	264
Figura 83	Perfil do ponto P10, a 30 metros do lançamento dos esgotos no módulo IV.	266
Figura 84	Perfil do ponto P-11, a 50 metros do lançamento dos esgotos no módulo IV.	267
Figura 85	Perfil do ponto P12, a 70 metros do lançamento dos esgotos,	269

	no final do módulo IV.	
Figura 86	Detalhes esquemáticos dos horizontes dos perfis – P0, e de P7 a P12.	270
Figura 87	Detalhe do início das coletas das amostras nas trincheiras para as análises químicas do solo.	272
Figura 88	Detalhe de uma trincheira com amostras já coletadas para análises químicas do solo, nas diferentes profundidades.	273
Figura 89-A	Redução da quantidade de matéria orgânica em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	274
Figura 89-B	Redução da quantidade de matéria orgânica em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.	275
Figura 90-A	Redução da quantidade de nitrogênio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	276
Figura 90-B	Redução da quantidade de nitrogênio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.	277
Figura 91-A	Redução da quantidade de fósforo em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	279
Figura 91-B	Redução da quantidade de fósforo em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.	279
Figura 92-A	Redução da quantidade de potássio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	281
Figura 92-B	Redução da quantidade de potássio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.	282
Figura 93-A	Redução da quantidade de cálcio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	283
Figura 93-B	Redução da quantidade de cálcio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.	284
Figura 94-A	Redução da quantidade de magnésio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	285
Figura 94-B	Redução da quantidade de magnésio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.	286
Figura 95-A	Redução da quantidade de enxofre em relação ao ponto de	287

	lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	
Figura 95-B	Redução da quantidade de enxofre em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.	288
Figura 96-A	Evolução dos valores do pH em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	290
Figura 96-B	Evolução dos valores do pH em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.	290
Figura 97-A	Evolução dos valores da CTC em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	292
Figura 97-B	Evolução dos valores da CTC em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.	292
Figura 98-A	Evolução dos valores da CE em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	294
Figura 98-B	Evolução dos valores da CE em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.	294
Figura 99-A	Evolução dos valores de RAS em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	296
Figura 99-B	Evolução dos valores de RAS em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.	297
Figura 100-A	Evolução das concentrações de sódio trocável em relação ao ponto de lançamento e à profundidade no módulo I.	298
Figura 100-B	Evolução das concentrações de sódio trocável em relação ao ponto de lançamento e à profundidade no módulo IV.	299
Figura 101	Redução das concentrações de boro em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	301
Figura 102	Redução das concentrações de cobre em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	302
Figura 103	Redução das concentrações de ferro em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	303
Figura 104	Redução das concentrações de manganês em relação ao	304

	ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	
Figura 105	Redução das concentrações de zinco em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	305
Figura 106	Redução das concentrações de alumínio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	306
Figura 107	Redução das concentrações de cádmio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	307
Figura 108	Redução das concentrações de cromo em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	308
Figura 109	Redução das concentrações de mercúrio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	309
Figura 110	Redução das concentrações de molibdênio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	310
Figura 111	Redução das concentrações de níquel em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	311
Figura 112	Redução das concentrações de chumbo em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	312
Figura 113	Retirada de amostras na superfície dos pontos de controle e testemunha.	313
Figura 114	Coleta de amostras nos pontos de controle.	314
Figura 115	Coleta de amostras no ponto testemunha.	314
Figura 116	Perfil coletado nas 9 profundidades para análises de colimetria.	315
Figura 117	Perfil iniciando a coleta de amostras para análises de parasitologia.	316
Figura 118	Redução da quantidade da biomassa microbiana em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.	317
Figura 119	Redução da quantidade de gás carbônico liberado em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.	319
Figura 120	Evolução do quociente metabólico em relação aos pontos de	320

	lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.	
Figura 121	Evolução da quantidade de bactérias em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.	325
Figura 122	Evolução da quantidade de fungos em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.	326
Figura 123	Evolução da quantidade de bactérias amonificantes em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.	327
Figura 124	Evolução da quantidade de organismos nitratores em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.	327
Figura 125	Evolução da quantidade de organismos nitritadores em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.	328
Figura 126	Localização dos pontos de coleta de amostras para o monitoramento do lençol freático.	331
Figura 127	Detalhe da abertura de “poço” para monitoramento do lençol freático a montante da planta de tratamento.	332
Figura 128	Localização do ponto testemunha de monitoramento do lençol freático, 100 metros a montante da estação de tratamento.	332
Figura 129	Localização dos pontos de monitoramento do lençol freático a jusante dos módulos I e IV.	333
Figura 130	Localização dos pontos de monitoramento do lençol freático a jusante da planta de tratamento.	334
Figura 131	Localização do poço profundo PPS-3 em relação à planta de tratamento.	338
Figura 132	Detalhes das instalações do PPS-3 de Populina.	338
Figura 133	Apresenta detalhes da invasão de outras espécies na cobertura vegetal dos módulos de disposição.	342
Figura 134	Mostra o surgimento, em 1995, da gramínea <i>Panicum maximum</i> (Colonião sempre verde) de forma natural nos	343

	módulos de disposição.	
Figura 135	Mostra invasão agressiva de espécie pela parte esquerda do módulo.	344
Figura 136	Detalhe de invasão de Capim arroz, Tiririca e Capim pé de galinha.	345
Figura 137	Detalhes da invasão de Caruru, Capim arroz e Tiririca.	345
Figura 138	Evolução de produção da matéria seca em relação ao ponto de lançamento dos esgotos no módulo I.	348
Figura 139	Operação de corte da biomassa produzida, efetuado mecanicamente.	348
Figura 140	Aspectos do corte e da colheita da biomassa produzida.	349
Figura 141	Evolução da produção de proteína bruta (% e Ton./ha) em relação ao ponto de lançamento dos esgotos no módulo I.	350
Figura 142-A	Evolução das concentrações de nitrogênio, nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.	353
Figura 142-B	Evolução das concentrações de nitrogênio, nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.	353
Figura 143-A	Evolução das concentrações de fósforo nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.	354
Figura 143-B	Evolução das concentrações de fósforo nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.	354
Figura 144-A	Evolução das concentrações de potássio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.	355
Figura 144-B	Evolução das concentrações de potássio nas parcelas dos vegetais em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.	355
Figura 145-A	Evolução das concentrações de enxofre nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.	356

Figura 145-B	Evolução das concentrações de enxofre nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.	356
Figura 146-A	Evolução das concentrações de cálcio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.	357
Figura 146-B	Evolução das concentrações de cálcio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.	357
Figura 147-A	Evolução das concentrações de magnésio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.	358
Figura 147-B	Evolução das concentrações de magnésio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.	358
Figura 148-A	Evolução das concentrações de sódio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.	359
Figura 148-B	Evolução das concentrações de sódio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.	359
Figura 149-A	Evolução das concentrações de boro nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.	362
Figura 149-B	Evolução das concentrações de boro nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.	362
Figura 150-A	Evolução das concentrações de cobre nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.	363
Figura 150-B	Evolução das concentrações de cobre nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.	363
Figura 151-A	Evolução das concentrações de ferro nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.	364
Figura 151-B	Evolução das concentrações de ferro nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo	364

	IV.	
Figura 152-A	Evolução das concentrações de manganês nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.	365
Figura 152-B	Evolução das concentrações de manganês nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.	365
Figura 153-A	Evolução das concentrações de zinco nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.	366
Figura 153-B	Evolução das concentrações de zinco nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.	366
Figura 154-A	Evolução das concentrações de molibdênio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.	367
Figura 154-B	Evolução das concentrações de molibdênio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.	367
Figura 155-A	Evolução das concentrações de chumbo nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.	370
Figura 155-B	Evolução das concentrações de chumbo nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.	370
Figura 156-A	Evolução das concentrações de alumínio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.	371
Figura 156-B	Evolução das concentrações de alumínio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.	371
Figura 157-A	Evolução das concentrações de mercúrio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.	372
Figura 157-B	Evolução das concentrações de mercúrio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.	372
Figura 158-A	Evolução das concentrações de cádmio nas parcelas dos	373

	vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.	
Figura 158-B	Evolução das concentrações de cádmio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.	373
Figura 159-A	Evolução das concentrações de níquel nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.	374
Figura 159-B	Evolução das concentrações de níquel nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.	374
Figura 160	Universo pesquisado.	379
Figura 161	Utilização do lençol, córrego ou biomassa e distância da residência.	380
Figura 162	Características das propriedades rurais.	380
Figura 163	Tipos de Utilização próximo à ETE.	381
Figura 164	Formas de utilização do córrego.	381

LISTA DE QUADROS

Quadro 1	Características típicas de sólidos no esgoto bruto (mg/L).	13
Quadro 2	Valores típicos de parâmetros de carga orgânica (mg/L) no esgoto.	16
Quadro 3	Características dos esgotos domésticos sem tratamento.	21
Quadro 4	Padrões de qualidade de águas para irrigação (Resolução CONAMA 20/86).	43
Quadro 5	Escala internacional de classificação das frações granulométricas do solo.	53
Quadro 6	Classificação da estrutura do solo.	63
Quadro 7	Valores típicos de nitrogênio nos esgotos domésticos (mg/L).	82
Quadro 8	Nitrogênio assimilado por diversas culturas (kg/ha/ano).	89
Quadro 9	Fósforo assimilado por diversas culturas (kg/ha/ano).	97
Quadro 10	Concentração de fósforo em relação à profundidade (mEq/100g).	98
Quadro 11	Classes de salinidade para águas de irrigação.	125
Quadro 12	Classificação de culturas em relação à tolerância aos sais.	131
Quadro 13	Evolução da condutividade elétrica com a profundidade.	133
Quadro 14	Valores de Cax para cálculo da adjRNa.	136
Quadro 15	Eficiência na remoção de alguns metais pesados com diferentes taxas de aplicação superficial.	139
Quadro 16	O efeito da adição de níquel e do pH do solo na produtividade da aveia e da mostarda.	143
Quadro 17	Eficiência do escoamento à superfície da Fazenda de Werribee - Austrália em relação a alguns metais pesados.	148
Quadro 18	Concentração de metais pesados no solo, nas plantas e nos tecidos dos animais, em mg/kg.	152
Quadro 19	Fatores que influenciam na sobrevivência de vírus e bactérias nos solos.	180
Quadro 20	Fatores que influenciam na movimentação dos vírus no solo.	181
Quadro 21	Tempo de sobrevivência de alguns microrganismos no solo.	182
Quadro 22	Deslocamento de bactérias na zona saturada (incluindo o	185

deslocamento através da zona não saturada).

Quadro 23	Mecanismos de remoção/retenção de metais pesados no solo.	191
Quadro 24	Acumulação de metais pesados em vegetais irrigados com esgotos, comparados com vegetais em áreas testemunhas.	197
Quadro 25	Concentração foliar de metais pesados em duas gramíneas e uma leguminosa, em diferentes aplicações.	198
Quadro 26	Sobrevivência de patogênicos e coliformes totais em culturas agrícolas.	201
Quadro 27	Presença de poliovírus em vegetais irrigados com água em diferentes concentrações.	204
Quadro 28	Número de ovos de <i>Ascaris lumbricoides</i> por planta de alface após 5 dias de irrigação, em diversos níveis de tratamento.	206
Quadro 29	Comparação das taxas de aplicação em diferentes momentos da estação de tratamento de esgotos de Populina.	221
Quadro 30	Comparação das taxas de aplicação superficial em diferentes momentos da estação de tratamento de esgotos de Populina.	222
Quadro 31	Resultados comparativos quanto ao atendimento à legislação de amostras coletadas, a montante e a jusante do ponto de lançamento dos efluentes.	240
Quadro 32	Resultados da avaliação, a montante e a jusante, das condições sanitárias e de uso do corpo receptor.	243
Quadro 33	Espécies de peixes encontradas a montante e a jusante do ponto de lançamento dos efluentes do tratamento.	245
Quadro 34	Quantidade de matéria orgânica em relação aos pontos de lançamento dos esgotos e à profundidade nos módulos I e IV.	274
Quadro 35	Quantidade de nitrogênio em relação aos pontos de lançamento dos esgotos e à profundidade nos módulos I e IV.	276
Quadro 36	Quantidade de fósforo em relação aos pontos de lançamento dos esgotos e à profundidade nos módulos I e IV.	278
Quadro 37	Quantidade de potássio em relação aos pontos de lançamento dos esgotos e à profundidade nos módulos I e IV.	281
Quadro 38	Quantidade de cálcio em relação aos pontos de lançamento dos	283

	esgotos e à profundidade nos módulos I e IV.	
Quadro 39	Quantidade de magnésio em relação aos pontos de lançamento dos esgotos e à profundidade nos módulos I e IV.	285
Quadro 40	Quantidade de enxofre em relação aos pontos de lançamentos de esgotos e à profundidade nos módulos I e IV.	287
Quadro 41	Valores de pH em relação aos pontos de lançamento dos esgotos e à profundidade nos módulos I e IV.	289
Quadro 42	Valores de capacidade de troca catiônica (CTC) em relação aos pontos de lançamento dos esgotos e à profundidade nos módulos I e IV.	291
Quadro 43	Valores de Condutividade Elétrica (CE) em relação aos pontos de lançamento dos esgotos e à profundidade nos módulos I e IV.	293
Quadro 44	Valores de RAS em relação aos pontos de lançamento de esgotos e às profundidades nos módulos I e IV.	296
Quadro 45	Valores de sódio trocável em relação aos pontos de lançamento e à profundidade nos módulos I e IV.	298
Quadro 46	Concentrações de boro em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	301
Quadro 47	Concentrações de cobre em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	302
Quadro 48	Concentrações de ferro em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	303
Quadro 49	Concentrações de manganês em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	304
Quadro 50	Concentrações de zinco em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	305
Quadro 51	Concentrações de alumínio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	306
Quadro 52	Concentrações de cádmio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	307
Quadro 53	Concentrações de cromo em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	308

Quadro 54	Concentrações de mercúrio relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	309
Quadro 55	Concentrações de molibdênio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	310
Quadro 56	Concentrações de níquel em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	311
Quadro 57	Concentrações de chumbo em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.	312
Quadro 58	Quantidade da biomassa microbiana encontrada em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.	317
Quadro 59	Quantidade de gás carbônico liberado em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.	318
Quadro 60	Valores de quocientes metabólicos em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.	320
Quadro 61	Valores do percentual de colonização em raízes, em relação ao ponto de lançamento dos esgotos no módulo IV.	322
Quadro 62	Valores do número de esporos em relação ao ponto de lançamento dos esgotos no módulo IV.	322
Quadro 63	Identificação e quantificação de grupos microbianos diversos, em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.	324
Quadro 64	Presença e quantidade de coliformes totais e fecais em relação aos pontos de lançamento dos esgotos e à profundidade nos módulos I e IV.	329
Quadro 65	Comparação dos resultados obtidos nas análises realizadas com amostras coletadas nos cinco pontos de monitoramento do lençol freático.	335 336
Quadro 66	Resultado das análises realizadas com as águas do poço profundo PPS-3 de Populina, localizado a 150 metros a montante da estação de tratamento de esgotos.	340 341
Quadro 67	Produção da matéria seca em relação ao ponto de lançamento dos esgotos no módulo I.	347

Quadro 68	Quantidade de proteína bruta em relação ao ponto de lançamento dos esgotos no módulo I.	350
Quadro 69	Concentrações de nutrientes e de sódio nos vegetais das parcelas colhidas no ponto testemunha e nos pontos de controle, em relação aos lançamentos dos esgotos nos módulos I e IV.	352
Quadro 70	Concentrações de micronutrientes nos vegetais das parcelas colhidas no ponto testemunha e nos pontos de controle, em relação aos lançamentos dos esgotos nos módulos I e IV.	361
Quadro 71	Concentrações de metais pesados nos vegetais das parcelas colhidas no ponto testemunha e nos pontos de controle, em relação aos lançamentos dos esgotos nos módulos I e IV.	369

1. INTRODUÇÃO

1.1. Finalidade das estações de tratamento de esgotos:

No ano 2000 estimou-se, com segurança, que apenas 10% da população brasileira urbana tem seus esgotos tratados. Os baixos níveis de atendimento, no Brasil, com serviços de saneamento básico, sobretudo coleta e tratamento de esgotos sanitários, devem-se, principalmente, a problemas de ordem política e econômica; não há, exatamente, empecilhos tecnológicos. No tocante ao tratamento de esgotos, sempre houve a opção preferencial de atuação nos grandes centros urbanos com tecnologia geralmente importada que, em muitos casos, não existiria necessidade de utilizar, podendo adotar-se tecnologia adaptada às condições brasileiras, sem gerar dependência tecnológica²⁹.

A finalidade maior das estações de tratamento de esgotos é a de que elas venham a representar reais barreiras sanitárias na proteção do meio ambiente, e na manutenção dos recursos naturais, os quais são finitos. Estas barreiras devem ser perenes e eficientes ao longo da sua vida. Entretanto, existem plantas de tratamento concebidas, que são barreiras sanitárias por um determinado período, pois acabam por ter a função de “armazenar” os elementos poluentes, como se fossem depósitos e, quando sua capacidade ou vida útil esgota-se, lá estão os problemas, desta feita acumulados e potencializados. Assim, é de suma importância, que as estações de tratamento sejam concebidas de maneira perfeitamente inserida no ecossistema em que foram locadas, dando destinos definitivos tanto à fase sólida como à fase líquida dos esgotos, de forma que as leis da natureza não sejam agredidas em tempo algum, e que a planta de tratamento venha a ser parte integrante do ambiente em que foi construída.

A figura da barreira sanitária enseja algo que possa representar solução definitiva, eficiente e eficaz, e não um equipamento que transforme, transponha ou acumule elementos poluidores, de maneira irreversível, ao longo do tempo. Assim, é que este trabalho propõe-se a averiguar os efeitos de 16 anos de disposição de esgotos brutos no solo, numa mesma área, procurando verificar se este sistema de tratamento foi, verdadeiramente, uma barreira sanitária inserida no ecossistema local,

ou uma área de armazenamento de poluentes de forma irreversível, ou de forma remediável.

A urbanização levou à implantação dos sistemas públicos de coleta, ampliando-se a disposição dos esgotos nos corpos d'água, permanecendo ausente qualquer preocupação maior com o lançamento "in natura" e o processo natural de autodepuração dos corpos receptores. A deterioração ambiental provocada por esta prática fez com que as atenções se voltassem para a depuração e a disposição dos esgotos.

Durante longo período, a única forma efetiva de lançamento e depuração controlada dos esgotos permaneceu sendo a de sua disposição no solo, inclusive com finalidades agrícolas. Posteriormente, com a aceleração do processo de urbanização, uma série de fatores conjugaram-se para levar ao desenvolvimento de processos de tratamento mais compactos. A tecnologia que desenvolveu-se, a princípio orientou-se, fundamentalmente, para a construção das estações de tratamento de esgotos denominadas convencionais secundárias, caracterizadas pela utilização intensiva de edificações e equipamentos, nelas processando-se a depuração dos esgotos por processos biológicos, sendo os efluentes resultantes do tratamento lançados nas águas superficiais, e o lodo removido, quando muito, empregado como material para aterro sanitário. A experiência demonstrou a insuficiência desta tecnologia em resolver os problemas para os quais havia sido criada, pois os efluentes resultantes deste tratamento contêm, ainda, elementos, especialmente os nutrientes que poluem os corpos d'água em que são lançados.

Os esforços desenvolvidos para promover a remoção dos nutrientes, mediante a utilização de processos ainda mais sofisticados, com a construção de estações de tratamento denominadas convencionais terciárias, revelaram que os custos envolvidos crescem exponencialmente com a eficiência obtida nos tratamentos, não tendo sido demonstrada a completa confiabilidade técnica das operações propostas. Além disso, perdura o paradoxo de considerar-se os nutrientes contidos nos esgotos como um rejeito, enquanto ampliam-se as extensões de terras áridas e agrava-se a escassez mundial de fertilizantes. Constatações como estas, estão conjugando-se para conduzir a tecnologia de polimento, deposição final e até de tratamento, retomando-se a idéia de dispor os esgotos no solo, tanto para remoção de cargas poluidoras,

como para a fertilização das terras. De uma só vez, consegue-se a eficiência pretendida pelos tratamentos convencionais terciários, a custos bem mais reduzidos, a utilização de nutrientes contidos nos esgotos como fertilizantes e o aumento das disponibilidades de reuso das águas.

Desse modo, dever-se-á, tanto quanto possível, evitar o caminho percorrido por outras nações, nas quais a utilização intensiva e quase que exclusiva das estações convencionais e da disposição dos efluentes nas águas superficiais revelou-se insuficiente e ineficaz. No entanto, a aplicação das técnicas de disposição no solo não é uma contraposição absoluta às estações convencionais, pois existem fatores limitantes de utilização do método, que tornam-no inaplicável em determinadas regiões ou cidades^{29,112}.

Ao entender o solo com um elemento depurador, e o sistema solo-planta como um reator renovável, reator este regido pela natureza, pode-se entender também, neste contexto, os esgotos e os efluentes de estações de tratamento como fontes de energia, e não como um problema ambiental.

Na verdade, o que faz-se nos tratamentos convencionais de esgotos é dissipar a energia contida nos mesmos, mineralizando a matéria orgânica e lançando-se os macro e micronutrientes nos corpos receptores. No tratamento ou no reuso por disposição no solo, esta energia é canalizada e utilizada para a produção de alimentos, recarga de aquíferos, irrigação de parques e áreas de lazer, etc.

A necessidade e a importância do desenvolvimento do processo de aceitação cultural, quanto à disposição ou reuso dos esgotos, não deve, em absoluto, ofuscar ou relegar a um segundo plano os cuidados com a segurança das condições sanitárias, pois um tratamento de esgotos ou uma reutilização de efluentes deve representar uma barreira sanitária, e não uma fonte de disseminação de agentes contaminantes.

Assim a disposição de esgotos no solo e o reuso apresentam-se como uma boa alternativa de postergar grandes investimentos, produzir e proteger o meio ambiente, desde que, entendido o sistema como um reator renovável, seja mantido em equilíbrio, principalmente com a natureza, para que não venha a ser condenado à exaustão ou à indigestão deixando, desta forma, de cumprir as funções para as quais foi concebido.

A prática tem demonstrado que as concepções mais felizes têm sido aquelas que propiciam o consórcio de processos de tratamento, ou seja, a combinação que busque associar ou combinar processos de maneira a poder maximizar os pontos favoráveis, e minimizar os pontos fracos de cada um, tendo como resultado um sistema de tratamento de bom desempenho econômico, ambiental e de operação/manutenção.

Em decorrência das várias opções e dos inúmeros condicionantes, são muitas as variáveis determinantes a serem consideradas na escolha de alternativas tecnológicas para tratamento dos esgotos sanitários. Devem ser analisadas, avaliadas e comparadas, no mínimo: a eficiência na remoção de sólidos, matéria orgânica, microrganismos patogênicos e nutrientes eutrofizantes; a capacidade de absorver as variações qualitativas e quantitativas do afluente; a capacidade do sistema de restabelecer-se de perturbações funcionais e a estabilidade do efluente; os riscos de maus odores e de proliferação de insetos; a facilidade de modulação e expansão; a complexidade construtiva; as facilidades e dificuldades para operação e manutenção; o potencial produtivo e os benefícios econômicos diretos e indiretos, inclusive o retorno social; e os custos diretos na implantação, operação e manutenção²⁹.

1.2. A disposição de esgotos e efluentes no solo:

Embora existam referências à utilização da disposição de esgotos no solo em épocas muito remotas, como é o caso da irrigação com esgotos executada em Atenas, antes da era Cristã, o que influenciou de forma tecnicamente correta a utilização controlada de esgotos para fins agrícolas, foram iniciativas havidas na Inglaterra por volta de 1850, quando buscou-se a despoluição do Rio Thames, implantando-se o sistema separador absoluto, direcionando as águas de chuva para os cursos d'água e os esgotos para as “fazendas de esgotos” sendo, inclusive criado, na época, por Sir Edwin Chadwick, um *slogan* que procurou retratar a segurança na decisão e a importância da concepção adotada: “as chuvas para o rio e os esgotos para o solo”. É óbvio que isto não pode ser tomado como uma regra generalizada para os dias de hoje, dadas as complexidades que envolvem os centros urbanos e suas diversidades.

O fato é que, na época, a técnica foi disseminada rapidamente pela Europa e Estados Unidos^{110,117}.

Até fins do século XIX e início do século XX, esta foi a forma mais praticada e bem sucedida de tratamento e disposição de esgotos resultantes da atividade urbana. Datam desta época exemplos destes sistemas de tratamento que atingiram nossos dias e que continuam a prestar excelentes serviços a metrópoles do porte de Berlim, México e Melbourne, entre outras.

Foram, possivelmente, o crescimento do volume de esgotos a serem tratados e a valorização das terras próximas aos centros urbanos em processo de rápida expansão, juntamente com alguns insucessos causados pelo descaso com a operação e manutenção de sistemas de tratamento por disposição no solo, que justificaram a procura de outros processos de tratamento mais compactos, implantáveis em áreas menores. Estes sistemas, embora rudimentares e pouco eficientes para os padrões atuais, apresentavam-se, então, como capazes de depurar suficientemente os esgotos, além de propiciar a fertirrigação com o aumento da produtividade agrícola. A liberação de terras, que de outra forma seriam destinadas ao tratamento e disposição dos esgotos, deve ter-se afigurado, à época e até recentemente, como benefício suficiente para compensar os custos de um tratamento que passava a exigir construções e equipamentos de complexidade crescente e operação cada vez mais sofisticada, inclusive, em alguns casos, decretando a dependência tecnológica por não existir o domínio completo da tecnologia aplicada e, óbvio, ainda não se identificavam, de forma contundente, as vantagens e as necessidades do reuso na agricultura^{63,105,112}.

A aplicação de esgotos e efluentes no solo é uma forma efetiva de controle da poluição e uma alternativa viável para aumentar a disponibilidade hídrica, em regiões áridas e semi-áridas. Os maiores benefícios desta tecnologia de reuso, são os associados aos aspectos econômicos, ambientais e de saúde pública.

Durante as duas últimas décadas, o uso de esgotos para irrigação ou recuperação de solos aumentou significativamente, devido a fatores como os abaixo citados:

- dificuldade crescente de identificar fontes alternativas de água para irrigação em algumas regiões;

- custo elevado de fertilizantes;
- a segurança de que os riscos de saúde pública e os impactos sobre o solo são mínimos, se as precauções e as técnicas adequadas são efetivamente utilizadas;
- os custos elevados dos sistemas de tratamento, necessários para possibilitar a descarga de efluentes em corpos receptores;
- o início da aceitação sócio-cultural da prática de reuso agrícola; e
- o reconhecimento, pelos órgãos gestores de recursos hídricos, do valor intrínseco da prática⁸².

Atualmente a disposição dos esgotos domésticos e industriais no solo tem-se apresentado como uma importante alternativa de tratamento e reuso, seja com a função de “polimento” de efluentes (pós-tratamento), seja pela necessidade de reciclagem de recursos cada vez mais escassos, ou pela possibilidade de obtenção de sub-produtos como alimentação animal ou carvão, seja pela importância da recarga do lençol freático e subterrâneo, ou pela adequação da qualidade da massa líquida antes que venha a atingir os corpos receptores de características incompatíveis com os respectivos efluentes^{105,117}.

No Brasil, as atividades de fertirrigação têm-se multiplicado, mais acentuadamente no caso da iniciativa privada, com esgotos ou efluentes de tratamento resultantes de suas atividades industriais, do que as companhias de saneamento ou serviços autônomos, com os esgotos ou efluentes dos tratamentos dos esgotos domésticos, até pela dificuldade destes em entenderem a questão dos esgotos como uma oportunidade de negócio e, não somente, como algo que tem de ser tratado e disposto no meio ambiente, ou seja, algo que precisa ter a sua energia dissipada. Entretanto, em ambos os casos, as iniciativas são ainda muito tímidas, se comparadas com o enorme potencial das terras disponíveis para as atividades agrícolas do país.

Intimamente ligada à questão cultural, está a liberação de áreas para a implantação dos sistemas, não somente pelo custo das mesmas, como também pela resistência das pessoas em ter como vizinho um tratamento de esgotos. Buscando modificar esta situação e aprendendo com exemplos de outros países como a Austrália e Israel, pode-se recomendar a busca de parcerias com a comunidade já na fase de planejamento e locação da planta, acelerando o processo de aceitação cultural

e fazendo a disposição dos esgotos ou dos efluentes nas áreas dos produtores rurais, sem adquirí-las, mostrando as vantagens sanitárias e o aumento da produtividade que, em alguns casos, chega a ser de três a quatro vezes maior que em uma propriedade tradicional, isto sem custos adicionais de adubação química, além de promover a conservação do solo de forma natural.

1.3. Potencialidades e limitações da utilização de esgotos sanitários e de efluentes para fins agrícolas:

Para que obtenha-se sucesso perene e seguro com a utilização de esgotos e efluentes nas atividades agrícolas, é de suma importância que, quando da concepção dos sistemas, três perguntas sejam respondidas de forma completa:

- Quais os objetivos da disposição no solo a ser concebida?
- Quais as características dos esgotos ou do efluente a ser utilizado?
- Quais as condições e as características de solo, clima e localização geográfica da planta?

Respondendo-se a contento estas perguntas, e as respostas indicando condições positivas e controladas, estará sendo concebido um sistema com objetivos claros e que, se operado e mantido de forma correta, maximizará as potencialidades, considerando as limitações do sistema de maneira eficiente, eficaz e segura sanitariamente.

Quando pretende-se sistemas para tratamento de esgotos sanitários e polimento de efluentes eficientes na remoção de microrganismos patogênicos e de nutrientes eutrofizantes, lagoas de estabilização e disposição no solo são as opções mais adequadas à realidade brasileira, desde que disponha-se de área para tal. Muito embora as lagoas tenham limitações quanto aos nutrientes eutrofizantes, pois recebem a DBO “morta” trazida pelos esgotos e a transformam em DBO “viva”, que são as algas, ao lançá-las pelos seus efluentes em corpos d’água que não tenham condições de mantê-las vivas, poderão morrer e transformar-se em DBO “morta” novamente, dando início à digestão anaeróbia e, por conseguinte, à liberação posterior de nutrientes eutrofizantes para o meio ambiente^{49,117}.

Enquanto aumenta a extensão de terras áridas e a escassez de fertilizantes em nível mundial, considerar os nutrientes contidos nos esgotos e nos efluentes como um rejeito é, simplesmente, paradoxal. A agricultura utiliza maior quantidade de água de qualidade mais baixa do que a indústria e o uso doméstico sendo, assim, inevitável a crescente tendência, na agricultura e na agropecuária, da solução para os problemas relacionados com a destinação final de efluentes. A limitação principal é a composição química; o uso deve ser planejado para controlar, a longo prazo, os efeitos da salinidade, solidicidade, desequilíbrio de nutrientes e oligoelementos sobre o solo e as culturas. A composição típica dos esgotos provenientes de atividades humanas, predominantemente não industriais, não apresenta nenhum dos elementos potencialmente tóxicos ao solo nas concentrações em que estes tornam-se perigosos. Para o uso de esgotos sanitários, essencialmente domésticos, a preocupação maior é o balanço de nutrientes e a presença de microrganismos, muito embora os riscos sejam menores do que geralmente imagina-se e, perfeitamente controláveis pela aplicação da tecnologia e da rotina de operação/manutenção corretas²⁹.

Uma das grandes potencialidades da utilização agrícola de esgotos sanitários e efluentes é a disponibilidade de fontes alternativas de água. Considerando-se uma contribuição *per capita* de esgotos de 150-200L/hab./dia e uma demanda genérica de água para irrigação de 1,0-2,0m/ano, constata-se que as águas residuárias produzidas por uma pessoa seriam suficientes para irrigar de 30-70m², ou seja, uma população de 50.000 habitantes produziria “água” para irrigar cerca de 200ha.

Em geral, os esgotos sanitários apresentam parte significativa dos teores de macro e micronutrientes suficientes para o atendimento da demanda da maioria das culturas; entretanto, o uso domiciliar das águas pode acrescentar uma quantidade significativa de sais e de sólidos dissolvidos inorgânicos devendo, nestes casos, as atenções estar voltadas para os teores de sódio, correspondentes RAS e cloretos. De maneira análoga, microelementos poderão estar presentes em concentrações abaixo dos teores tóxicos e acima da demanda nutricional da maioria das culturas. Exceção deve ser feita ao boro, tóxico para diversas culturas e, usualmente, presente nos esgotos domésticos oriundos da utilização de sabão em pó e outros produtos de limpeza¹⁵.

Os nutrientes minerais só serão aproveitados pelas plantas se estiverem dissolvidos no solo ou retidos na superfície de partículas coloidais, de tal forma que possam ser facilmente deslocados; o restante acha-se em formas insolúveis ou em combinações orgânicas não prontamente aproveitáveis pelas plantas, a menos que passem por transformações (solubilização ou mineralização), que confirmem-lhes o estado de disponibilidade. Tratando-se de fertirrigação com esgotos ou efluentes, importa observar os índices de conversão dos nutrientes, que representam o percentual de transformação da forma orgânica à mineral ao longo dos tempos. O potencial fertilizante dos esgotos e dos efluentes sanitários pode ser comprovado se considerar-se a possibilidade de que venham a ser disponibilizados em uma fertirrigação cerca de 150-700kg nitrogênio/ha, 50-200kg fósforo/ha e 200-400kg potássio/ha, para uma demanda de água para irrigação de 1,0-2,0m/ano, e que um efluente contenha, em termos médios, concentrações de 15-35mg nitrogênio/L, 5-10mg fósforo/L e 20mg potássio/L, como é usual^{15,117}.

As substâncias presentes na água conferem-lhe uma determinada qualidade, cujo juízo de valores, será sempre relativo aos usos pretendidos. Os principais problemas associados à qualidade das águas para irrigação são a salinidade, que pode ser refletida no prejuízo às culturas ou na permeabilidade do solo, à existência de íons específicos que causam toxicidade, e à presença de microrganismos patogênicos. Todos estes problemas poderão ser evitados e contornados se, quando ao buscar as respostas às questões sugeridas no início deste item, optar-se pela tecnologia sanitária e economicamente correta e, sobretudo, que permita uma operação/manutenção adequada através dos tempos, a qual possa sempre estar maximizando as potencialidades dos sistemas, com respeito às limitações dos mesmos. De nada adiantará um sistema de tratamento de esgotos ou disposição final de efluentes ser concebido, projetado e construído de maneira perfeita, com todos os detalhes considerados e com todos os requintes imaginados se, ao ser operado e mantido, não forem levadas a efeito as condições mínimas para que venha a representar, de fato, uma barreira sanitária e de proteção ao meio ambiente, ao longo de toda a sua vida útil.

2. OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho é o de discorrer sobre a disposição de esgotos domésticos no solo, através do processo de escoamento à superfície, analisando-o e avaliando-o quanto aos efeitos desta disposição durante 16 anos de aplicação ininterrupta.

Para uma melhor compreensão, pode-se dividir o objetivo em dois níveis, ou seja, em objetivo geral e objetivos específicos, a saber:

2.1. Objetivo geral:

Enfocar o sistema de tratamento de esgotos por disposição no solo como mais uma opção a ser dominada e utilizada pelos técnicos do país, não somente como tratamento mas, também e principalmente, como uma forma de reuso sanitariamente correto (massa líquida e energia), e de polimento das estações de tratamento, analisando os efeitos desta aplicação através dos anos, dando ênfase aos efeitos cumulativos.

2.2. Objetivos específicos:

2.2.1. Da caracterização dos esgotos:

Caracterizar os esgotos da comunidade de Populina que estão sendo aplicados no solo, com a finalidade de estabelecer padrões e identificação relativa aos esgotos domésticos, pois somente assim é que os parâmetros poderão ser extrapolados para outras localidades, guardando uma relação verdadeira entre o tipo de esgoto a ser disposto, os parâmetros recomendados e os efeitos esperados.

2.2.2. Das emissões e do meio ambiente:

Analisar e avaliar os efeitos deste tipo de tratamento no que refere-se às emissões e seus efeitos ao meio ambiente, inclusive no que diz respeito às propriedades circunvizinhas, quanto à percepção do sistema de tratamento, odores, proliferação de insetos, utilização dos recursos naturais antes e depois da implantação do sistema de tratamento.

2.2.3. Do solo:

Avaliação qualitativa e quantitativa dos efeitos conferidos ao solo pela disposição dos esgotos, sempre em relação a uma área testemunha próxima e com características idênticas, a qual não tenha recebido esgotos em tempo algum, buscando verificar as modificações implementadas ao solo dentro dos módulos de disposição, não somente em relação à distância do ponto de aplicação dos esgotos, como também, com referência à profundidade do mesmo, ou seja, o que ocorreu em relação ao seu perfil no que diz respeito às suas características físicas, químicas e biológicas.

2.2.4. Do corpo receptor e do lençol freático:

Detectar os níveis de contaminação do corpo receptor antes e depois de receber os efluentes da estação de tratamento, buscando acompanhar os efeitos da disposição final dos efluentes da estação de tratamento na fauna e na flora local. Com relação ao lençol freático, verificar os efeitos da infiltração/percolação dos elementos contidos nos esgotos que foram dispostos nestes anos de operação da planta, dando ênfase para os efeitos cumulativos, comparando os resultados de pontos no lençol a montante, a jusante e na própria estação de tratamento.

2.2.5. Da biomassa produzida:

Analisar os efeitos da disposição dos esgotos para irrigação e nutrição do vegetal, principalmente quanto à possibilidade de efeitos cumulativos de alguns elementos prejudiciais à saúde, avaliando os riscos de que os mesmos venham, de alguma forma, fazer parte ativa da cadeia alimentar, por terem sido retirados do solo e acumulados na biomassa produzida que serve de alimentação dos animais das propriedades circunvizinhas.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Características dos esgotos:

Os esgotos domésticos são compostos por matérias orgânicas e inorgânicas nas formas dissolvida, coloidal e em suspensão.

A concentração dos vários componentes dos esgotos domésticos depende de vários fatores como:

- características específicas das águas de abastecimento;
- usos aos quais estas águas são submetidas;
- clima da região;
- condições sócio-econômicas e hábitos da população;
- consumo *per capita* de água;
- presença de despejos industriais no sistema público.

Desta forma, as características dos esgotos domésticos variam, não somente de localidade para localidade mas, também, de acordo com a época do ano, bem como com as horas do dia⁴².

3.1.1. Características físicas:

a. Matéria Sólida:

Das características físicas, o teor de matéria sólida é o de maior importância, em termos de dimensionamento e controle de operações das unidades de tratamento. A pesquisa da matéria sólida é fonte de uma série de operações e processos unitários de tratamento, ainda que represente em média 0,08% do volume dos esgotos, pois a água compõe os restantes 99,92%^{121,151}.

O Quadro 1 apresenta dados típicos para várias condições dos esgotos domésticos:

Quadro 1 - Características típicas de sólidos no esgoto bruto (mg/L).

Matéria sólida \ Condição do Esgoto	Esgoto Forte	Esgoto Médio	Esgoto Fraco
M.S. Total	1000	500	200
M.S. Volátil	700	350	120
M.S. Fixa	300	150	80
M.S. Susp. Tot.	500	300	100
M.S. Susp. Vol.	400	250	70
M.S. Susp. Fixos	100	50	30
M.S. Diss. Tot.	500	200	100
M.S. Diss. Vol.	300	100	50
M.S. Diss. Fixa	200	100	30

Fonte: Metcalf & Eddy Inc.¹⁰⁶

b. Temperatura:

A temperatura dos esgotos é, em geral, pouco superior à das águas de abastecimento, pela contribuição de despejos domésticos que tiveram as águas aquecidas. Pode, no entanto, apresentar valores reais elevados, pela contribuição de despejos industriais. Normalmente, a temperatura nos esgotos está acima da temperatura do ar, à exceção dos dias mais quentes do verão. Em relação aos processos de tratamento, sua influência dá-se nas operações de natureza biológica, pois a velocidade de decomposição dos esgotos é diretamente proporcional ao aumento da temperatura e, nas operações em que ocorre o fenômeno da sedimentação, a elevação da temperatura faz diminuir a viscosidade melhorando as condições para o fenômeno^{106,121}.

c. Odor:

Os odores característicos dos esgotos são causados pelos gases formados no processo de decomposição. Existem dois tipos principais de odores, bem característicos:

- odor de mofo, razoavelmente suportável, típico de esgoto fresco;

- odor de ovo podre, "insuportável", típico de esgoto velho ou séptico, que ocorre devido à formação de gás sulfídrico, proveniente da decomposição do lodo contido nos despejos.

Quando ocorrem odores diferentes e específicos, o fato deve-se à presença de despejos industriais³⁷.

d. Cor e turbidez:

A cor e a turbidez indicam, de imediato e aproximadamente, o estado de decomposição do esgoto, ou a sua condição. A tonalidade acinzentada, acompanhada de alguma turbidez, é típica de esgoto fresco. A cor preta é típica de esgoto velho e de uma decomposição parcial.

Os esgotos podem, no entanto, apresentar qualquer outra cor nos casos de despejos industriais, como por exemplo despejos de indústrias têxteis ou de tintas^{7,106,121}.

3.1.2. Características químicas:

a. Matéria orgânica:

Cerca de 70% dos sólidos no esgoto médio são de origem orgânica e, geralmente, estes compostos são uma combinação de carbono, hidrogênio e oxigênio, algumas vezes com nitrogênio.

Os grupos de substâncias orgânicas nos esgotos são constituídos principalmente por:

- compostos de proteínas (40 a 60%);
- carboidratos (25 a 50%);
- gorduras e óleos (10%);
- uréia, surfatans, fenóis, pesticidas (em menor quantidade) e outros.

As proteínas são produtoras de nitrogênio e contêm carbono, hidrogênio, oxigênio, algumas vezes fósforo, enxofre e ferro. Elas são as principais constituintes do organismo animal, mas ocorrem também em plantas. O gás sulfúrico presente nos esgotos é proveniente do enxofre formado pelas proteínas.

Os carboidratos contêm carbono, hidrogênio e oxigênio, e são as primeiras substâncias a serem destruídas pelas bactérias, com produção de ácidos orgânicos, sendo que, por esta razão, os esgotos velhos apresentam maior acidez. Entre os principais exemplos de carboidratos pode-se citar os açúcares, o amido, a celulose e a fibra de madeira.

O termo lipídios é, normalmente, usado para referir-se à matéria graxa, aos óleos e às substâncias semelhantes encontradas nos esgotos. A gordura está sempre presente nos esgotos domésticos, proveniente do uso de manteiga, de óleos vegetais, da carne e outros. Pode estar presente também sob a forma de óleos minerais, derivados do petróleo (querosene, óleo lubrificante); neste caso sua presença é altamente indesejável pois, geralmente, são contribuições não permitidas de garagens, postos de gasolina e indústrias que chegam às tubulações em grande volume ou em grande concentração, aderem às paredes das mesmas, vindo a provocar até mesmo a sua obstrução.

As gorduras e, muito particularmente, os óleos minerais não são desejáveis nas unidades de transporte e de tratamento de esgotos, pois aderem às paredes, vindo a produzir odores desagradáveis, além de diminuir as seções úteis, e formam espuma, uma camada de matéria flutuante que interfere e inibe a vida biológica e traz problemas de manutenção.

Os surfactantes são constituídos por moléculas orgânicas com a propriedade de formar espuma no corpo receptor ou na estação de tratamento em que os esgotos são lançados. Tendem a agregar-se à interface ar-água e, nas unidades de aeração, aderem à superfície das bolhas de ar, formando uma espuma muito estável e difícil de ser quebrada. O tipo mais comum é o chamado ABS (alquil-benzeno-sulfonado), típico dos detergentes sintéticos e que apresenta resistência à degradação biológica.

Os fenóis são compostos orgânicos, originados em despejos industriais, principalmente, e têm a propriedade de causar gosto característico à água, ainda que em baixa concentração (em especial à água clorada).

Os pesticidas e demais compostos químicos orgânicos são utilizados, principalmente, na agricultura e, como tal, não costumam chegar aos sistemas de esgotos, mas aos rios e corpos receptores sendo, no entanto, uma fonte de poluição e de toxidez.

A forma mais utilizada para medir-se a qualidade de matéria orgânica presente, é através da determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Esta determinação, padronizada pelos "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (AWWA, WPCF), mede a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar biologicamente a matéria orgânica presente numa amostra, após um dado tempo (tomado para efeito de comparação em 5 dias) e uma dada temperatura (20°C, para efeito de comparação).

A quantidade de matéria orgânica presente, indicada pela determinação da DBO, é importante para conhecer-se o grau de poluição de uma água residuária, para dimensionar-se as estações de tratamento de esgotos, e medir a sua eficiência. Quanto maior o grau de poluição orgânica, maior a DBO do corpo d'água; paralelamente, à medida que ocorre a estabilização da matéria orgânica, decresce a DBO. Normalmente a DBO dos esgotos domésticos varia entre 100 e 300mg/L, de acordo com as condições⁴².

Como dados típicos de parâmetros de matéria orgânica nos esgotos domésticos, pode-se citar os constantes do Quadro 2.

Quadro 2 - Valores típicos de parâmetros de carga orgânica (mg/L) no esgoto.

Parâmetros \ Condições do esgoto	Forte	Médio	Fraco
DBO, 5 d, 20°C	300	200	100
O.C.	150	75	30
O.D.	0	0	0
Nitrogênio Total	85	50	25
Nitrogênio Orgânico	35	20	10
Amônia Livre	50	30	15
Nitritos, NO ₂	0,10	0,05	0
Nitratos, NO ₃	0,40	0,20	0,10
Fósforo Total	50	20	10
Ortofosfato	25	10	5
Polifosfato	25	10	5

Fonte: Metcalf & Eddy Inc.¹⁰⁶

b. Matéria Inorgânica:

A matéria inorgânica contida nos esgotos é formada, principalmente, pela presença de areia e substâncias minerais dissolvidas. A areia é proveniente de águas de lavagem das ruas e de águas do subsolo, que chegam às tubulações de modo indevido ou infiltram-se através dos poços de visita ou das juntas da rede em si. Raramente os esgotos são tratados para remoção de constituintes inorgânicos, salvo areia e alguns despejos industriais^{106,121,159}.

3.1.3. Características biológicas:**a. Microrganismos de água residuária:**

Os principais organismos encontrados nos rios e nos esgotos são as bactérias, os protozoários, os fungos, as algas e os grupos de plantas e de animais.

As bactérias constituirão, talvez, o elemento mais importante deste grupo de organismos, responsáveis que são pela decomposição e estabilização da matéria orgânica, tanto na natureza como nas unidades de tratamento biológico. São uma forma de alimento dos protozoários, também nas operações de depuração biológica, servindo como elementos mantenedores do equilíbrio entre as diferentes formas de organismos.

As algas realizam muito pouco ou nenhum trabalho nas unidades convencionais de tratamento (mecânicas) mas, ao contrário, seu desenvolvimento pode ser fruto do tratamento; na verdade as algas desenvolvem-se com o lançamento de efluentes de estações de tratamento, ricos em nutrientes (nitratos e fosfatos), chegando mesmo a ser um fator indesejado quando o crescimento dá-se em demasia (floração), interferindo com o uso das águas. Em alguns casos torna-se necessária a retirada de, pelo menos, um dos elementos nutrientes, em geral os fosfatos, que são de mais fácil remoção. No tratamento de esgotos deve-se ter um cuidado especial quanto à manutenção da qualidade do corpo receptor, principalmente quando for um lago ou lagoa, ou até mesmo um rio ou ribeirão com baixa velocidade, para não causar um excessivo enriquecimento de nutrientes, o que resultaria na "eutrofização", ou seja, superprodução de algas em floração. Por outro lado, as algas desempenham

um papel fundamental na estabilização da matéria orgânica nos tratamentos de esgotos através de lagoas de estabilização¹⁰⁶.

b. Indicadores de Poluição:

Há vários organismos cuja presença num corpo d'água indica uma forma qualquer de poluição. No entanto, para indicar a poluição de origem humana, ou outros animais homeotermos, e para medir a grandeza desta contribuição, adotam-se os organismos do grupo *Coliforme* como indicadores.

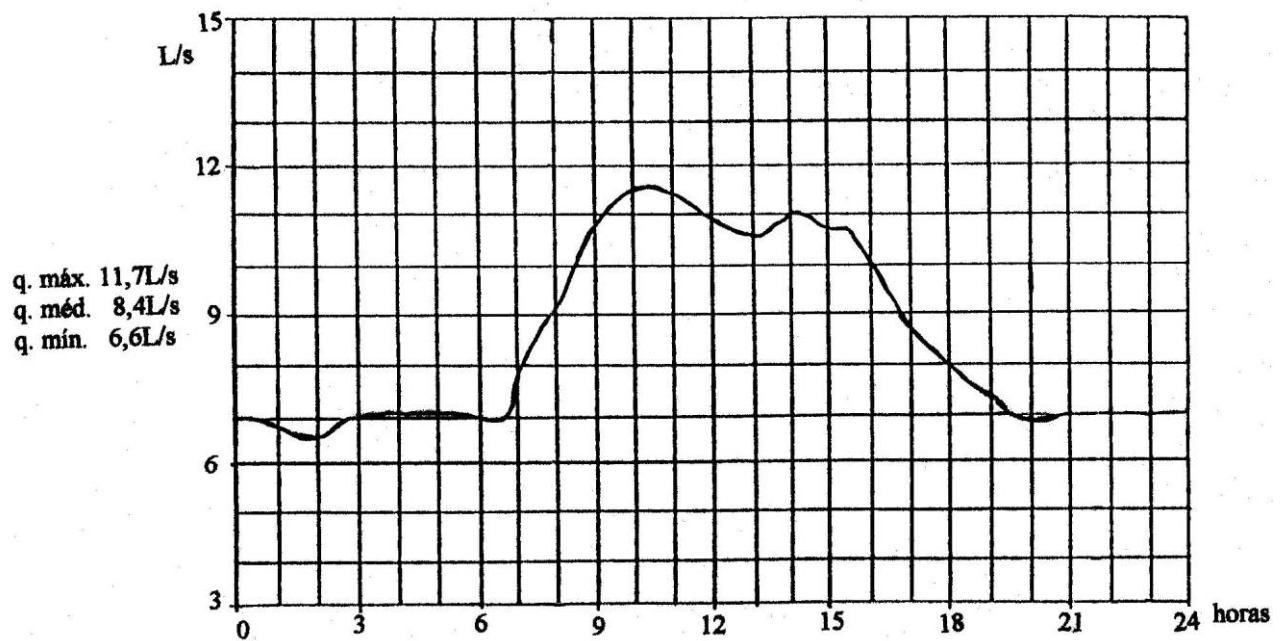
As bactérias coliformes são típicas do intestino do homem e de outros animais de sangue quente (mamíferos em geral), justamente por estarem sempre presentes no excremento humano (de 100 a 400 bilhões de coliformes/hab./dia) e serem de simples determinação, e são adotadas como referência para indicar e medir a grandeza da poluição por microrganismos. A bactéria coliforme sozinha, não transmite qualquer doença mas, se excretada por um indivíduo doente, portador de um organismo patogênico, ela virá acompanhada deste organismo capaz de trazer as conhecidas doenças de veiculação hídrica. Seria por demais trabalhoso e antieconômico realizar-se análises para determinar a presença de patogênicos no esgoto; ao invés disto, determina-se a presença de coliformes e, por segurança, age-se como se os patogênicos também estivessem presentes. Por outro lado, a presença de bactérias do grupo *coli* (*Escherichia sp.* e *Aerobacter sp.*) numa água residuária não significa, necessariamente, que seja de contribuição direta e imediata humana ou animal, pois estes organismos podem também permanecer e até desenvolver-se no solo e serem carregados com a água de lavagem.

Por isto mesmo, foram desenvolvidos testes para medir coliformes totais, fecais e estreptococos fecais. A medida dos coliformes é dada por uma estimativa estatística da sua concentração, conhecida como o Número mais Provável de Coliformes (NPM/mL ou NPM/100mL), determinada por técnicas próprias de laboratório. O esgoto bruto contém cerca de 10^3 a 10^{11} NMP/100mL de coliformes totais, e de 10^6 a 10^7 NMP/100mL de coliformes fecais^{7,106}.

c. Variação de vazão:

As variações de vazão do efluente de um sistema de esgotos são funções dos costumes dos habitantes e das características do sistema adotado. Esta variação processa-se a cada instante e poderá ter observação horária, semanal ou mensal, de acordo com a finalidade de determinação (Figura 1)²⁷.

Figura 1 - Hidrograma típico.



Fonte: Cabral Jr. – CETESB²⁷

Para as grandes cidades esta variação é amortecida devido à diversidade de costumes e ao volume distribuído ao longo da rede. Quanto menor for a comunidade, maior variação será apresentada pelo fluxo.

Os sistemas de esgotos têm influência na variação da vazão através dos seguintes fatores:

- tipo de rede;
- tipo dos despejos admitidos;
- existência de estações elevatórias;
- declividade dos coletores;
- qualidade do material empregado na rede;

- qualidade de execução da obra;
- existência de indústrias.

De um modo geral, a variação horária tem menor amplitude depois da meia-noite e torna-se máxima entre 7 e 15 horas. Algumas cidades apresentam variações de 50 a 200% de média. Além das causas citadas, as estações do ano têm grande influência na variação da vazão de esgotos, pois o clima afeta sensivelmente esta característica^{102,106,159}.

3.1.4. Parâmetros característicos dos esgotos domésticos:

Os parâmetros apresentados a seguir, no Quadro 3, referem-se às faixas de variação da contribuição em gramas por habitante por dia nos esgotos brutos.

Quadro 3 - Características dos esgotos domésticos sem tratamento.

Parâmetro	Faixa de variação dos valores (g/habitantes/dia)
DBO ₅	45-54
DQO	1,6 a 1,9 x DBO ₅
Carbono orgânico total	0,6 a 1,0 x DBO ₅
Sólidos totais	170 – 220
Sólidos suspensos	70 – 145
Areia	5 – 15
Graxas	10 – 30
Alcalinidade (CaCO ₃)	20 – 30
Cloretos	4 – 8
Nitrogênio total (N)	6 – 12
Nitrogênio orgânico	0,4 x N total
Nitrogênio amoníaco	0,6 x N total
Nitratos	0,0 – 0,05 x N total
Fósforo total (P)	0,6 – 4,5
Fósforo orgânico	0,3 x P total
Fósforo inorgânico	0,7 x P total
Potássio (K ₂ O)	2,0 – 6,0
pH	6,8 – 8,0
Microrganismos presentes	(por 100mL de esgoto)
Nº total de bactérias	10 ⁹ – 10 ¹⁰
Coliformes	10 ⁶ – 10 ⁹
Streptococos fecais	10 ⁵ – 10 ⁶
<i>Salmonella typhosa</i>	10 ¹ – 10 ⁴
Cistos (protozoários)	maior que 10 ³
Ovos de helmintos	maior que 10 ³
Vírus	10 ² - 10 ⁴

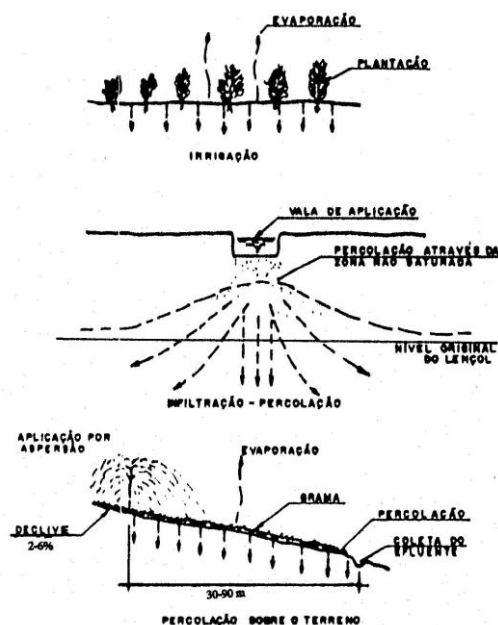
Fonte: Vernick & Walker¹⁵⁹

3.2. Métodos de disposição de esgotos e de efluentes no solo:

3.2.1. Métodos de disposição dos esgotos no solo:

Os esgotos ou efluentes podem ser aplicados ao solo de modo a depurá-los, fundamentalmente, por um dos seguintes processos: irrigação, infiltração, percolação e escoamento à superfície (Figura 2). Nos dois primeiros, a depuração processa-se a partir do momento em que os esgotos infiltram-se e percolam através do solo, enquanto no terceiro ela ocorre, predominantemente, à superfície^{49,81,124}.

Figura 2 - Métodos de aplicação de esgotos no solo.



Fonte : Pound & Crites¹²⁴

3.2.2. Métodos de irrigação:

A irrigação com despejos residuários pode ser definida como a descarga controlada do efluente sobre o solo com a finalidade de suportar o crescimento de plantações. Assim, os esgotos são aplicados em solos cobertos por vegetação, com o objetivo de auxiliar a agricultura ou a silvicultura^{49,124,129}.

O uso da irrigação como técnica de tratamento e disposição dos efluentes foi desenvolvido para esgotos domiciliares e para uma quantidade variada de indústrias; neste processo os esgotos são submetidos a fenômenos diferentes:

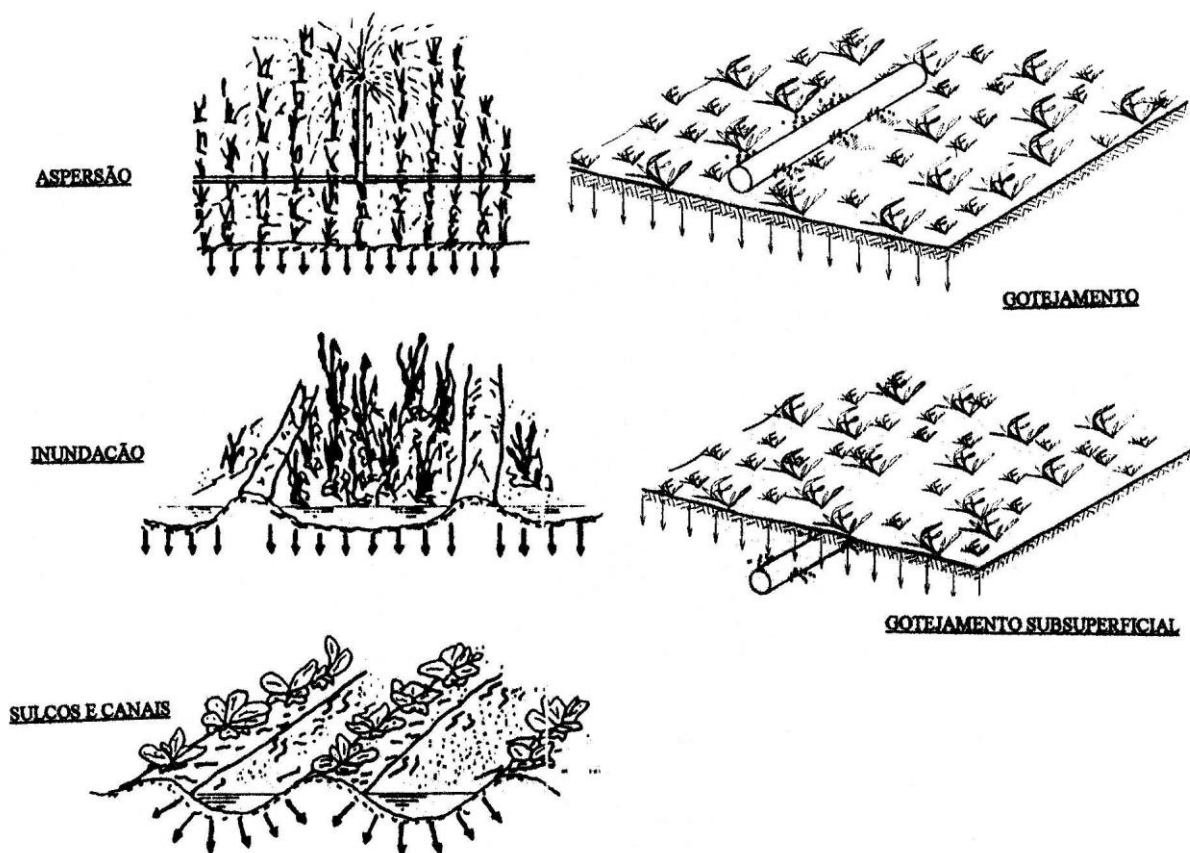
- infiltração até atingir o lençol subterrâneo, usualmente constituindo a maior parcela;
- incorporação pela vegetação e parcial lançamento à atmosfera pela transpiração e pela evapotranspiração das mesmas;
- incorporação ao solo por reações químicas, ou na forma de umidade, podendo ser transitória ou permanente;
- evaporação direta para a atmosfera.

Dependendo fundamentalmente da infiltração, os métodos de irrigação são aplicáveis, de maneira preferencial, aos solos que apresentem uma camada superficial suficientemente permeável e espessa acima do lençol subterrâneo. As taxas de aplicação de esgotos e a frequência das regas devem ser tais que possibilitem, ciclicamente, as condições de umidade e secagem necessárias à adequada aeração do solo. Além disso, a fim de preservar o papel das plantas, é igualmente necessário que o teor de umidade do solo e as concentrações dos elementos tóxicos não superem aqueles que a vegetação tem condições de suportar.

A área total para a disposição dos esgotos deve ser modulada, e sua aplicação feita, sucessivamente, em cada um dos módulos, em constante rodízio, para que sejam asseguradas as condições de umidade e secagem citadas. Quando o número de módulos disponível é insuficiente para, em rodízio, receber o volume de esgotos afluentes, quer porque estes tenham sofrido acréscimo brusco, como os provocados por chuvas ou os provenientes da infiltração de água do lençol freático na rede coletora, quer pela redução da capacidade de infiltração do solo (temporária), pode-se tornar conveniente dispor-se de lagoas para armazenar estes volumes temporariamente excedentes^{70,112,124}.

A irrigação pode ser executada fundamentalmente por meio de cinco sistemas distintos de aplicação: por aspersão, por sulcos, por inundação, por gotejamento, por gotejamento subsuperficial (Figura 3)^{73,82}.

Figura 3 - Sistemas de Irrigação.



Fonte : Melo¹⁰⁵

3.2.2.1. Irrigação por aspersão:

Neste método o efluente é conduzido em tubulações sob pressão dispostas no solo, e aplicados na forma de gotas através de aspersores. A pressão é mantida por bombas ou por reservatórios em cotas elevadas, podendo ser o sistema aspersor fixo ou móvel (Figura 4). É o sistema de irrigação de custo mais elevado por necessitar de bombas, tubulações e aspersores, além de pessoal e melhor treinamento, entretanto, é o mais eficiente do ponto de vista agrícola, isto porque obtém maior uniformidade de distribuição da massa líquida no terreno.

Os riscos de erosão causada por este tipo de irrigação são praticamente inexistentes, o que torna-o aplicável também a terrenos de topografia irregular e de grandes declividades, embora as dificuldades de obter-se a infiltração da totalidade dos efluentes venha a limitar estas declividades, na prática, a um máximo entre 15 e 20%^{49,105,112}.

O transporte de efluentes por tubulações sob pressão e a aplicação por aspersão possibilitam a sua utilização em solos cobertos por qualquer tipo de vegetação, inclusive a florestal. Tratando-se de aspersão de efluentes, esta forma de irrigação pode vir a apresentar alguns problemas específicos de saúde pública, como a possibilidade da existência de aerossóis, o que pode impor algumas restrições ao seu emprego^{56,112}.

Figura 4 - Irrigação por aspersão – alta pressão móvel – Duratex, Botucatu, SP, Brasil.



Fonte: Paganini¹¹⁷

3.2.2.2. Irrigação por sulcos e canais:

O sistema de aplicação por sulcos e canais é efetuado por gravidade; a infiltração dá-se a partir dos sulcos que são alimentados pelos canais. O terreno é preparado em sulcos e canais alternados, com larguras e profundidades variando de acordo com o volume do efluente a ser disposto no solo.

A disposição mais habitual é aquela em que os canais acompanham aproximadamente as curvas de nível e os sulcos seguem a direção de maior declividade do terreno. Entretanto, em terrenos mais acidentados, a disposição pode ser totalmente inversa, com os sulcos acompanhando as curvas de nível e os canais de distribuição na direção de maior declividade. Nesta última situação, tornam-se importantes alguns cuidados com o revestimento dos canais, e pequenas obras de proteção como tubos de queda, caixas dissipadoras de energia e outras.

O espaçamento dos sulcos, geralmente, é imposto pelas fileiras das plantas ou pelo equipamento utilizado na cultura plantada (Figura 5). A forma mais usada de sulco é a triangular, e o seu comprimento, por razões de erosão e uniformidade de infiltração, depende dos volumes que devem ser escoados, de sua declividade, do tipo de solo, e da existência ou não de vegetação de cobertura. A taxa de infiltração no terreno é que vai controlar a quantidade do efluente aplicado.

As principais vantagens deste sistema são a facilidade da operação de distribuição dos esgotos e o baixo custo de execução, composto basicamente pela terraplenagem dos canais e sulcos e, eventualmente, das pequenas obras complementares^{105,112}.

Figura 5 - Irrigação por sulcos e canais.



Fonte: SABESP - Unidade de Negócio Baixo Tietê

3.2.2.3. Irrigação por inundação:

Como o próprio nome indica, consiste em inundar o terreno (terraços) com o efluente numa profundidade condizente com o volume de rega determinado através da escolha da vegetação e do tipo de solo. O solo deve ser preparado de maneira a obter-se uma profundidade o mais uniforme possível. Neste sistema, as várias parcelas de solo a serem irrigadas são alimentadas por canais de distribuição a partir das áreas de montante.

Este tipo de irrigação aplica-se, preferencialmente, a terrenos pouco ondulados ou planos com pequenas declividades, de 4 a 6% dependendo do terreno e

da vegetação, e é especialmente indicado para culturas que suportem inundações periódicas. As principais vantagens da irrigação por inundação são a facilidade operacional na distribuição dos esgotos, e o baixo custo de execução, limitado à terraplenagem dos canais de distribuição e aos diques que circundam as parcelas de rega (terraços), além do que, a facilidade operacional citada, permite uma grande flexibilidade aos turnos de rega¹¹².

3.2.2.4. Irrigação por gotejamento:

A irrigação por gotejamento consiste na disposição de tubos com pequenos diâmetros, usualmente menores que 25mm, nos quais são alocados furos ou dispositivos, que permitem o gotejamento uniforme ao longo de toda a sua extensão. Estes tubos secundários de pequenos diâmetros dependem da instalação de sistema primário de distribuição (maiores diâmetros), de bombeamento, e de sistemas de filtração para evitar o entupimento dos orifícios, sendo esta uma das únicas desvantagens deste sistema^{115,141}.

A disposição dos tubos secundários é feita de forma a permitir uma cobertura homogênea da vegetação, e que os orifícios/dispositivos de gotejamento estejam instalados diretamente em cada planta, próximo ao sistema radicular da mesma¹⁴¹.

As vantagens deste sistema são a redução no consumo de água de irrigação, a otimização dos regimes de rega das plantas, o incremento na produtividade, o controle de doenças ligadas à umidade da parte aérea das plantas, por contato direto na caso da disposição do esgoto, e o controle de ervas daninhas indesejáveis, dentre outros.

Uma variação do sistema de gotejamento superficial, é o sistema de gotejamento sub-superficial, o qual consegue conferir um incremento de qualidade ainda maior nas vantagens acima mencionadas.

A Figura 6 permite visualizar detalhes da irrigação por gotejamento superficial, enquanto a Figura 7 mostra os efeitos de uma irrigação sub-superficial por gotejamento, na qual nota-se a marca da umidade/aeração do solo paralelamente à fileira de plantação de jojoba^{113,141}.

Figura 6 - Irrigação superficial por gotejamento - S^{de} Boker - Israel.



Fonte: Paganini¹¹⁷

Figura 7 - Irrigação sub-superficial por gotejamento - Haifa - Israel.



Fonte: Paganini¹¹⁷

3.2.3. Método de infiltração:

Este processo é similar aos filtros intermitentes de areia, onde a maior porção dos efluentes infiltra-se no solo, ou a ele incorpora-se, embora uma parte evapore diretamente à atmosfera. Tanto quanto na irrigação, a aplicabilidade da infiltração rápida depende do solo apresentar uma camada espessa acima do lençol freático, mais do que naquele método, entretanto são exigidas grandes permeabilidades e boas características de drenagem, para que tornem-se viáveis as elevadas taxas de aplicação normalmente empregadas^{32,55,124}.

Na aplicação dos efluentes feita comumente por inundação, são preferíveis os terrenos de topografia plana ou pouco ondulada, sem grandes declividades, até cerca de 4 a 6% de acordo com o tipo de solo e a existência ou não da vegetação protetora.

A utilização de um solo por longo período para infiltração rápida de esgotos, é mais favorecida quando estes são submetidos a uma decantação prévia, a fim de que seja removida parte dos sólidos presentes no esgoto bruto.

As taxas médias de aplicação de esgotos são definidas pela capacidade de infiltração, pelas condições de drenagem e pelo tempo de secagem após cada aplicação. Uma grande variação de taxas é encontrada na literatura desde 150 a 5000m³/ha/dia, porém, em pesquisa realizada numa estação experimental em Torres (RS), constatou-se que taxas superiores a 450m³/ha/dia, para esgotos com tratamento preliminar, são muito elevadas, conduzindo à colmatção muito rapidamente.

O tempo de secagem destinado à aeração do solo é conseguido pelo parcelamento da área a ser utilizada, e a aplicação dos esgotos em rodízio, alternadamente. Lagoas de equalização de vazão podem tornar-se necessárias, considerando-se a grande flexibilidade operacional que conferem a um sistema de infiltração no solo^{55,112,129,142}.

A Figura 8 mostra um sistema de infiltração de efluentes de um tratamento de esgotos por fossa-filtro.

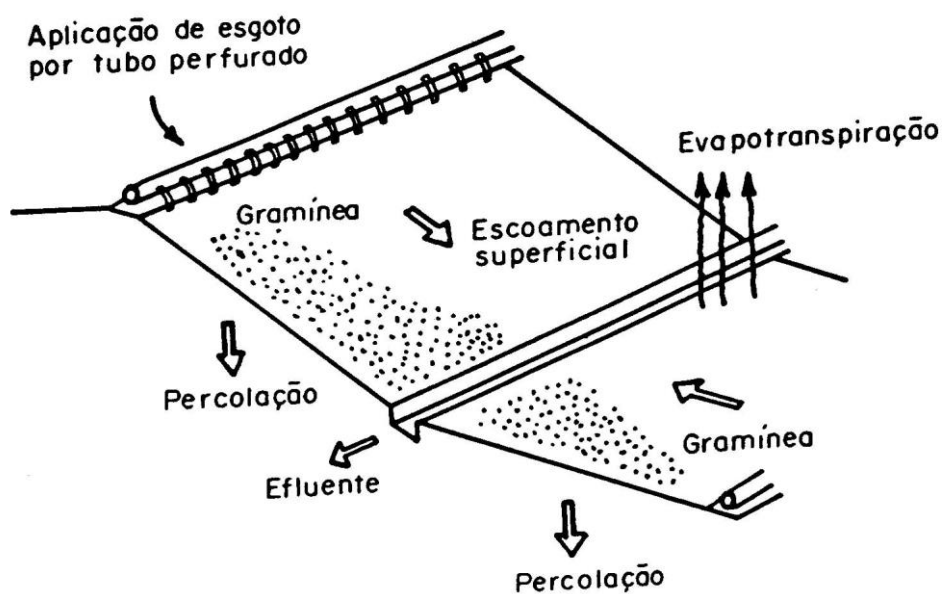
Figura 8 - Infiltração de efluentes de fossa-filtro – Queirós, SP, Brasil.



3.2.4. Método de escoamento à superfície:

Recomendado para terrenos que apresentam baixa permeabilidade, o método de escoamento superficial também pode ser perfeitamente utilizado para solos com maior porosidade. No processo de tratamento de esgotos por escoamento à superfície, o afluente do tratamento é lançado na parte superior de um plano inclinado por meio de aspersores ou através de tubos perfurados, conforme Figuras 9 e 10, sendo que a parcela líquida efluente é recolhida na parte inferior através de canais de drenagem que transportam o líquido tratado ao corpo receptor^{17,35,162}.

Figura 9 - Método de escoamento à superfície.



Fonte: Figueiredo⁶³

Figura 10 - Módulos de escoamento à superfície – Fazenda de Werribee, Austrália.



Fonte: Melbourne Water¹⁰⁴

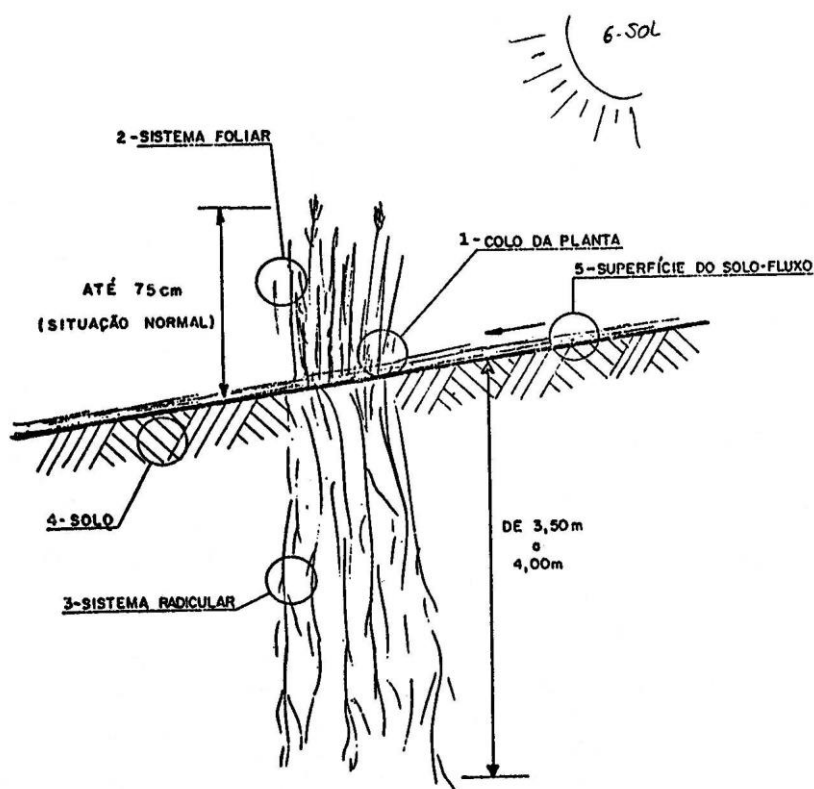
O plano inclinado constituído de um sistema solo-planta, deve apresentar declividade variando de 2 a 8%, de forma a evitar-se, de um lado a estagnação dos esgotos (empoçamento) que promovem a digestão anaeróbia com liberação de gases, somada à proliferação de insetos e, do outro, as velocidades excessivas que provocam a erosão e os caminhos preferenciais (curto-circuito), os quais diminuem a eficiência do tratamento.

O tratamento dos esgotos é obtido à medida que estes avançam pelo plano inclinado, através de processos físicos, químicos e biológicos^{55,112,124,129,151}.

Os elementos abaixo citados atuam, não somente no escoamento à superfície, mas em todas as formas de disposição de esgotos no solo, sendo que, dependendo do método a ser adotado, um ou outro elemento pode vir a funcionar mais ou menos ativamente. No caso da disposição de esgotos por escoamento à superfície, todos os elementos atuam ativamente, razão pela qual é considerado, dentre todos os métodos,

o mais completo e o que apresenta melhor desempenho ao interagir com a natureza, vindo a apresentar condições renováveis de tratamento evitando, assim, a “exaustão” do sistema solo-planta como depurador (Figura 11)¹⁵¹.

Figura 11 - Elementos que atuam no Sistema Solo-Planta na disposição no solo por escoamento à superfície.



Fonte: Terada et al.¹⁵¹

a. Colo da planta:

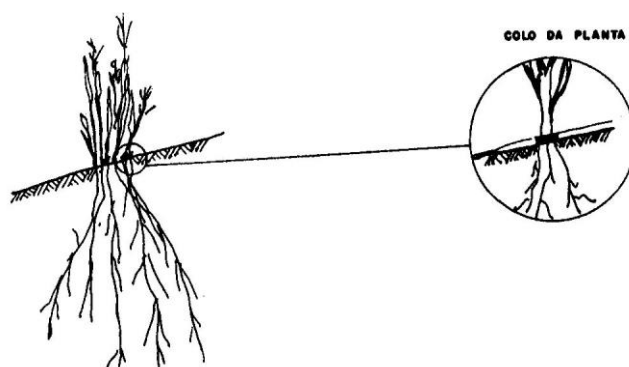
A passagem constante e intermitente dos esgotos pelo colo da planta e as condições de rega, que não devem inundar e nem levar à desidratação, propiciam a formação de um filme biológico, o qual desempenha as funções de um filtro biológico renovável.

A percolação dos esgotos por entre o colo das plantas, mantém os organismos em equilíbrio biológico suficiente para transformar as substâncias não decantáveis,

coloidais e dissolvidas, em sólidos estáveis e facilmente decantáveis, que vão ao solo para prosseguir na estabilização da matéria orgânica^{112,140,151}.

A matéria orgânica é absorvida na camada biológica, de modo a sofrer degradação aeróbia nas camadas exteriores pelos organismos aeróbicos; à medida que os organismos crescem, a espessura da camada biológica aumenta, e o oxigênio não consegue penetrar em todas as camadas, sendo consumido antes de atingir as faces interiores que comportam-se anaerobicamente (Figura 12)¹⁵¹.

Figura 12 - Representação esquemática da formação e da localização do filme biológico.



Fonte: Terada et al.¹⁵¹

Os esgotos percolando entre o colo das plantas podem lavar o filme biológico, ou parte dele, arrastando os excessos, de modo a haver sempre a substituição por novas camadas biológicas, daí o sentido de renovável^{26,55}.

b. Sistema foliar:

O sistema foliar é quem produz energia para a planta, através da utilização dos macro e microelementos dispostos no solo pelos esgotos, evitando assim, a exaustão (indigestão) do solo e produzindo seus nutrientes, na busca do equilíbrio solo-esgotos-planta; como exemplo importante tem-se a fotossíntese^{62,151}.

Ainda como função física, o sistema foliar reduz a possibilidade da emissão de aerossóis para a atmosfera^{147,151}.

c. Sistema radicular:

As raízes têm a função de reduzir a lixiviação que, em alguns casos, pode ser prejudicial, e até patogênica. O sistema radicular absorve minerais em forma de macro e microelementos estabilizados da matéria orgânica através dos quelatos, para que possam ser sintetizados pelo sistema foliar. As raízes também respiram e, portanto, absorvem O₂ e eliminam CO₂, que combina-se com NPK, magnésio, ferro, cobre, manganês, molibdênio, zinco e outros, auxiliando na estabilização da matéria orgânica disposta no solo. Outra função do sistema radicular é auxiliar na aeração de determinados solos pois, dependendo da profundidade em que encontram-se os nutrientes da planta no solo, o sistema radicular de uma gramínea pode chegar a 4,0 ou até a 5,0 metros de profundidade (Figura 13)^{62,151}.

Figura 13 - Profundidade do sistema radicular de uma gramínea – (Estrela da África).



Fonte: Paganini¹¹⁷

d. Solo:

Empregado para disposição de esgotos, o bio-sistema solo depura a parcela não evaporada, funcionando como um "filtro vivo" que retém, absorve e transforma em alimento e nutriente, a matéria orgânica e a água nele presentes. O solo propiciará a depuração natural dos esgotos através de processos físicos, químicos e biológicos resultando, desta estabilização da matéria orgânica, os macro e microelementos, nutrientes das plantas^{151,152}.

e. Superfície do solo – fluxo:

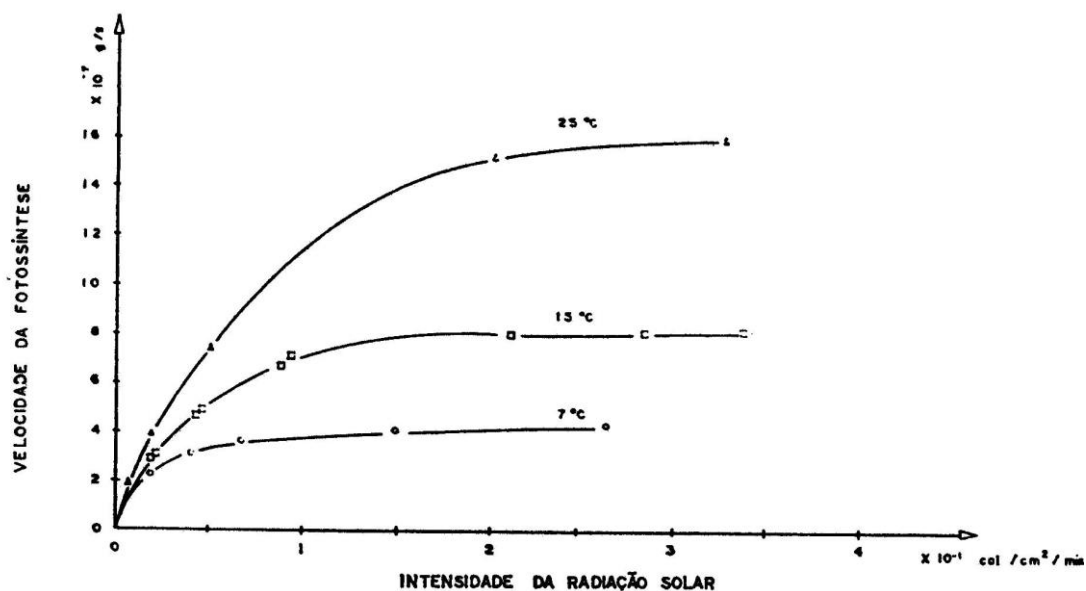
O oxigênio necessário para oxidar a matéria orgânica contida nos esgotos deve ser obtido da atmosfera através de aeração artificial, ou por exposição da massa líquida, a qual passará a adsorver naturalmente o oxigênio. A existência de um déficit

de oxigênio faz com que os esgotos dispostos tornem-se ávidos de recuperar o oxigênio necessário, assim uma fina película superficial da massa líquida adsorve, natural e rapidamente, o oxigênio do ar atmosférico pela significativa exposição, por estar disposta numa grande área. A transferência deste oxigênio para as regiões menos superficiais dá-se pela movimentação de fluxo, a qual permite uma contínua fragmentação da película superficial, misturando as parcelas ricas em oxigênio com o restante da massa líquida tendendo, assim, a oxigenar naturalmente todo o volume de esgoto disposto no solo^{11,121}.

f. Ação dos raios solares:

Além da radiação solar influir diretamente na velocidade da fotossíntese realizada nas partes verdes da planta, conforme Figura 14, exerce também papel fundamental como germicida na massa líquida através da radiação ultravioleta. Esta esterilização é bastante efetiva, se considerar-se a fina camada de esgoto que fica exposta permitindo, assim, que a ação dos raios seja eficiente em toda massa líquida, pelas boas condições de penetração. Além de seu representativo poder germicida, inclusive em relação a determinados vírus, a radiação ultravioleta apresenta como vantagem a não utilização de produtos químicos que possam provocar eventuais prejuízos à saúde pública ou ao meio ambiente receptor. Também é fato comprovado que, seus efeitos sobre as substâncias químicas presentes nos esgotos, são insignificantes, não acarretando na formação de outras substâncias através de reações fotoquímicas^{62,137,151}.

Figura 14 - Variação da velocidade da fotossíntese em função da temperatura e radiação solar.



Fonte: Ferri⁶²

3.3. Corpos d'água:

3.3.1. Aspectos legais:

A legislação que rege a classificação e os usos dos corpos d'água no Brasil é a federal, através da Resolução CONAMA N° 020, de 18 de junho de 1986. No Estado de São Paulo, existe o Decreto N° 8.468, de 8 de setembro de 1976, o qual aprova o Regulamento da Lei N° 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente.

Muito embora a legislação federal seja mais restritiva que a estadual, no caso do Estado de São Paulo, neste trabalho será considerada a legislação estadual, pois o objetivo maior, neste caso, é o de avaliar os efeitos da disposição dos esgotos no solo na classificação e nos usos do corpo d'água através dos tempos, e não a eficiência da planta de tratamento ou do processo, levando-se em conta também, que o corpo

receptor vem sendo monitorado desde 1984 pela legislação estadual para efeito da manutenção da qualidade das águas no entorno da estação de tratamento.

Pelo Decreto N° 10.755, de 22 de novembro de 1977, o qual dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto N°8.468, o córrego Vista Alegre está classificado como sendo de Classe 2 e, portanto, deverá ser mantida a qualidade de suas águas com possibilidade de serem “destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à irrigação de hortaliças ou plantas frutíferas e à recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho)”³⁴.

Para efeito de comparação e acompanhamento da qualidade das águas, deve-se considerar o que estabelece o Artigo 11 do Decreto N° 8.468: “Nas águas de Classe 2 não poderão ser lançados efluentes, mesmo que tratados, que prejudiquem sua qualidade pela alteração dos seguintes parâmetros:

I- Virtualmente ausentes:

- a. materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais;
- b. substâncias solúveis em hexana;
- c. substâncias que comuniquem gosto ou odor;
- d. no caso de substâncias potencialmente prejudiciais, até os limites máximos relacionados:

- Amônia - 0,5 mg/L de N
- Arsênico - 0,1 mg/L
- Bário - 1,0 mg/L
- Cádmio - 0,01 mg/L
- Cromo (total) 0,05 mg/L
- Cianeto - 0,2 mg/L
- Cobre - 1,0 mg/L
- Chumbo - 0,1 mg/L
- Estanho - 2,0 mg/L
- Fenóis - 0,001 mg/L
- Flúor - 1,4 mg/L
- Mercúrio - 0,002 mg/L

- Nitrato - 10,0 mg/L
- Nitrito - 1,0 mg/L
- Selênio - 0,01 mg/L
- Zinco - 5,0 mg/L

II - proibição de presença de corantes artificiais que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencionais;

III - Número Mais Provável (NMP) de coliformes até 5.000, sendo 4.000 o limite para os de origem fecal, em 100mL, para 80% de pelo menos 5 amostras colhidas, num período de até 5 semanas consecutivas;

IV - Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em 5 dias, a 20° C em qualquer amostra até 5mg/L;

V - Oxigênio Dissolvido (OD), em qualquer amostra, não inferior a 5mg/L.”

3.3.2. Qualidade e uso dos corpos d'água:

Os rios são sistemas lineares que servem para escoar a água que precipita sobre as massas continentais e seguem superficialmente para os oceanos. Estes sistemas, entretanto, não são isolados, na verdade são sistemas que participam de todos os processos ecológicos que ocorrem nas bacias hidrográficas. A dinâmica destes processos ecológicos ocorre ao longo de quatro dimensões: longitudinal (cabeceira-foz), lateral (calha do rio-margem-planície aluvial), vertical (superfície-fundo) e temporal. Além disso, os eventos naturais ou não, modificam as condições dos ambientes aquáticos e ribeirinhos. Estas mudanças são definidas pelo tipo de evento, bem como pela estrutura e funcionamento do ambiente¹⁰⁷.

Via de regra, os recursos hídricos prestam-se a múltiplos usos, tais como a geração de energia, a irrigação, a criação de animais, o abastecimento para consumo humano e fins industriais, a recreação e a pesca, a composição e harmonia paisagística e, até mesmo, a recepção de efluentes domésticos e industriais, desde que de forma controlada. A cada uso corresponde uma certa demanda de água, em quantidades e qualidade necessárias e suficientes.

O conceito de qualidade da água é um conceito relativo, associado diretamente aos usos desejados de uma determinada fonte. Uma mesma água pode

ser considerada adequada para um determinado fim (industrial) e inadequada para outro (consumo humano). Da mesma forma, o conceito de poluição deve ser entendido como perda da qualidade das águas, ou seja, alterações em suas características que comprometam um ou mais usos desejados do manancial¹⁴.

Entretanto, a concentração demográfica, a expansão industrial, as atividades agropecuárias, enfim, o uso e a ocupação do solo na bacia hidrográfica de um manancial, podem introduzir na água substâncias em excesso ou indesejáveis, as quais venham a comprometer diversos usos. De forma análoga, a captação de água para suprir uma demanda específica pode comprometer a oferta de água para outros fins. Assim, o desequilíbrio entre a oferta e a demanda de água, ou entre as funções de um recurso hídrico como manancial de abastecimento e corpo receptor, podem fazer dos usos múltiplos, usos conflitantes.

A agricultura irrigada é, de longe, a atividade que mais consome água no mundo; estima-se que a irrigação responda por 80% do consumo de água, enquanto os usos industrial e para abastecimento humano correspondem a 10-12% e 8-10% respectivamente. No Brasil o consumo de água para irrigação corresponde a cerca de 60% do consumo total.

A tênue linha que separa as possibilidades múltiplas do conflito, requer racionalidade no uso da água, o que inclui, necessariamente, disciplina de uso, preservação da qualidade da água, controle de perdas e desperdícios e reciclagem. O enorme déficit de tratamento de esgotos no Brasil exigirá um esforço planejado com vistas à superação de sérios danos ambientais e riscos de saúde pública. Neste sentido, merece destaque a possibilidade da utilização agrícola de esgotos sanitários e efluentes de tratamento, dados seus inegáveis atrativos, como economia significativa de fertilizantes, alívio na demanda de água para irrigação e preservação da oferta para outros fins.

No Quadro 4, apresenta-se um resumo do especificado em termos de contaminação biológica para irrigação na Resolução CONAMA 20/86, a qual enquadra as águas superficiais de acordo com a qualidade da água e respectivos usos possíveis²⁵.

Quadro 4 - Padrões de qualidade de águas para irrigação (Resolução CONAMA 20/86).

Culturas irrigadas	Critério/Padrão*
Hortalças consumidas cruas, frutas que desenvolvem-se rentes ao solo e/ou, são ingeridas sem remoção de película.	Águas não devem ser poluídas por fezes humanas.
Outras hortalças e plantas frutíferas.	<1.000 CF/100mL <5.000 CT/100mL
Culturas arbóreas e cerealíferas.	<4.000 CF/100mL <20.000 CT/100mL

* em 80% das amostras, mínimo de 5 amostras mensais.

CT = coliformes totais; CF = coliformes fecais.

Fonte: Bastos²⁵

Os riscos da contaminação química não devem ser considerados como secundários em relação aos riscos de contaminação biológica, pois nem o rigor da mais exigente legislação e nem a mais eficiente fiscalização ambiental, têm conseguido evitar as atividades clandestinas, nem mesmo a poluição remanescente emanada da crescente atividade industrial com seu poder cumulativo, isto sem contar com a busca de maiores produtividades na agricultura pela utilização indiscriminada de fertilizantes químicos sendo carregados para os corpos d'água e lixiviados para os aquíferos subterrâneos. Desta maneira, num futuro não tão distante, até mesmo alguns usos que atualmente são classificados com “não nobres”, poderão estar inviabilizados pela presença de agentes químicos nocivos ocorrendo, assim, a necessidade de novas fontes, as quais sabemos são limitadas, ou de novas tecnologias que permitam os usos múltiplos de forma segura e perene.

3.4. A disposição de esgotos e de efluentes e seus efeitos no solo:

3.4.1. O solo:

O lançamento no solo de esgotos, tratados ou não, como na autodepuração dos corpos d'água, compreende processos físicos, químicos e biológicos de remoção de carga poluidora. Para compreendê-los, é preciso ter-se presente que o solo é mais do que um simples meio físico formado por substâncias minerais e orgânicas, as quais, juntamente com a vegetação superior, a energia solar e a água, asseguram a continuidade de um dos ciclos mais importantes da natureza, que é a transformação da matéria orgânica em energia renovável.

O solo é um meio físico formado por substâncias minerais e orgânicas, cujas formas, predominantemente granulares, conferem-lhe propriedades características como a porosidade, a permeabilidade, a textura e outras que o tornam o *habitat* natural de um grande número de seres vivos microscópicos, vegetais e animais.

Uma vez incorporada ao solo, a matéria orgânica sofre uma série de transformações bioquímicas através da ação de microorganismos, decompondo-a, absorvendo-a como material celular ou oxidando-a em substâncias mais simples, em última instância, em minerais. As substâncias mais simples daí resultantes repõem o estoque de sais minerais que contêm os macronutrientes primários (nitrogênio, fósforo e potássio), os macronutrientes secundários (cálcio, magnésio e enxofre) e os micronutrientes (ferro, manganês, zinco, cromo e outros) utilizados pelas plantas, os quais, juntamente com a água e o gás carbônico, permitem a síntese da matéria orgânica pela vegetação através da fotossíntese. Desta forma, a matéria orgânica realimenta o solo e transforma-se, novamente, em matéria orgânica viva. Se, ao morrer, não se incorporar ao solo, ou porque dele é retirada pela colheita, ou porque ela ou os produtos de sua decomposição são carregados pelas águas (erosão e lixiviação), a tendência é a exaustão deste solo, com a perda de sua fertilidade e capacidade de produção.

Por outro lado, a superalimentação do solo, pela adição de matéria orgânica em excesso, além daquela que ele tem condições de renovar, ou pela retirada incompleta da matéria orgânica pela vegetação, provoca um aumento demasiado da concentração de um grande número de substâncias resultantes da decomposição, que acaba por tornar-se nociva à vida que nele processa-se, reduzindo-a, não por falta de alimentos, mas por indigestão^{15,112,138}.

Pelo menos quatro propriedades do solo são extremamente importantes para sua utilização como local de disposição de esgotos ou de efluentes de plantas de tratamento:

a. Capacidade de troca iônica: representa a quantidade total de cátions e ânions que são absorvidos por unidade de peso do solo. Solos úmidos possuem capacidade de troca de cátions entre moderada e grande, mas capacidade limitada para troca de ânions. É importante salientar que a capacidade que um solo possui de reter os íons metálicos trazidos pelos esgotos, e impedi-los de atingir as águas superficiais e/ou subterrâneas, bem como os tecidos vegetais, depende, em grande parte, de sua capacidade de troca iônica.

b. Capacidade tampão: provém de diversos fatores; solos carbonatados tamponados para um pH igual ou maior que 7 inibem a solubilidade dos metais pesados.

c. Filtrabilidade: refere-se à sua eficiência como um filtro (físico) de partículas em suspensão. A filtrabilidade de organismos patogênicos provenientes dos esgotos é um fator importante para o sucesso da utilização de sua disposição em áreas agrícolas. Solos permeáveis, de textura intermediária, possuirão um conteúdo coloidal suficiente para reter partículas, e constituem-se nos melhores filtros.

d. Microbiologia: a disposição de esgotos ou efluentes de plantas de tratamento promovem transformações microbiológicas sobre o solo. Tais transformações envolvem a utilização de microrganismos, a fim de transformar alguns dos compostos que contêm os elementos essenciais ao desenvolvimento das plantas como, por exemplo, o nitrogênio, o fósforo, o enxofre e o carbono.

Estas quatro propriedades são o resultado de vários fatores, cuja interação, com reflexos sinérgicos ou inibitórios, fixará as propriedades de solo como um todo⁵⁷.

3.4.2. Características e propriedades físicas dos solos:

Fisicamente, um solo mineral é uma mistura porosa de partículas inorgânicas, matéria orgânica em decomposição, ar e água. Os fragmentos minerais

de maior tamanho estão inseridos nos materiais coloidais e noutras partículas finas ou por eles revestidos.

Em certos casos predominam partículas minerais de maior tamanho, resultando em solo cascalhento ou arenoso. Em outros, há maior predominância de colóides minerais, que emprestam ao solo características argilosas. Todas as graduações entre estes extremos são encontradas na natureza. A matéria orgânica funciona como agente aglutinador para auxiliar as partículas isoladas a enfeixarem-se em torrões ou agregados.

O tamanho das partículas de um solo não está sujeito a mudanças rápidas. Assim, um solo de areia permanece arenoso e um solo de argila permanece argiloso. Por este motivo, a proporção dos diversos grupos, por tamanho num determinado solo, assume importância adicional, não podendo ser alterada num curto espaço de tempo, sendo considerada como qualidade inerente ao solo²⁵. Desta forma, pode-se considerar que, o conjunto das características físicas de um solo, determina a identidade específica do mesmo, a qual estará interferindo na potencialidade produtiva, que dependerá do desenvolvimento dos fatores microbiológicos e químicos, que poderão ser favoráveis ou desfavoráveis, na direção da produção agrícola.

3.4.2.1. Perfil do solo:

Da maneira como o solo é formado, com ação predominante dos organismos próximos à superfície, ocorre uma diferenciação no sentido vertical, formando-se camadas distintas, denominadas horizontes. Ao conjunto de horizontes, em um corte vertical que vai da superfície até o material de origem, os pedólogos denominam de perfil do solo. Os horizontes são denominados pelas letras O, A, B e C. Os horizontes principais, A e B, são subdivididos, juntando os algarismos 1, 2, e 3, sendo 2 a parte central, 1 a parte superior e 3 a parte inferior. Estes horizontes nem sempre estão todos presentes no solo.

O horizonte O ocorre apenas em alguns solos, nos quais existem condições de acúmulos de detritos orgânicos sobre a superfície. Consiste em uma camada delgada de restos orgânicos, tais como folhas, galhos e restos vegetais em

decomposição. A parte inferior do horizonte O, constituída dos detritos mais antigos e semi-decompostos, é conhecida como “terra-vegetal”, sendo comum a sua ocorrência em florestas.

O horizonte A é a camada mineral mais próxima da superfície. Apresenta um acúmulo de matéria orgânica, em grande quantidade já humificada e, por esta razão, com cor escurecida. Em muitos casos, apresenta um empobrecimento relativo por perda de materiais sólidos, translocados para o horizonte B. Em solos cultivados forma-se uma camada constantemente revolvida, de constituição bastante uniforme, chamada camada arável, ou horizonte Ap. Para fins de estudos de fertilidade do solo e amostragem, é comum considerar esta camada como tendo 20cm de profundidade embora, em geral, ela possa ser um pouco mais rasa.

O horizonte B situa-se abaixo do horizonte A e apresenta cores mais claras que este, devido aos menores teores de matéria orgânica. Apresenta-se com máximo desenvolvimento de estrutura e, freqüentemente, com acúmulo de materiais removidos do horizonte superior.

O horizonte C situa-se abaixo do horizonte B, podendo apresentar-se bem intemperizado, mas com pouca influência dos organismos e com características mais próximas do material que deu origem ao solo.

Finalmente, abaixo do horizonte C pode-se encontrar material similar ao que deu origem ao solo, em alguns casos rochas consolidadas^{126,138}.

3.4.2.2. Densidade do solo (densidade aparente do solo):

Retirando-se uma amostra de terra do horizonte superior de um solo de mata, rico em matéria orgânica, e comparando-se com uma igual porção de qualquer um dos horizontes inferiores, pode-se notar que a terra da superfície é mais leve. Esta observação rudimentar, feita no campo, pode ser comprovada em laboratório, pela densidade aparente do solo.

A densidade do solo pode ser definida como sendo a relação existente entre a massa de uma amostra de solo seca a 110°C e a soma dos volumes ocupados pelas partículas e pelos poros.

O aumento da densidade do solo, geralmente, ocorre com a profundidade do perfil, pois as pressões exercidas pelas camadas superiores sobre as subjacentes provocam o fenômeno da compactação, reduzindo a porosidade. A movimentação de material fino, dos horizontes superiores para os inferiores, por eluviação, também concorre para reduzir os espaços porosos e aumentar a densidade destas camadas.

A densidade do solo depende da natureza, das dimensões e da forma como acham-se dispostas as partículas do solo. A fase líquida também afeta o volume aparente, fazendo variar a densidade aparente conforme o estado de umidade do solo.

As unidades utilizadas para expressar as densidades dos solos são: gramas por centímetros cúbicos (g/cm^3), quilogramas por litros (kg/L), toneladas por metros cúbicos (T/m^3) ou libras por pés cúbicos. As amplitudes de variação das densidades aparentes situam-se dentro dos seguintes limites médios: solos argilosos, de 1,00 a $1,25\text{g/cm}^3$; solos arenosos, de 1,25 a $1,40\text{g/cm}^3$; solos húmíferos, de 0,75 a $1,00\text{g/cm}^3$; solos turfosos, de 0,20 a $0,40\text{g/cm}^3$. De uma forma geral, pode-se afirmar que, quanto mais elevada for a densidade aparente do solo, maior será sua compactação, menor será sua estruturação, menor sua porosidade total e, conseqüentemente, maiores serão as restrições para o crescimento e desenvolvimento das plantas. Ao interpretar-se a densidade aparente como estimativa da porosidade e compactação do solo, deve-se lembrar que, para uma mesma classe textural, quanto maior a densidade do solo, menor será a quantidade de vazios.

A determinação da densidade do solo dos horizontes de um perfil, permite avaliar certas propriedades do solo, como a drenagem, a porosidade, a condutividade hidráulica, a permeabilidade ao ar e à água, a capacidade máxima do solo para a água (capacidade de saturação), o volume de sedimentação, a erodibilidade eólica e, finalmente, a recomendação da terra para determinadas culturas^{25,90}.

3.4.2.3. Densidade das partículas (densidade real):

A densidade das partículas refere-se ao volume de sólidos de uma amostra de terra, sem considerar a porosidade. Por definição, entende-se densidade das partículas como sendo a relação existente entre a massa de uma amostra de solo e o

volume ocupado pelas suas partículas sólidas. É também designada como densidade real, peso do volume de sólidos, massa específica real e peso específico real.

Nos solos minerais, seus valores variam, em média, entre os limites 2,3 e 2,9g/cm³. Como valor médio, para efeito de cálculos, pode-se considerar a densidade como sendo 2,65g/cm³; isto porque os constituintes minerais predominantes nos solos são o quartzo, os feldspatos e os silicatos de alumínio coloidais, cujas densidades reais estão em torno de 2,65. É importante notar que, o resultado obtido na determinação da densidade das partículas de um solo, representa a média ponderada da densidade real de todos os seus componentes minerais e orgânicos.

Como visto anteriormente, a densidade aparente de um solo varia com seu conteúdo de umidade, uma vez que o volume da amostra seca difere levemente da molhada. A densidade das partículas de um solo, quer seco ou molhado, é sempre a mesma, desde que subtraia-se da massa da amostra o peso da água contida. Conseqüentemente, na determinação da densidade real, tanto faz partir-se de amostras secas ao ar ou secas em estufas.

A presença de matéria orgânica baixa o valor da densidade das partículas do solo, enquanto que a presença de óxidos de ferro e outros minerais pesados, eleva a densidade para valores ao redor de 3,0g/cm³.

A densidade das partículas é usada nas expressões matemáticas, em que calculam-se volumes ou massas de sólidos das amostras. Assim, ao estudar-se a porosidade, a densidade aparente, a aeração e na determinação de partículas em variados fluidos, segundo a lei de Stokes, é necessário conhecer a densidade real do solo. Em minarologia, a densidade das partículas é uma importante informação para auxiliar a identificação dos minerais. De acordo com a densidade, são os minerais classificados em leves, quando a densidade real é menor do que 2,85g/cm³, e pesados, quando acima deste valor. A densidade real da matéria orgânica varia de 0,6 a 1,0g/cm³, conseqüentemente, a presença de matéria orgânica no solo faz baixar sensivelmente sua densidade real, principalmente quando o teor de material húmico é superior a 3%.

Em face da constância do valor da densidade das partículas de um solo, este dado tem relativa importância para a sua caracterização. A relação da densidade real com as plantas pode ser considerada como sendo indireta; isto porque os valores

altos ou baixos encontrados, estão ligados à presença de certos componentes minerais ou orgânicos, os quais podem influenciar mais diretamente no comportamento das plantas^{44,90}.

3.4.2.4. Porosidade – microporosidade e macroporosidade:

Do ponto de vista físico, o solo é um sistema trifásico, com uma fase sólida relativamente estável e com as fases líquida e gasosa ocupando, de forma complementar, o espaço poroso. Destas três fases, apenas a fase líquida pode ser considerada contínua. Isto porque, considerando ser o solo um sistema disperso, com as três fases misturadas, é apenas pela fase líquida que é possível a movimentação de uma parte a outra do solo. Pelas outras fases isto não é possível, exceto em solos praticamente desprovidos de água.

O arranjo ou a geometria das partículas do solo determinam a quantidade e a natureza dos poros existentes. Como as partículas variam em tamanho, forma, regularidade e tendência de expansão pela água, os poros diferem, consideravelmente, quanto à forma, comprimento, largura, tortuosidade e outras características. A porosidade depende, principalmente, da textura e da estrutura dos solos.

A porosidade de um solo pode ser definida como sendo o volume de vazios ou ainda o espaço do solo não ocupado pela “matrix” (conjunto dos componentes orgânicos e inorgânicos). Como os resultados das determinações são expressos em porcentagens, a porosidade do solo pode ser definida, também, como a porcentagem do volume do solo não ocupado pelos componentes sólidos ou “matrix”. Compreende-se que, se um solo estiver saturado com água, sua porosidade estará completamente tomada pela água; por outro lado, se o solo estiver completamente seco, terá seus poros ocupados pelo ar.

São usados como sinônimos de porosidade ou porosidade total, as seguintes expressões: volume de poros totais, espaço poroso, volume de poros, volume de vazios, espaço lacunar e espaço intersticial do solo^{90,95,126}.

O conhecimento da porosidade total de um solo não constitui uma informação muito importante para caracterizar suas propriedades; para isto é

necessário saber qual a distribuição do tamanho de seus poros. Em 1860, Schumacher classificou a porosidade do solo em duas categorias: porosidade capilar, que atualmente é denominada *microporosidade*, e porosidade não capilar, presentemente *macroporosidade*; a macroporosidade é também referida como porosidade de aeração, porque é a porosidade encontrada no solo na capacidade de campo, isto é, depois do solo ter sido saturado com água, e ter ocorrido a percolação da maior parte da água gravitacional, momento em que o ar passa a ocupar os poros não capilares.

Os limites entre os quais varia a porosidade total de um solo são muito amplos, pois, o volume de poros depende da composição granulométrica e da estruturação. Os solos com partículas de tamanho uniforme são mais porosos do que os de partículas de diferentes tamanhos; é que, neste caso, as partículas finas podem preencher muitos dos espaços livres existentes entre o material grosseiro.

Os solos que têm menor porosidade são os arenosos. Nas terras de textura fina as partículas não se arranjam de maneira tão compacta; além disso, a argila coloidal contribui para formar agregados que aumentam a porosidade. Na prática, raras vezes encontram-se solos de textura grosseira com porosidade total inferior a 30%, ou solos de textura fina com volume total de poros superior a 60%. Somente solos ricos em matéria orgânica, que é por si um material poroso, apresentam porosidade entre 60 e 80%. Considera-se que, em média, a porosidade dos solos arenosos varia de 35 a 50%, e a dos argilosos de 40 a 60%.

No estudo do armazenamento e movimentação da água do solo e no da aeração, tem muita importância conhecer a distribuição dos poros. A microporosidade é a principal responsável pela retenção da água, enquanto que a macroporosidade deixa a água gravitacional escorrer com certa rapidez, passando os vazios a serem ocupados pelo ar. Solos com textura grosseira têm maior proporção de macroporos, sendo bem drenados e arejados. Solos com textura fina, têm aeração inferior aos arenosos, porém a porosidade total é maior; no estado de saturação, contêm mais água que os de textura grosseira. Um solo sempre retém certa quantidade de água, não chegando a secar-se completamente e, por conseguinte, só parte dos poros é que enchem-se ou esvaziam-se com os movimentos da água no

solo. A diferença entre o conteúdo de água no estado de saturação e a existente a uma dada pressão capilar, denomina-se espaço poroso de drenagem^{90,125}.

O volume e a natureza da porosidade de um solo estão correlacionados com outras propriedades, como a textura, a estrutura, a densidade aparente, a umidade do solo, influenciando direta ou indiretamente na infiltração, na permeabilidade ao ar e à água, na temperatura, na retenção da água e no crescimento das plantas.

Na agricultura, a porosidade regula as relações entre as fases sólida, líquida e gasosa dos solos, daí a importância da distribuição da micro e da macroporosidade nos estudos do armazenamento e do movimento da água e do ar do solo, no desenvolvimento do sistema radicular das plantas e nos problemas concernentes ao fluxo e retenção do calor.

O solo ideal tem sido referido como aquele que apresenta 50% de macroporosidade e 50% de microporosidade. Considerando porém, que as raízes podem desenvolver-se com porosidade de aeração acima de 10%, e que o conteúdo de água armazenada deve ser em maiores quantidades que a de ar, o solo ideal passa a ser o que apresenta um terço de macroporos para dois terços de microporos. Tais solos garantiriam suficiente aeração, permeabilidade e capacidade de retenção de água, conseqüentemente, boas colheitas.

Pode-se melhorar a porosidade do solo pela adição de matéria orgânica, a qual reduz a densidade aparente aumentando, portanto, os espaços vazios. As culturas também diminuem a densidade aparente dos solos, aumentando a macroporosidade em maior proporção do que a porosidade total, melhorando a porosidade de aeração junto às raízes^{44,90}.

3.4.2.5. Granulometria - textura:

As amostras de solo podem ser identificadas como aglomerados de partículas unitárias de vários tamanhos, de natureza orgânica ou mineral.

Quando os teores de matéria orgânica são elevados, superiores a 20%, os solos são classificados como orgânicos, e não há uma preocupação em detalhar a granulometria das partículas minerais pois, nestes casos, a matéria orgânica domina amplamente as chamadas propriedades “de superfície”. Solos orgânicos são de

ocorrência restrita às condições de má drenagem, onde o acúmulo de matéria é superior à decomposição.

Na maioria dos solos, os teores de matéria orgânica dificilmente atingem 5%, principalmente tratando-se de solos cultivados por algum tempo.

A granulometria dos solos é estabelecida fazendo-se a separação e a determinação percentual de partículas de diferentes tamanhos. As partículas podem ser classificadas pelos seus diâmetros, de acordo com o Quadro 5. Conforme a dimensão, as partículas do solo são denominadas pedras, cascalho, areia grossa, areia fina, limo (ou silte) e argila.

Quadro 5 - Escala internacional de classificação das frações granulométricas do solo.

Fração	Limites dos diâmetros das partículas (mm)
Argila	<0,002
Silte ou limo	0,002 – 0,02
Areia fina	0,02 – 0,2
Areia grossa	0,2 – 2
Cascalho	2 – 20
Pedras	>20

Fonte: Van Raij¹²⁶

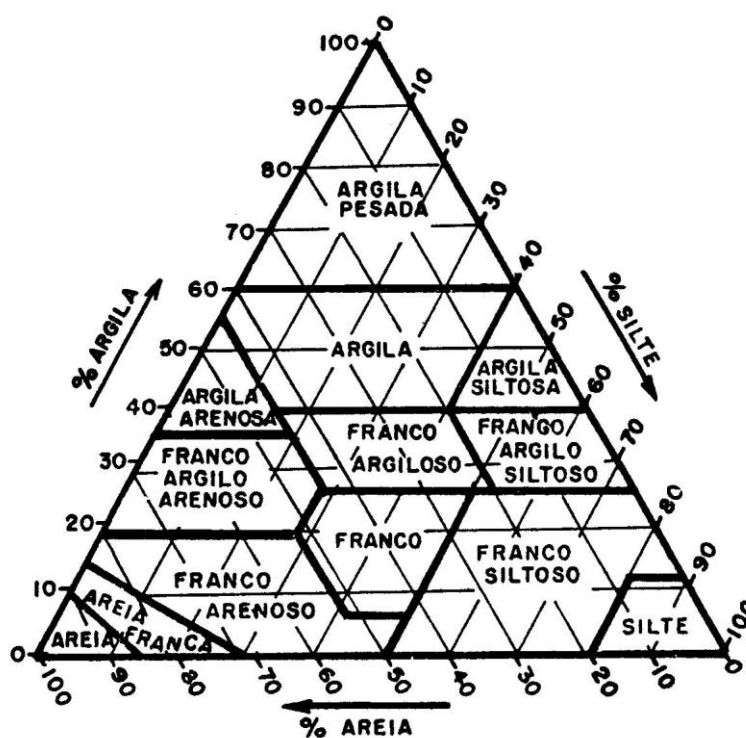
Pedras e cascalhos são importantes obstáculos mecânicos existentes no solo. Não influem, porém, em propriedades químicas e na maioria das propriedades físicas. Para fins de laboratório é utilizada apenas a parte do solo que passa na peneira com abertura de malha de 2mm, a chamada terra fina seca ao ar (TFSA), e que inclui a areia grossa, a areia fina, o silte e a argila. Em geral, tanto os laboratórios de fertilidade do solo como os de pedologia, expressam os resultados com referência à TFSA. Contudo, em estudos mais precisos corrigem-se os resultados para o teor de água existente na TFSA (da ordem de poucas unidades percentuais), exprimindo os resultados em termos de terra fina seca na estufa a 105°C (TFSE).

A textura do solo é estudada pela análise granulométrica, a qual permite classificar os componentes sólidos em classes, de acordo com seus diâmetros. Para uma mesma classe há um limite superior e um inferior, de acordo com a escala

adotada. As partículas de uma mesma classe de diâmetro apresentam estrutura e composição química diferentes, variando em tamanho e forma, podendo ser cristalinas ou amorfas. A textura do solo é expressa, portanto, unicamente pelas classes de tamanho de partículas, dentro de determinadas amplitudes de variação, e englobando material com diferentes composições e características. A expressão distribuição do tamanho das partículas é usada como equivalente de textura. A textura do solo pode ser definida como sendo a proporção relativa dos diferentes grupos de partículas nele existente.

Feita a análise granulométrica, transportam-se os resultados analíticos para um diagrama triangular (Figura 15), onde as diferentes classes texturais estão delimitadas, segundo as proporções de areia total, silte e argila.

Figura 15 - Triângulo para classificação das classes texturais do solo, adotado pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.



Fonte: Kiehl⁹⁰ e Embrapa⁴⁶

A textura pode ser avaliada qualitativamente em campo de maneira muito simplificada, através do tato, pela sensação ao esfregar um pouco de solo úmido entre os dedos. A areia provoca sensação de aspereza, o silte sedosidade e a argila pegajosidade^{90,95}.

De uma forma simples, uma amostra de solo é arenosa se contiver mais de 85% de areias; argilosa, mais de 35% de argila, e barrenta ou franca, menos de 35% de argila e menos de 85% de areias. Solos limosos são raros no Brasil^{95,126}.

Um aspecto de fundamental importância é o aumento da superfície exposta das partículas, ou superfície específica, que ocorre com o aumento da proporção de partículas finas do solo. A fração argila dos solos e a matéria orgânica apresentam-se finamente divididas nos solos, com partículas de pequenas dimensões e, por esta razão, sua superfície específica é alta, da ordem de dezenas de metros quadrados por grama de material.

As frações mais finas do solo, argila e matéria orgânica, são também conhecidas como sendo de natureza coloidal. Colóides são substâncias constituídas de partículas muito maiores que átomos ou moléculas simples, porém muito pequenas para serem vistas a olho nu, com diâmetro inferior a 0,002mm ou 2 μ .

Diz-se que as partículas finas ou coloidais do solo têm alta atividade de superfície, significando isto alta capacidade de retenção de cátions, de água e de adsorção de fósforo. Os minerais de argila e a matéria orgânica apresentam cargas elétricas negativas, responsáveis pela importante propriedade de troca de cátions. Já os óxidos de ferro e de alumínio têm elevada capacidade de adsorção de fósforo, apresentando um caráter anfótero com relação a íons trocáveis. Solos excessivamente arenosos não apresentam estas propriedades com grande intensidade, o que acarreta alguns problemas para seu uso agrícola, decorrentes da baixa capacidade de retenção de cátions e de água¹²⁶.

Para fins agrícolas, que dizem respeito ao crescimento e à produção das plantas, o conhecimento da natureza das partículas do solo (por exemplo, a determinação dos minerais primários e dos tipos dos minerais de argila), considera-se, quando aliado a outros fatores, mais importante que as análises mecânicas e as conseqüentes determinações de suas classes texturais. Na prática, o conhecimento da

classe textural permite ao técnico tirar ilações, quando interpretadas as correlações da areia, do silte e da argila com outros dados fornecidos pela análise do solo.

3.4.2.6. Condutividade hidráulica:

A condutividade hidráulica mede a velocidade de movimentação da água nos solos. As unidades mais comuns que apresentam-se são cm/dia, cm/hora, m/seg, m/dia entre outras.

Qualquer fator que exerça influência sobre o tamanho e a configuração dos poros do solo, atuará sobre a condutividade hidráulica. Considerando que a cadência do fluxo total nos poros do solo é proporcional à quarta potência do raio, o fluxo através de um poro com 1mm de raio, é equivalente ao de 10.000 poros com um raio de 0,1mm. É evidente que os espaços dos macroporos são responsáveis pela maior parte da movimentação saturada da água.

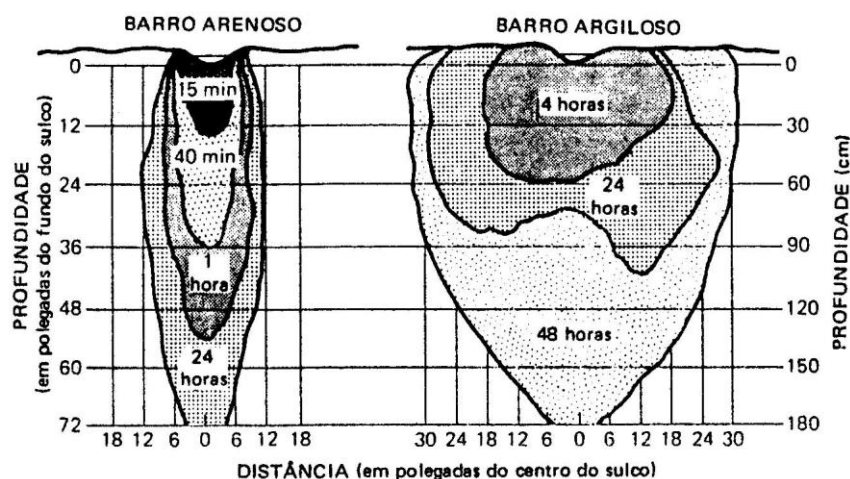
A textura e a estrutura dos solos são propriedades a que a condutividade hidráulica acha-se mais diretamente ligada. Os solos arenosos possuem, via de regra, uma condutividade saturada mais elevada do que solos de textura mais fina. Do mesmo modo, os solos com estrutura granular estável conduzem água com mais rapidez do que aqueles formados de unidades estruturais instáveis, que dissociam-se quando molhados. Silte e argila finos poderão bloquear os pequenos canais de conexão ou mesmo os poros maiores. Os solos de textura fina que racham com tempo seco, possibilitam, de início, a movimentação da água, posteriormente estas rachaduras fecham-se por inchação, reduzindo a um mínimo tal movimento.

O fluxo saturado através dos solos é afetado pelo montante de matéria orgânica, assim como pela natureza dos colóides orgânicos. A matéria orgânica ajuda a manter uma elevada proporção de macroporos. Ao revés, alguns tipos de argila possuem tendência para possuir poros finos. Por exemplo, solos com elevado montante de montmorilonita possuem, geralmente, baixa condutividade hidráulica, quando comparados a solos argilosos do tipo 1:1.

Um esquema dos fluxos horizontal e vertical é mostrado na Figura 16, que descreve a movimentação da água de irrigação em dois solos, um barro arenoso e um barro argiloso. É provável que a maior parte da movimentação da água tenha sido

realizada por fluxo saturado. A água movimentou-se com rapidez muito maior no barro arenoso do que no argiloso. Por outro lado, a movimentação horizontal mostrou maior eficiência no barro argiloso^{25,46}.

Figura 16 - Fluxos comparativos do movimento da água de irrigação num barro arenoso e num barro argiloso.



Fonte: Brady & Weil²⁵

Sob condições práticas no terreno, a maior parte da movimentação da água no solo ocorre quando os poros não se acham completamente saturados com água. Os macroporos do solo estão, na sua maioria, cheios de ar e os microporos (poros capilares) com água e certa quantidade de ar. Além disto, a irregularidade dos poros do solo resulta em descontinuidade entre os bolsões de água, que não têm contato entre si. A movimentação da água sob tais condições é muito lenta, quando comparada à que ocorre quando o solo acha-se saturado.

Convém notar que, a condutividade hidráulica de um solo saturado, é essencialmente constante, ficando na dependência do tamanho e da configuração dos poros do solo, o que apresenta contraste com a situação de um solo não saturado, em que a condutividade hidráulica decresce com o montante da umidade.

O fluxo não saturado subordina-se aos mesmos princípios gerais que exercem influência sobre o fluxo saturado, isto é, sua direção e ritmo estão

relacionados com a condutividade hidráulica e com a força motora que é, neste caso, o “gradiente de sucção de umidade”. Este gradiente é a diferença de sucção entre uma zona de solo e outra adjacente. A movimentação positivava-se de uma zona de baixa sucção para outra de alta sucção ou de uma zona com grossa película de umidade para outra em que a película é fina.

É comum encontrar-se camadas cuja composição física difere do horizonte subjacente, elas exercem profunda influência na movimentação da água e merecem atenção especial. São encontrados, em muitos solos, diversos tipos de estratificação, sendo comuns bacias impermeáveis de silte ou de argila, como também lâminas de areia e cascalho, além de outras camadas de subsuperfície. Em todos estes casos, é semelhante o efeito da movimentação da água, isto é, tal movimentação descendente fica prejudicada. Aparentemente, a mudança para uma textura diversa do material subjacente resulta em diferenças de condutividade, que impedem rápidos movimentos descendentes.

Esta estratificação exerce influência decisiva nas quantidades de água que a parte superior do solo retém, no conjunto de campo. A camada age como barreira úmida, até que forme-se um nível de umidade relativamente elevado, o que proporciona uma capacidade de campo muito mais elevada do que a normalmente encontrada em solos com drenagem livre^{25,100}.

3.4.2.7. Cor:

A coloração apresentada pelos solos constitui uma das maneiras mais primitivas de identificá-los. Como esta característica é consequência do material primitivo do solo e das condições climáticas predominantes, procurou associar-se a cor do solo com sua produtividade. Os solos podem apresentar variadas cores, desde brancos, amarelos, vermelhos, acinzentados, brunos (pardos), até negros.

Os componentes predominantes no solo são os responsáveis pela sua coloração. Os arenosos, ricos em quartzo, geralmente são claros; os ricos de calcário são brancos, amarelados ou acinzentados; os contendo óxidos de ferro e alumínio apresentam colorações que vão desde o amarelo ao vermelho; os solos húmíferos são

brunos ou negros; os argilosos podem ser brancos, acinzentados, amarelos ou esverdeados, de acordo com a natureza do óxido de ferro neles existente.

A cor que um solo aparenta é o produto da mistura das cores de suas partículas. Examinando-se o solo com uma lente, percebe-se existir um verdadeiro tecido com as mais diversas cores; são filetes negros de húmus, partículas vermelhas e amarelas de óxido de ferro, grãos esbranquiçados de quartzo, enfim, um emaranhado de filamentos e partículas coloridas, cujo conjunto, apreciado a olho nu, dá a impressão de uma cor uniforme, pela qual identificar-se-á o solo^{90,150}.

Para o fim específico de descrever as cores dos solos, existe o sistema Munsell, baseado em três variáveis: o matiz ou nome da cor ou “hue”, em inglês; o brilho ou tonalidade ou valor, ou “value”; a intensidade ou pureza ou croma ou “chroma”, em inglês.

Utiliza-se a cor do solo como um critério para indicar sua produtividade. Atribui-se aos solos escuros a mais alta produtividade, ricos de húmus; os solos claros, contrariamente, são tidos como de baixa produtividade, por serem constituídos principalmente de quartzo, que não tem nutrientes para oferecer às plantas. A seqüência de produtividade, segundo o critério de cor, obedece à seguinte ordem decrescente: negros, pardos, pardos-ferruginosos, pardos-acinzentados, vermelhos, cinzentos, amarelos e brancos.

A cor tem sido um critério de identificação dos horizontes do perfil do solo. A diferenciação da cor de um horizonte para outro é um dos critérios empregados pelos morfologistas para delimitá-los. Certos solos apresentam um perfil aparentemente com uma única coloração; no entanto, retirando-se uma pequena amostra do horizonte superior e comparando-se sua cor com posições mais profundas do perfil, observa-se que há variação na tonalidade ou no brilho.

Está também a cor correlacionada com seu estado de umidade; os solos úmidos absorvem mais a luz que os ilumina, aparentando ser mais escuros do que os secos. As experiências demonstraram que o solo úmido, por perda de umidade, vai clareando até atingir a umidade higrocópica. Há correlação entre a cor dos solos e o gradiente de umidade em que eles formaram-se. Assim, em uma toposeqüência, pode-se ter um solo vermelho no espigão, mais seco; vermelho-amarelo na meia encosta; amarelado, com mosqueamento, próximo da baixada; pardo ou até negro, na

baixada onde as condições de umidade são mais acentuadas. O mosqueamento está relacionado com solos que sofrem inundações periódicas, criando condições de redução e de oxidação alternadas⁹⁰.

Há uma correlação entre a cor escura do solo sob o mesmo clima e o conteúdo de matéria orgânica. A coloração negra do húmus varia de acordo com o clima. Em alguns Molissois, encontrados em regiões semi-áridas, o pigmento é bem escuro e abundante, colorindo fortemente o solo. Em zonas úmido-temperadas a pigmentação é menos intensa, enquanto que, nas regiões tropicais e subtropicais, os solos são os menos escuros. Portanto, a cor do solo não pode ser utilizada como medida de comparação dos conteúdos de matéria orgânica quando situados em diferentes climas.

A cor do solo está correlacionada com a sua textura. Solos ricos de colóides minerais, de textura fina, com superfície específica elevada, são mais coloridos que os de textura grosseira. Os solos arenosos são mais susceptíveis de escurecimento pela matéria orgânica do que os barrentos e argilosos, isto devido à superfície específica dos solos de textura grosseira.

Também existe uma correlação entre a cor do solo e sua idade. Nos solos jovens, observa-se que a cor é grandemente influenciada pelo material primitivo, que sofreu pequena intemperização e está pouco alterado. Nos solos maduros, onde houve influência marcante do clima, a cor estará relacionada com as condições predominantes de temperatura e umidade.

Como citado anteriormente, a cor é influenciada pelas condições de oxidação do ferro e do manganês, originando terras vermelhas, vermelho-amarelas, pardo-avermelhadas, entre outras. As tonalidades neutras ou suaves, como o cinzento e o azulado, estão correlacionadas com deficiência de oxigênio. Estas últimas colorações indicam a existência de zonas de aeração insuficiente, condições estas desfavoráveis ao crescimento satisfatório das culturas.

A coloração do solo, ao mesmo tempo que dá uma indicação da aeração, também fornece informações sobre as condições de drenagem. Por ilação, pode-se também ter uma idéia aproximada da permeabilidade, da estrutura e da porosidade do solo. A cor do solo pode influir na sua temperatura, uma vez que os de coloração escura podem armazenar mais calor do que os claros^{90,95}.

3.4.2.8. Estrutura:

A estrutura de um solo pode ser definida como sendo o resultado da agregação das suas partículas primárias, originando formas definidas. As partículas primárias (areia, limo e argila) e mais outros componentes como a matéria orgânica, os calcários, os sais, podem reunir-se em massas distintas, formando os agregados estáveis, também chamados elementos estruturais ou unidades estruturais. Estes agrupamentos de partículas primárias denominados “partículas secundárias” ou agregados, e que comportam-se como unidades independentes das partículas do solo ou de outros agregados ao seu redor, dão arranjos com formas definidas, constituindo o que é reconhecido como a estrutura do solo.

Os solos arenosos, como não formam os agregados estáveis que acontecem com os argilosos, são classificados em solos sem estrutura ou, também, solos com estrutura de grãos simples. Acontece que, quando úmidos, os solos arenosos mostram algumas propriedades físicas iguais aqueles com textura fina, que contêm agregados estáveis. Conseqüentemente, deve-se preferir a expressão estrutura de grãos simples a solo sem estrutura, ao classificar os arenosos. Os solos com elevado conteúdo em limo, possuem má estrutura. O limo, apesar de ser uma fração fina, não tem dimensões coloidais, não constituindo, portanto, um agente cimentante. A estrutura é instável e o solo pode, com facilidade, tornar-se compacto e impermeável.


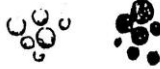






No campo, a estrutura de um solo é descrita de acordo com o tipo (forma), a classe (tamanho) e o grau de desenvolvimento (estabilidade). No laboratório pode-se estudar a estrutura indiretamente, por duas principais características dos agregados do solo: o grau de estabilidade e a distribuição de seus tamanhos.

A unidade estrutural do solo ou agregado, tem sua representabilidade definida, característica do horizonte, não devendo ser confundida com torrões, formados por distúrbios da massa do solo, como acontece nas terras que são aradas com baixa umidade; ou com fragmentos obtidos por ruptura da massa do solo fora dos seus planos de clivagem natural, nem com as concreções, que são resultantes da cimentação de partículas primárias. O agregado do solo individual e natural é, também, denominado “ped”.

No solo podem ser encontradas as macroestruturas, reconhecidas a olho nu, e as microestruturas, com dimensões inferiores a 1mm, as quais só podem ser classificadas por processos óticos^{25,90}.

A classificação da estrutura, no campo, segundo o “*Soil Survey Staff*” (tipo) é representada esquematicamente na Figura 17.

Figura 17 - Classificação e representação esquemática das estruturas do solo.

<u>TIPOS</u>	<u>SUBTIPOS</u>	<u>EIXOS</u>	<u>REPRESENTAÇÃO</u>	<u>CARACTERÍSTICA</u>
ESFEROIDAL	GRANULAR GRUMOSA			HORIZONTES SUPERFICIAIS
BLOCO (cúbica)	ANGULARES SUBANGULARES			HORIZONTE B
PRISMÁTICA	PRISMÁTICA COLUNAR			HORIZONTE B HORIZONTES SALINOS
LAMINAR	(não tem subtipo)			HORIZONTE C

Fonte: Kiehl⁹⁰ e Brady & Weil²⁵

Como citado anteriormente, a classificação da estrutura faz-se considerando, também, o tamanho dos agregados, o qual tem certa relação com o tipo, como pode-se verificar pelo Quadro 6.

Quadro 6 - Classificação da estrutura do solo.

Classes	Tipos (forma e arranjo dos agregados)						
	Laminar: a lâmina é aquela em que as partículas do solo estão arrançadas em torno de uma linha horizontal. As unidades estruturais têm aspecto de lâminas de espessura variável, porém, a linha horizontal é sempre maior.	Prismática (forma de prisma): é um tipo em que predomina a linha vertical.	Blocos: com três dimensões da mesma ordem de magnitude, arrançadas em torno de um ponto.				
	Sem a cabeça arredondada	Com a cabeça arredondada	Faces planas, a maioria dos vértices com ângulos vivos	Mistura de faces arredondadas e planas, com muitos vértices arredondados	Unidade de estruturas não porosas	Unidade de estruturas que são porosas	
	Laminar	Prismática	Colunar	Blocos (Angular)	Blocos subangulares	Granular	Estrutura em grumos
Muito pequena	Laminar muito pequena 1mm	Prismática muito pequena 10mm	Colunar muito pequena 10mm	Blocos angulares muito pequenos 5mm	Blocos subangulares muito pequenos 5mm	Granular muito pequena 1mm	Esmiuçada muito pequena <1mm
Pequena	Laminar pequena 1 a 2mm	Prismática pequena 10 a 20mm	Colunar pequena 10 a 20mm	Blocos angulares pequenos 5 a 10mm	Blocos subangulares pequenos 5 a 10mm	Granular pequena 1 a 2mm	Esmiuçada pequena 1 a 2mm
Média	Laminar média 2 a 5mm	Prismática média 20 a 50mm	Colunar média 20 a 50mm	Blocos angulares médios 10 a 20mm	Blocos subangulares médios 10 a 20mm	Granular média 2 a 5mm	Esmiuçada média 2 a 5mm
Grande	Laminar grande 5 a 10mm	Prismática grande 50 a 100mm	Colunar grande 50 a 100mm	Blocos angulares grandes 20 a 50mm	Blocos subangulares grandes 20 a 50mm	Granular grande 5 a 10mm	
Muito grande	Laminar muito grande 10mm	Prismática muito grande 100mm	Colunar muito grande 100mm	Blocos angulares muito grandes 50mm	Blocos subangulares muito grandes 50mm	Granular muito grande 10mm	

Fonte: Kiehl⁹⁰

Finalmente, a terceira característica empregada para descrever a estrutura do solo, é o grau de desenvolvimento ou a estabilidade dos agregados, com os seguintes grupos:

- 0 – sem estrutura
- 1 – fraca
- 2 – moderada
- 3 – forte.

A matéria orgânica, juntamente com os minerais de argila, são os dois agentes cimentantes que mais contribuem para a agregação do solo. As experiências têm demonstrado haver uma interação entre os colóides orgânicos e inorgânicos do solo, formando complexos que favorecem a estruturação. Se vários solos forem agrupados de acordo com o seu conteúdo de argila, o efeito agregante da matéria orgânica faz-se notar mais no solo que contiver menor quantidade de argila.

Nos solos arenosos, a ocorrência de agregados está correlacionada com a presença de matéria orgânica, a qual é mais eficiente que a argila na formação de agregados estáveis. Este fato deve-se à contribuição da atividade de microrganismos, à fauna terrestre e à vegetação, fatores que associam-se à presença de matéria orgânica no solo.

A incorporação de matéria orgânica no solo provoca uma intensa atividade de microrganismos, os quais agem como cimentantes das partículas pelos seus micélios, como é o caso de fungos e actinomicetes, ou pelas substâncias viscosas produzidas, como acontece com as bactérias. Dos produtos resultantes da síntese microbiana, os polissacarídeos são os mais importantes como cimentadores. Já aqueles produtos resultantes da decomposição da matéria orgânica, componentes do húmus, são mais ativos os materiais coloidais contendo poliuronídeos, proteínas e substâncias do tipo lignina, além dos já citados polissacarídeos^{95,130}.

Dos representantes da fauna terrestre, como formigas, besouros, larvas, centopéias, aranhas, nematóides e protozoários, que nutrem-se de resíduos de vegetais, são as minhocas os animais mais importantes no tocante à agregação do solo. Estes vermes, ao alimentarem-se dos resíduos vegetais, ingerem, também, certa porção de terra para auxiliar a digestão. Os seus dejetos, em forma de grânulos esponjosos, são relativamente ricos em nutrientes, com elevada capacidade de troca catiônica e resistentes à desagregação pela água¹⁵⁰.

A vegetação é outro importante fator na formação dos agregados, quer diretamente, pela ação mecânica das raízes, ou pela excreção de substâncias de ação cimentante, quer indiretamente, fornecendo alimentos para micro e macrorganismos.

O terceiro agente cimentante é representado pelos sesquióxidos de ferro e alumínio na forma coloidal. Nos solos de clima tropical e subtropical, ricos de óxidos de ferro, como latossóis, sabe-se da importância que representam tais compostos

como agentes cimentante pois, uma vez precipitados e desidratados, dificilmente reidratam-se e entram em suspensão, fato que dá aos agregados elevada estabilidade.

O sistema de manejo é outro fator correlacionado com a estrutura do solo; assim, o preparo do solo em más condições de umidade, cultivações continuadas, sem rotação de cultura, fertilizantes que deixam como resíduos catiônicos dispersantes da argila, são exemplos de condições de manejo que provocam a destruição da estrutura do solo.

A estrutura do solo é de grande importância para a vida vegetal. Assim, por exemplo, o gás carbônico do ar atmosférico, pelo fenômeno da fotossíntese, penetra pelas folhas dos vegetais, toma parte no metabolismo e é eliminado, em grande parte, pelas raízes. A penetração e distribuição das raízes no solo é variável, segundo a estrutura que ele apresenta. Para diferentes solos, ocorrem distintas maneiras das raízes distribuírem-se; em um litossol, que é um exemplo de extrema falta de agregação, as raízes ao encontrar resistência em penetrar no sentido vertical, devido à estrutura massiva, passam a caminhar na posição horizontal.

As raízes removem do solo o oxigênio, a água e os nutrientes. Sabe-se da importância dos nutrientes para a subsistência das plantas, mas, se o solo não for bem estruturado, faltarão água e oxigênio, e os nutrientes, mesmo que em quantidades suficientes, serão inoperantes. A estrutura do solo é uma propriedade que atua como importante fator na aeração, garantindo um fluxo de oxigênio capaz de contrabalancear o excesso de gás carbônico do solo eliminado pelas raízes e microrganismos.

A recuperação da granulação de um solo é um processo lento, necessitando muitos anos para obter-se algum resultado. A rotação de culturas tem sido um meio indicado, principalmente quando a pastagem está incluída no plano de afloramento. A aplicação de calcário e de adubos orgânicos é outra recomendação feita. Os dados obtidos em laboratório não confirmam o efeito do calcário na estruturação de amostras de terra, porém, no campo, este corretivo tem demonstrado provocar um aumento na vegetação, com maior produção de matéria orgânica o que, indiretamente, tem contribuído para a regeneração de estrutura do solo⁹⁰.

3.4.2.9. Consistência:

Consistência do solo é termo usado para descrever as condições físicas de um solo com diversos teores de umidade, conforme evidenciado pelo comportamento de tal solo, quando submetido a esforços mecânicos e à manipulações. Estes esforços são, via de regra, evidenciados pela manipulação pessoal, manuseio pelo tato, ou mediante emprego de um instrumento de subsolagem. A consistência é considerada uma combinação das propriedades do solo, as quais acham-se na dependência das forças de atração entre suas partículas, sob influência da umidade do próprio solo. A consistência do solo é considerada em três níveis de umidade: molhado, úmido e seco. Outrossim, a cimentação de alguns horizontes de solo funciona, ao que parece, independente do nível de umidade do mesmo^{25,90}.

• **Solos molhados:** Quanto aos solos molhados, a consistência é considerada em termos de viscosidade e plasticidade. Assim, o grau de viscosidade é identificado pelos seguintes termos: não viscosos, ligeiramente viscosos, viscosos e muito viscosos.

A plasticidade consiste na capacidade do solo de ser molhado, isto é, de mudar de forma quando submetido ao esforço de manter tal forma quando o esforço é removido, o que é evidenciado ao formar-se um fino bastão quando enrolado entre o polegar e o indicador. Os termos usados para descrever a graduação de plasticidade são: não plástico, ligeiramente plástico, plástico e muito plástico.

• **Solos úmidos:** A consistência dos solos úmidos é, sobretudo, importante, porque melhor descreve a condição dos solos quando são submetidos à operação de subsolagem. Constitui-se, na prática, numa medida geral de resistência do solo ao esmagamento entre o polegar e o indicador. A consistência de um solo úmido é descrita, partindo-se do material com menor coesão para aquele que adere tão fortemente, ao ponto de resistir ao esmagamento entre os dedos polegar e o indicador, conforme classificação abaixo:

- *Frouxo*: sem coesão.
- *Muito friável*: coeso, porém de muito fácil esmagadura.
- *Friável*: de fácil esmagadura.
- *Muito firme*: esmagadura somente sob forte pressão.
- *Extremamente firme*: resiste à esmagadura entre o polegar e o indicador.

Considerando que a consistência dos solos úmidos é, sobretudo, dependente do seu grau de umidade, a acurácia das medições práticas no terreno, destas características do solo, baseia-se totalmente na estimativa do seu grau de umidade. Em conseqüência, areia grossa deverá apresentar frouxa consistência; barros e barros sílticos bem granulados deverão ser friáveis, muito friáveis ou talvez firmes; argilas, argilas sílticas e barros sílticos-argilosos têm maior probabilidade de ser firmes ou muito firmes, especialmente se contiverem pouca matéria orgânica. Entretanto, estas generalizações deverão ser usadas com cautela, porque a consistência do solo sofre a influência de vários fatores, como tipo de argila e quantidade e tipo de húmus presente.

• **Solos secos:** Quando secos os solos resistem ao esmagamento e a outros tipos de manipulação. O grau desta resistência acha-se relacionado à atração mútua das partículas e é expresso em termos de rigidez e fragilidade. Na descrição da consistência dos solos secos, a terminologia é escalonada a partir de uma condição de pequena atração entre as partículas, deslocando-se para uma situação de elevadas forças coesivas, conforme citado abaixo:

- *Frouxo*: sem coesão.

- *Macio*: quebra-se sob leve pressão entre o polegar e o indicador, como massa porosa.

- *Ligeiramente duro*: quebra-se sob moderada pressão.

- *Duro*: quebra-se com dificuldade, sob pressão.

- *Muito duro*: muito resistente à pressão, não pode ser quebrado entre o polegar e o indicador.

- *Extremamente duro*: extremamente resistente à pressão, não pode ser quebrado manualmente.

• **Cementação:** Alguns horizontes de solo apresentam cementação bastante independente do nível de umidade do solo. São agentes de cementação certos compostos como óxidos de ferro e de alumínio, carbonato de cálcio e sílica. A consistência dos horizontes é expressa nos seguintes graus de cementação:

- *Fracamente cementados*: as peças cementadas poderão ser quebradas na mão.

- *Fortemente cementadas*: as peças cementadas não podem ser quebradas na mão, mas podem ser facilmente quebradas com um martelo.

- *Endurecidas*: peças quebráveis exclusivamente com golpes firmes de martelo^{25,95}.

As formas de consistência apresentadas pelos solos, conforme o conteúdo de água, têm importância agrícola quanto ao preparo mecânico das terras para cultura.

3.4.2.10. Raízes:

As raízes dos vegetais superiores funcionam, também, mais extensivamente do que como simples fonte de tecido morto para a nutrição dos microrganismos do solo. Quando vivas, as raízes exercem influência, não somente sobre o equilíbrio da solução do solo, mediante retirada de nutrientes solúveis, mas por interferência direta sobre a disponibilidade de nutrientes. Os ácidos orgânicos formam-se nas superfícies das raízes e tornam-se, portanto, solventes eficazes. Outrossim, a excreção de misturas que podem decompor-se facilmente, tais como aminoácidos, e também a eliminação de tecidos das raízes, estimulam a microflora com tal intensidade que não é conseguida em outras partes do solo.

O número de organismos nas proximidades das raízes, isto é, na “rizosfera”, poderá ser 100 vezes maior do que em outras áreas do solo, embora um valor 10 vezes maior seja, provavelmente, o mais normal. Isto significa que, a superfície adsorviva dos pêlos radiculares, fica situada na zona de maior assimilabilidade do nutriente, o que explica, em parte, porque as raízes das plantas superiores são classificadas como organismos do solo. Elas forçam, não só a transferência de nutrientes como, também, promovem uma assimilabilidade que, sob outras condições, poderia ser demasiado vagarosa²⁵.

O enraizamento de um solo depende, essencialmente, dos seguintes fatores:

- espécie do vegetal;
- propriedades físicas do solo, especialmente de sua estrutura;
- propriedades químicas do solo, ou seja, de sua riqueza ou pobreza em nutrientes e fatores tóxicos;

- umidade do solo, incluindo tanto secas ou “veranicos”, como excesso de água por estagnação;
- uso do solo, que influi especialmente pelas técnicas agrícolas empregadas, e que afrouxam ou compactam o solo;
- clima, incluindo-se temperaturas e precipitações;
- nível freático.

Raízes mais profundas do que 1m, provavelmente, servem somente para o abastecimento com água em períodos secos. Normalmente, plantas com raízes mais profundas, conseguem superar melhor os períodos secos, e com um volume radicular extenso, superam possíveis deficiências nutritivas nas camadas mais superficiais. A planta duplicando o comprimento radicular, pode absorver água e nutrientes de um espaço 8 vezes maior do que consegue com a metade do comprimento radicular.

O problema maior dos solos agrícolas é que, com o tempo de uso, estes perdem sua estrutura favorável, adensando-se e encrostando-se, devido à deterioração dos grumos. Os mesmos processos que contribuem para a formação de crostas superficiais, e de adensamentos, que muitas raízes não conseguem transpassar. Em solos secos uma densidade aparente (densidade do solo) de 1,2 a 1,4g/cm³, já pode constituir uma barreira séria, enquanto que, a partir de 1,6g/cm³, a maioria das raízes desvia.

Solos nativos, sem uso predatório, são mais permeáveis, possuem maior porosidade e conservam mais água disponível, graças à estrutura grumosa. Seu enraizamento é profundo por possuir densidade aparente baixa. Pelo cultivo e técnicas atuais, esta estrutura degrada-se invariavelmente, aumentando a densidade de uma camada pouco abaixo da superfície, onde a maioria das raízes deveria desenvolver-se¹²⁵.

A descrição das raízes deverá constar imediatamente após o registro da descrição morfológica do perfil. Presentemente, é difícil uma definição satisfatória de termos que descrevam a quantidade de raízes pela observação da face do perfil. Entretanto, como o objetivo principal é distinguir as quantidades relativas de raízes nos diferentes horizontes, pode ser suficiente, sem definições mais rígidas, o uso da seguinte série de termos: muitas, comuns, poucas e raras. A ausência de raízes normalmente não é mencionada.

Dentro do tipo de raízes deverão ser especificadas, devidamente, as fasciculares, pivotantes, secundárias e outras.

Quanto ao diâmetro das raízes, deverão ser verificadas nas exposições das seções na face do perfil, e registradas descritivamente, segundo predominância. Disposições anômalas ou estranhas das raízes em relação à seqüência dos horizontes ou à vertical no perfil, deverão ser registradas quando ocorrerem⁹⁵.

3.4.3. Características e propriedades químicas do solo:

3.4.3.1. Matéria orgânica:

Uma vez incorporada ao solo, a matéria orgânica sofre uma série de transformações bioquímicas através da ação de microrganismos, onde as substâncias complexas originais são decompostas, absorvidas como material celular ou oxidadas em substâncias mais simples, em última instância, minerais. Diferentes substâncias apresentam maior ou menor facilidade de biodegradação, em geral, na seguinte ordem decrescente:

- carboidratos (açúcares, amidos)
- proteínas
- óleos, gorduras, ceras, ligninas, etc.

À medida que a matéria orgânica é incorporada ao solo, os microrganismos iniciam a decomposição da fração carbonácea, como fonte de energia para as reações de oxidação e síntese de material celular. Os produtos finais da decomposição da matéria carbonácea são CO₂ e H₂O, com liberação de energia, conforme equação abaixo:



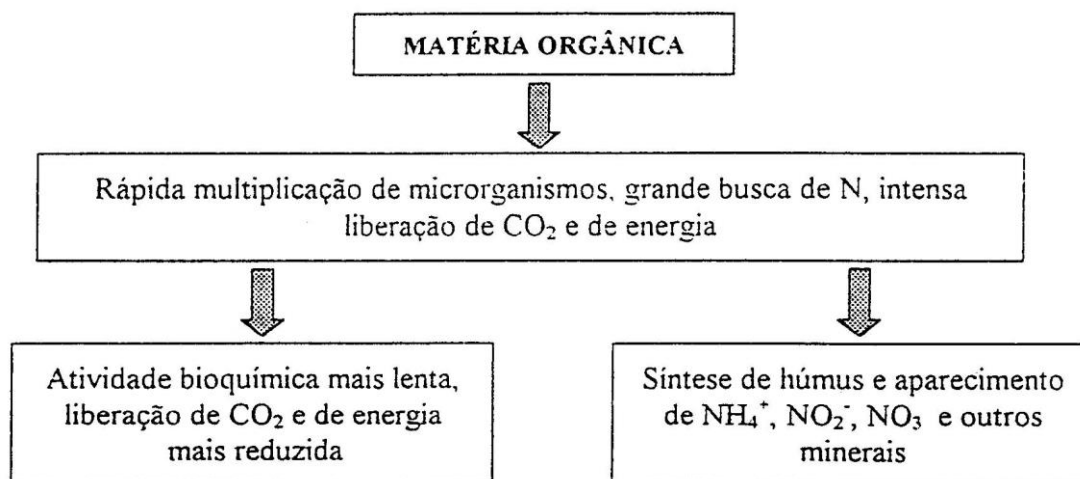
Do conteúdo original de carbono, cerca de 1/3 é assimilado pelos microrganismos e 2/3 transformados em CO₂.

As substâncias orgânicas nitrogenadas, inicialmente, dão origem aos aminoácidos, os quais podem ser prontamente transformados em CO₂, compostos

amoniacais e outros produtos. Parte do nitrogênio é sintetizado em material celular de novos microrganismos e, se as condições forem favoráveis, segue-se o processo de nitrificação, ou seja, a produção de nitritos e nitratos.

Assim, a massa orgânica original sofre, de início, um intenso ataque dos microrganismos que reproduzem-se rapidamente. À medida que os compostos intermediários vão tornando-se mais simples e reduz-se a disponibilidade de alimentos, a atividade microbiana decresce, assim como o número de microrganismos vivos. Gradualmente vai formando-se uma massa mais estável, composta pela matéria orgânica mais resistente, originalmente presente como tal ou parcialmente estabilizada pela ação dos microrganismos. A massa resultante denomina-se húmus, definida como um sistema orgânico natural num estado de equilíbrio dinâmico, já que não é totalmente resistente, pois também é decomposto no solo, embora lentamente. O húmus representa a fração orgânica realmente ativa e importante no que diz respeito à fertilidade do solo¹⁵. A Figura 18 apresenta, esquematicamente, o processo de formação do húmus.

Figura 18 - Decomposição da matéria orgânica no solo.



Fonte: Bastos¹⁵

O húmus apresenta-se como uma massa amorfa, coloidal, de cor marrom a negra, de decomposição heterogênea e altamente variável, de acordo com a composição da matéria orgânica original. Entretanto, o húmus possui características comuns e benéficas ao solo, como elevado grau de absorção de água, virtualmente insolúvel na água e apresenta elevada capacidade de troca catiônica atuando, assim, como um sistema tampão.

Geralmente a relação carbono/nitrogênio (C/N) do húmus está em torno de 10/1 a 12/1, ou seja, independente da relação C/N da matéria orgânica original incorporada ao solo, esta deve ser transformada em valores próximos a 10/1 para que haja acúmulo de húmus. Quando a relação C/N do material incorporado é elevada (>20), pode haver insuficiência de nitrogênio (elemento vital para a síntese celular), o que pode desacelerar o processo de decomposição.

À medida que a biodegradação avança, cada vez mais carbono e nitrogênio vão sendo assimilados, e mais carbono é oxidado e liberado como CO₂ pelas atividades de respiração. Com redução da disponibilidade de nutrientes, o processo segue com perda de CO₂, pois parte do carbono das células dos microrganismos mortos é assimilada e parte oxidada, com isto reduzindo a relação C/N. Quando esta relação atinge um valor próximo a 17/1, há mais nitrogênio do que carbono em relação às necessidades dos microrganismos, diminuindo, portanto, a assimilação de nitrogênio, que passa a ser liberado como NH₃, posteriormente nitrificado a NH₄, NO₂ e NO₃, até que a relação C/N aproxime-se de um valor de equilíbrio, em torno de 10/1 e 12/1^{15,133}.

O pH do solo é afetado pela incorporação de material orgânico. Nos solos das regiões tropicais, o íon alumínio aparece como o maior responsável pela acidez; freqüentemente as variações de pH e do teor de alumínio trocável aparecem como processos simultâneos, ocorrendo em sentidos opostos, inclusive quando aplica-se material orgânico. A elevação do pH pode ser justificada em função da produção de íons OH⁻ quando o oxigênio atua como receptor de elétrons, durante a oxidação do carbono pelos microrganismos. Em geral, a alteração do pH é temporária, o que poderia ser justificado pelo retorno de íons alumínio à solução do solo, uma vez decompostos os seus complexos orgânicos. De qualquer maneira, não se pode

considerar que a maioria dos materiais orgânicos possam ser empregados na correção da acidez do solo.

A matéria orgânica é um dos componentes do complexo de cargas negativas do solo, além dos minerais de argila e óxidos, ficando os nutrientes na forma de cátions retidos eletrostaticamente no solo. Em solos de regiões sob clima tropical, o intemperismo mais intenso determina a ocorrência de minerais de argila com baixa capacidade de retenção de cátions, tornando-se importante, nestes solos, a contribuição da matéria orgânica para seu complexo de cargas negativas.

Assim, a incorporação da matéria orgânica representa uma das poucas formas viáveis, senão a única de introduzir-se material com cargas negativas no solo. A capacidade de retenção de cátions por um material orgânico depende do grau de decomposição, ou maturação em que ele encontra-se, ou seja, da natureza dos compostos que o constituem no momento da incorporação. Ao decompor-se, percorrendo os diferentes estágios até estabilizar-se na forma de húmus, as propriedades adsorptivas da matéria orgânica acentuam-se.

A matéria orgânica contém quantidades consideráveis de energia em potencial. Desta enorme quantidade de energia contida na matéria orgânica do solo, apenas uma parte é utilizada pelos microrganismos, o remanescente é deixado nos resíduos ou é dissipado como calor. Esta perda de calor representa uma grande e contínua remoção de energia do solo^{25,133}.

A adubação mineral, por mais completa que seja, nunca consegue manter a produtividade do solo, quer o clima seja temperado ou tropical, sem que exista o retorno sistemático e dirigido da matéria orgânica. Dentre muitas vantagens, a adição de matéria orgânica fornece:

- substâncias agregantes do solo, tornando-o grumoso, com bioestrutura estável à ação das chuvas;
- ácidos orgânicos e álcoois, durante sua decomposição, e que servem de fonte de carbono aos microrganismos de vida livre, fixadores de nitrogênio, possibilitando, portanto, sua fixação;
- possibilidade de vida aos microrganismos, especialmente os fixadores de nitrogênio, que produzem substâncias de crescimento, como triptofano ácido-

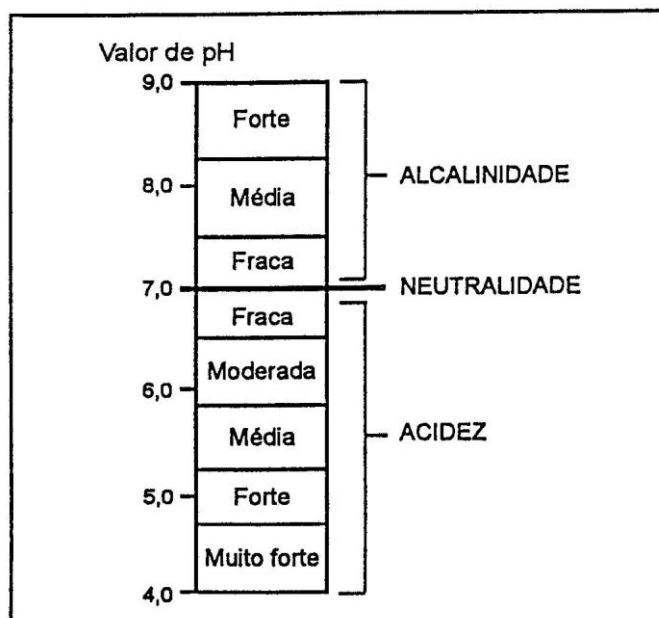
indol-acético, as quais possuem muito efeito positivo sobre o desenvolvimento do vegetal;

- alimento aos organismos ativos na decomposição, produzindo antibióticos que protegem as plantas de pestes, contribuindo, assim, para a sanidade vegetal;
- substâncias intermediárias produzidas em sua decomposição, que podem ser absorvidas pelas plantas, aumentando o crescimento;
- aumento da capacidade de troca de cátions do solo (CTC);
- aumento do poder tampão, isto é, incremento da resistência contra modificações bruscas do pH, que é especialmente importante para terras quimicamente adubadas;
- substâncias como fenóis, uma vez que é heterocondensado de substâncias fenólicas, que contribuem não somente para a respiração e a maior absorção de fósforo mas, também, para a sanidade vegetal^{125,133}.

3.4.3.2. pH:

O termo pH define a acidez ou a alcalinidade relativa de uma substância. A escala de pH cobre uma amplitude de 0 a 14. Um valor de pH igual a 7,0 é neutro, valores abaixo de 7,0 são ácidos, e acima de 7,0 são básicos. O pH da maioria dos solos produtivos varia entre os valores de 4,0 a 9,0; os graus de acidez e de alcalinidade para esta amplitude de pH são mostrados na Figura 19.

Figura 19 - Graus de acidez e alcalinidade encontrados na maioria dos solos agrícolas.



Fonte: Lopes¹²³ (Potafos)

Um ácido é uma substância que libera íons de hidrogênio (H^+). Quando saturado com H^+ , um solo comporta-se como um ácido fraco, quanto mais H^+ for retido no complexo de troca, maior será a acidez do solo. O alumínio também age como um elemento acidificante e ativa o H^+ .

O pH do solo simplesmente mede a atividade do íon hidrogênio, e é expresso em termos logarítmicos. O significado prático da relação logarítmica é que, cada unidade de mudança no pH, significa uma mudança de dez vezes no grau de acidez ou de alcalinidade. Isto quer dizer que, um solo com pH 6,0, tem um grau de acidez 10 vezes maior do que um solo com pH 7,0, ou seja, 10 vezes mais H^+ ativo, e que as necessidades de calcário aumentam rapidamente à medida que o pH diminui (acidez aumenta).

Dentre os fatores que afetam o pH do solo, os que apresentam maior influência são os abaixo relacionados:

• **Material de origem** – Os solos desenvolvidos de rochas ou de material de origem básica, geralmente, possuem valores de pH mais altos do que aqueles formados de rochas ácidas (por exemplo: granito).

• **Precipitação** – A água de chuva, passando pelo solo, lixivia os nutrientes básicos, como o cálcio e o magnésio; eles são substituídos por elementos acidificantes como o hidrogênio, o manganês e o alumínio. Assim sendo, os solos formados sob condições úmidas são mais ácidos do que aqueles formados sob condições áridas.

• **Decomposição da matéria orgânica** – A matéria orgânica do solo está continuamente sendo decomposta pelos microrganismos em ácidos orgânicos, dióxido de carbono (CO_2) e água, formando ácido carbônico (H_2CO_3). O ácido carbônico, por sua vez, reage com os carbonatos de cálcio e magnésio no solo, para formar bicarbonatos solúveis, que são lixiviados deixando o solo mais ácido.

• **Vegetação nativa** – Os solos formados sob vegetação de floresta tendem a ser mais ácidos do que aqueles desenvolvidos sob vegetação de gramíneas. As coníferas causam maior acidez do que as floretas decíduas.

• **Tipo de cultura** – Os solos podem tornar-se mais ácidos quando as colheitas removem as bases. Culturas diferentes removem quantidades distintas de cálcio e magnésio; as leguminosas, geralmente, contêm maiores quantidades destes nutrientes do que as plantas não leguminosas. As quantidades de cálcio e de magnésio também variam de acordo com a parte da planta que é removida pela colheita. Quando a palhada de uma cultura ou a forragem é removida de um solo, um balanço final ácido permanece; quando os grãos ou sementes são removidos, o balanço final é o aumento do pH, porque as sementes contêm um alto nível de componentes ácidos. Várias leguminosas liberam íons de hidrogênio na sua rizosfera quando estão fixando ativamente o nitrogênio atmosférico, a acidez gerada pode variar de 0,2 a 0,7 unidades de pH por mol de nitrogênio fixado.

• **Profundidade do solo** – A acidez geralmente aumenta com a profundidade do solo, exceto em áreas de grande pluviosidade. A perda do solo superficial por erosão pode aumentar a acidez na camada arável, à medida que a profundidade do solo superficial diminui, mais subsolo é incluído na camada arável. Existem casos,

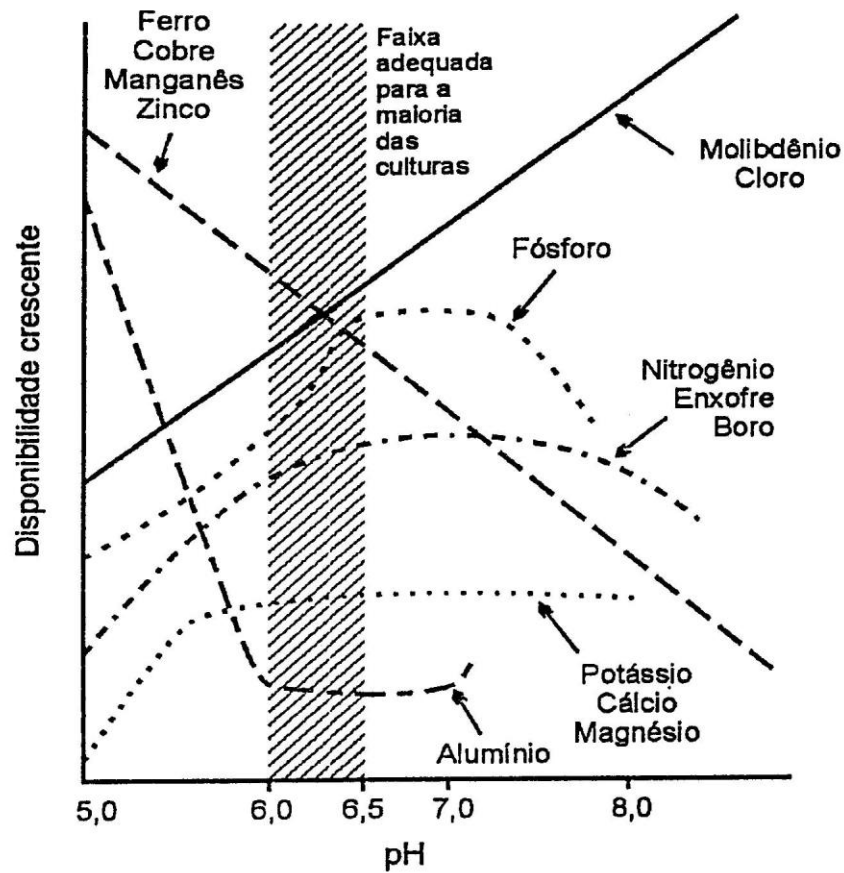
entretanto, em que o pH do subsolo é mais elevado que o do solo superficial, como resultado, a erosão poderia contribuir para elevar os valores de pH do solo.

• **Adubação nitrogenada** – O nitrogênio do fertilizante, da matéria orgânica, do esterco e da fixação por leguminosas produz acidez; a adubação nitrogenada acelera a taxa de desenvolvimento da acidez. Com pequenas doses de nitrogênio a taxa de acidificação é baixa, mas aumenta com o incremento das doses de fertilizantes nitrogenados. Em solos calcários estes efeitos de acidificação podem ser benéficos; quando o ferro, o manganês e outros micronutrientes, exceto o molibdênio, são deficientes, a disponibilidade deles pode ser aumentada com a diminuição do pH.

• **Inundação** – O efeito geral da submergência é um aumento de pH nos solos ácidos e a diminuição do pH nos solos básicos, independente do valor original do pH; a maioria dos solos atinge pH entre 6,5 e 7,2 um mês após ser inundados, e assim permanecem até ser secos novamente. Conseqüentemente, a calagem tem pouco valor na produção de arroz em sistemas de irrigação por inundação. Além disso, a inundação pode induzir à deficiência de micronutrientes como o zinco^{85,117,123,133}.

Para fins práticos, considera-se a faixa de pH entre 6,0 e 6,5 adequada para a maioria das plantas cultivadas no Brasil. Dentre os vários efeitos da calagem em solos ácidos, destaca-se o aumento da disponibilidade da maioria dos nutrientes essenciais para as plantas. Com exceção do ferro, cobre, manganês e zinco, que apresentam diminuição na sua disponibilidade com a elevação do pH, todos os demais como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, molibdênio e cloro, têm sua disponibilidade aumentada pelo uso racional da calagem em solos ácidos (vide Figura 20).

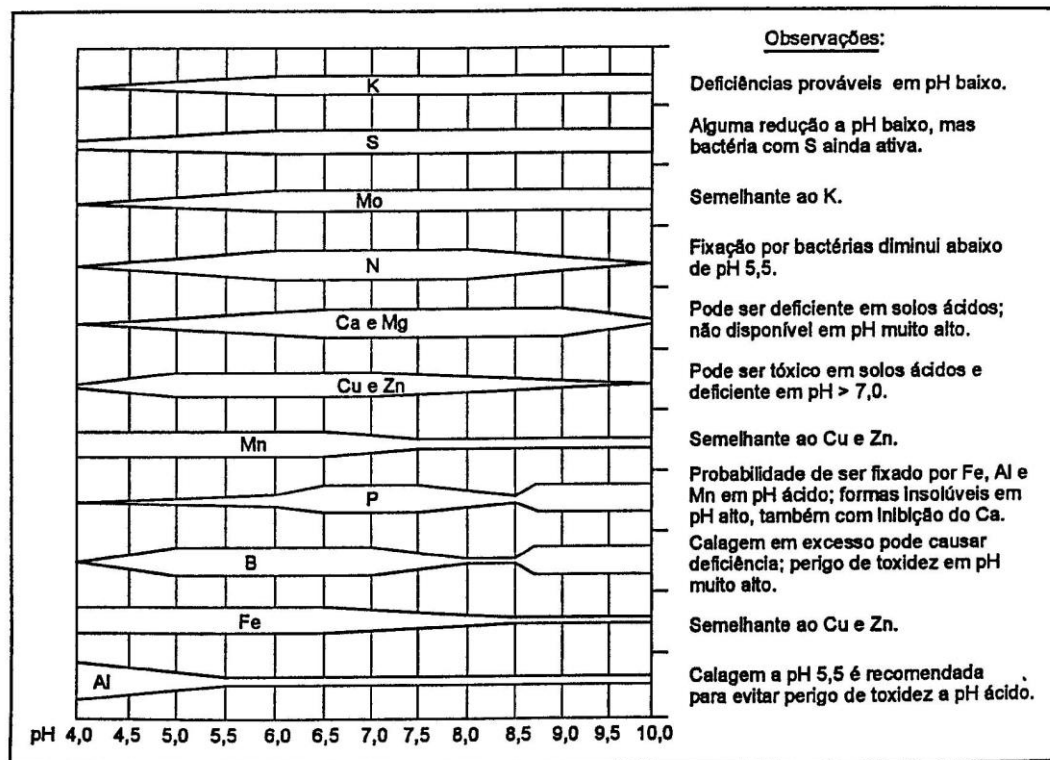
Figura 20 - A disponibilidade dos elementos no solo em relação às alterações do pH.



Fonte: Lopes¹²³ (Potafos)

A Figura 21 mostra como a amplitude de pH influencia a disponibilidade de nutrientes e outros elementos.

Figura 21 - Efeito do pH na disponibilidade de nutrientes e outros elementos no solo.



Fonte: Lopes¹²³, Brady & Weil²⁵

Um solo excessivamente ácido, como excessivamente alcalino, sempre tem uma estrutura pior, com menos oxigênio, menos matéria orgânica, menor capacidade para reter água, menor possibilidade de penetração de chuvas e raízes, menos microvida heterótrofa e mais íons tóxicos. Os dois tipos de solo sofreram o mesmo processo de decadência, só que o solo ácido formou-se sob regime abundante de umidade, pelo menos em uma época do ano, enquanto que o solo alcalino por sódio formou-se sob regime de escassez de chuvas. Por isto, os dois podem ser corrigidos pela aplicação de matéria orgânica e calagem. Normalmente, o pH ácido, menor que 5,0 em solo argiloso, menor que 5,5 em solo arenoso e menor que 4,0 em solo

orgânico, ou pH alcalino, maior que 7,5 em solos argilosos e maior que 7,0 em solos arenosos, são somente a expressão de um desenvolvimento anormal dos solos. Podem apresentar um teor elevado de íons de hidrogênio (H^+) ou de hidroxila (OH^-), mas não necessariamente. Além disso, a concentração de íons de hidrogênio, em solução nutritiva até um pH 2,5 não prejudica a planta; prejudiciais são as condições que o solo oferece com alumínio tóxico, a falta de fósforo, o anaerobismo, entre outros^{36,125,133}.

Os organismos do solo sofrem influência das flutuações reativas na solução do solo. Isto poderá ser ocasionado, em casos extremos, pelos próprios íons hidrogênio da solução do solo porém, na maioria dos casos, deverá ser atribuído aos fatores relacionados com o seu pH.

Em geral, verifica-se que nos solos minerais, bactérias e actinomicetes têm melhor desempenho com valores intermediários a elevados de pH, e que sua atividade diminui drasticamente quando o pH reduz-se para 5,5 ou menos. Os fungos, entretanto, são muito versáteis, desenvolvendo-se satisfatoriamente com todas as reações do solo. Nos solos normais predominam os fungos com valores mais reduzidos de pH porém, nas faixas intermediárias e elevadas, enfrentam forte competição por parte das bactérias e actinomicetes.

A não ser com valores de pH bem superiores a 5,5 em solos minerais, haverá ocorrência de nitrificação e vigorosa fixação de nitrogênio. A mineralização, embora prejudicada, prosseguirá com intensidade considerável sob valores menores de pH, porque os fungos acham-se capacitados, na sua maioria, a efetuar estas transferências enzimáticas com acidez elevada, o que é providencial, pois os vegetais superiores, que desenvolvem-se em solos muito ácidos, pelo menos disporão de nitrogênio amoniacal. No conjunto, um solo com faixa intermediária de pH, apresenta o regime biológico mais satisfatório. As condições nutrientes são favoráveis, sem extremos e a assimilabilidade do fósforo encontra-se no máximo^{25,76}.

3.4.3.3. Nitrogênio:

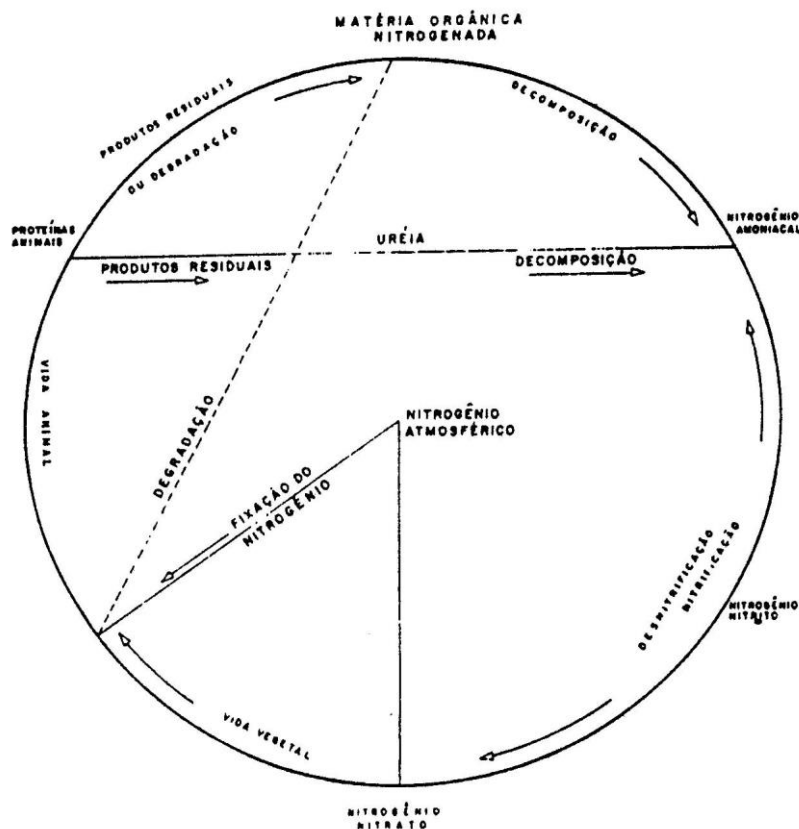
O nitrogênio é um elemento extremamente importante na síntese de proteína pelas plantas, e pode vir a ser um fator limitante na produção de alimentos.

Entretanto, o nitrogênio, como todo nutriente, pode causar problemas de superprodução de algas nos corpos receptores de estações de tratamento que não forem capazes de retirar ou, ao menos, reduzir a quantidade deste elemento. Nos esgotos o nitrogênio pode aparecer de diversas formas, desde nitrogênio orgânico, amônia, até formas mais oxidadas com nitrito e nitrato.

a. As formas de nitrogênio:

Pode-se conhecer a presença e aquilatar o grau de estabilização da matéria orgânica, pela verificação da forma como estão presentes os compostos de nitrogênio na água residuária. Vide o ciclo do nitrogênio na Figura 22.

Figura 22 - Ciclo do nitrogênio.



Fonte : Pessoa & Jordão¹²¹

O nitrogênio presente no esgoto fresco está quase todo combinado sob forma de proteína e uréia; as bactérias, no seu trabalho de oxidação biológica, transformam

o nitrogênio presente primeiramente em amônia, depois em nitritos e, depois, em nitratos. A concentração com que o nitrogênio aparece sob estas várias formas, indica a idade do esgoto e/ou sua estabilização em relação à demanda de oxigênio.

Os nitritos são muito instáveis no esgoto, e oxidam-se facilmente para a forma de nitratos. Sua presença indica uma poluição já antiga e raramente excede 1,0mg/L no esgoto ou 0,1mg/L nas águas de superfície.

Já os nitratos são a forma final de uma estabilização e podem ser utilizados por algas ou outras plantas para sintetizar proteínas que, por sua vez, podem ser utilizadas por animais para formar proteína animal. A decomposição e morte da proteína vegetal e animal, pela ação das bactérias, gera o nitrogênio amoniacal e, assim, o ciclo completa-se, num verdadeiro ciclo da vida^{25,121}.

Como dados típicos da presença de nitrogênio no esgoto doméstico, o Quadro 7 apresenta resultados gerais.

Quadro 7 - Valores típicos de nitrogênio nos esgotos domésticos (mg/L).

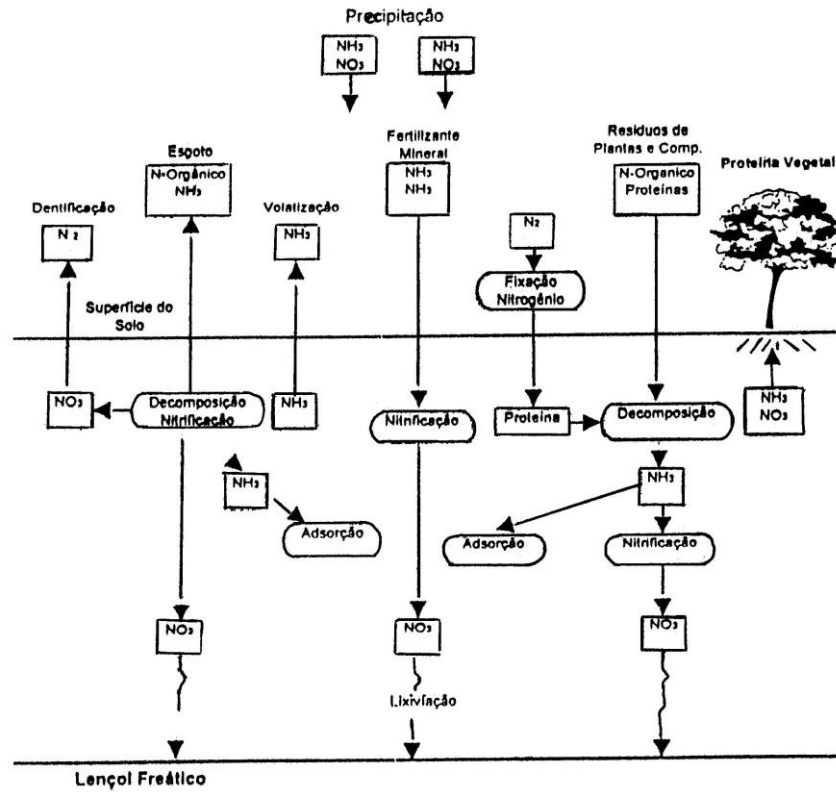
Parâmetros \ Condições do Esgoto	Forte	Médio	Fraco
Nitrogênio Total	85	50	25
Nitrogênio Orgânico	35	20	10
Amônia Livre	50	30	15
Nitritos, NO ₂	0,10	0,05	0
Nitratos, NO ₃	0,40	0,20	0,10

Fonte : Pessoa & Jordão¹²¹

b. Nitrogênio na disposição de esgotos no solo:

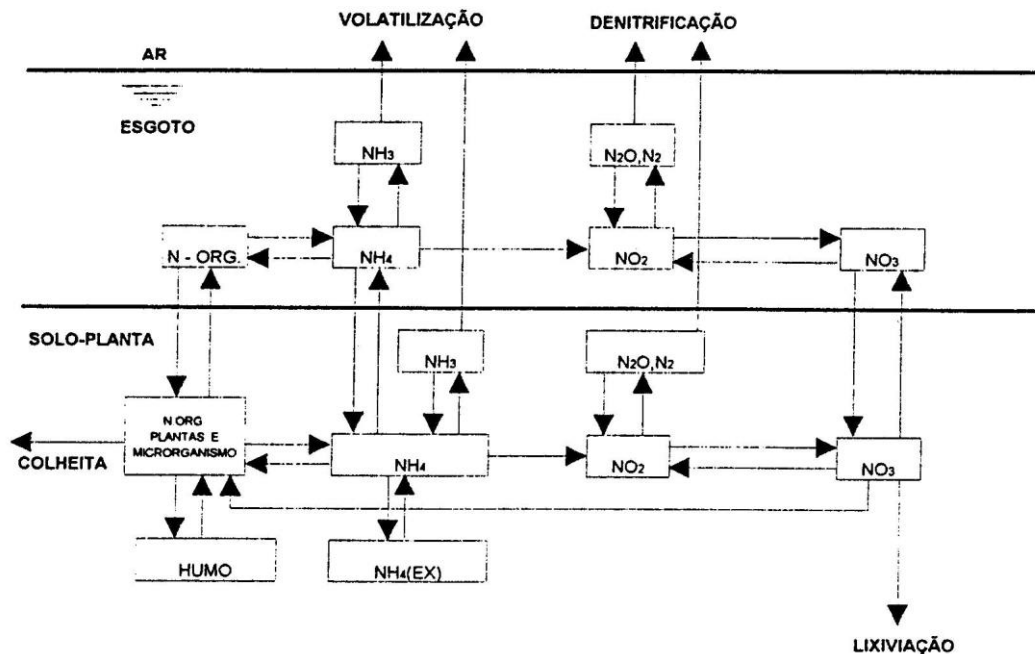
A Figura 23 apresenta esquematicamente as fontes (entradas), bem como as formas de redução (saídas) do nitrogênio num sistema de disposição de esgotos, de uma forma geral. Já a Figura 24 mostra especificidades, principais estágios e transformações do nitrogênio num sistema de disposição de esgotos no solo, delimitando fisicamente estes estágios na fina lâmina de esgotos que ocorre intermitentemente à superfície do solo, e também os que ocorrem no sistema solo-planta.

Figura 23 - Transformações do nitrogênio num sistema de disposição de esgotos no solo.



Fonte : Metcalf & Eddy Inc¹⁰⁶

Figura 24 - Principais estágios e transformações do nitrogênio num sistema de disposição de esgotos no solo.



Fonte : Kruzic & Schroeder⁹²

c. Processos de transformação do nitrogênio:

Quando o sistema de disposição de esgotos no solo entra em regime pleno de operação, importantes processos de transformação do nitrogênio ocorrem, buscando disponibilizá-lo nas diversas formas, as quais permitem que os mecanismos de remoção cumpram suas funções. Estes processos constituem-se, basicamente, na nitrificação e na denitrificação.

• Nitrificação

A nitrificação ocorre na presença de oxigênio e envolve a conversão da amônia (NH_3^-) a nitratos (NO_3^-) pela ação de microrganismos no solo. A conversão ocorre, primeiramente, de amônia para nitrito (NO_2^-), pela ação das bactérias nitrosomas e, subseqüentemente, de nitrito para nitrato, através das nitrobactérias. A nitrificação é um processo de transformação do sistema esgoto-solo-plantas que oxida o nitrogênio a formas utilizáveis pelas plantas e microrganismos.

A nitrificação é, grandemente, afetada pelas alterações no pH, e é praticamente inibida pelo pH abaixo de 5,0. O processo também é afetado pela concentração da amônia (NH₄), especialmente sob condições alcalinas e, certamente, sensível à presença de inibidores comerciais contidos no esgoto. Os nitrosomas são mais sensíveis à amônia do que as nitrobactérias; então, sob condições alcalinas pode acontecer o acúmulo de nitrito, inclusive em níveis tóxicos.

A intensificação da nitrificação dá-se em condições aeróbias; em solos irrigados, porém drenados, as condições serão tanto melhores quanto maiores forem as condições de aeração do solo. Em solos inundados, a nitrificação ocorre nos primeiros milímetros da superfície de contato com o ar, indo ao limite da camada aeróbia-anaeróbia da lâmina d'água/solo. Assim, a nitrificação depende, também, da profundidade da lâmina d'água, do tempo de permanência da mesma sobre o solo, dos períodos de rega e da estrutura do solo, já que a difusão do oxigênio faz-se 10⁴ vezes mais rápida pelo ar do que pela massa líquida^{30,133}.

• Denitrificação

A denitrificação é o processo por meio do qual o nitrato ou o nitrito são convertidos ao elemento nitrogênio. A reação dá-se através da seguinte seqüência: nitrato, nitrito, óxido nitroso e o elemento nitrogênio. A denitrificação é considerada como sendo um processo biológico, mas significantes remoções através das reações químicas são possíveis sob determinadas condições.

A denitrificação biológica é um processo anaeróbio no qual o nitrato serve como elétron receptor. O nitrato não funciona como fonte de energia; normalmente, a fonte de energia são os compostos de carbono mas, no caso da *Thiobacillus denitrificans*, a fonte de energia é o elemento enxofre. Considerando-se que a proporção de consumo entre o carbono e o nitrogênio é de 1,5:1, e o montante de nitrato disponível para denitrificação raramente é maior que 100ppm, a fonte de energia orgânica para a denitrificação, normalmente, não é fator limitante na camada superior do solo; entretanto, em profundidades superiores a 10cm, a fonte de energia orgânica pode passar a ser fator limitante^{30,123}.

A situação onde a denitrificação ocorre muito rapidamente é nas plantações de arroz. Pelo fato do solo permanecer inundado, sob estas condições anaeróbias, o

nitrito é convertido, quase que totalmente, ao elemento nitrogênio. A matéria orgânica não serve somente como fonte de energia para a denitrificação bacteriana, ela também aumenta a demanda de oxigênio incrementando, assim, as condições anaeróbias favoráveis à denitrificação em si.

A denitrificação em meio aeróbio pode ocorrer, porém sob condições específicas e com eficiência muito limitada^{25,30,125}.

Condições do solo que exercem influência sobre a nitrificação e a denitrificação:

- **Aeração** – sendo um processo de oxidação estritamente aeróbio, a nitrificação depende da presença do oxigênio. Desta forma, qualquer procedimento capaz de aumentar a aeração de um solo acelerará, até certo ponto, a taxa de nitrificação. Em ambientes anaeróbios, a nitrificação mediada por microrganismos quimiotróficos não ocorre.

- **Temperatura** – a temperatura mais favorável para o processo de nitrificação localiza-se entre 26 e 32°C. À temperatura de 52°C, praticamente cessa a nitrificação. No ponto de congelamento ou abaixo dele, não existe nitrificação, que inicia-se entre 2 e 5°C, e aumenta lentamente em intensidade até atingir a temperatura ótima. As taxas de denitrificação também aumentam com as elevações da temperatura do solo.

- **Umidade** – a intensidade com que realiza-se a nitrificação num solo depende, em grau considerável, da quantidade de água nele existente. As bactérias nitrificadoras permanecem ativas sob condições muito secas, mas inativas em solos inundados. Os solos com umidade suficiente para o crescimento das plantas terão umidade suficiente para uma nitrificação normal. Os solos encharcados não contêm oxigênio suficiente para suprir as bactérias nitrificadoras. Como resultado, muito pouco nitrato será produzido. Quando o oxigênio é excluído do solo, pode ocorrer a denitrificação por ação das bactérias, isto pode diminuir rapidamente o teor de nitrogênio. Uma ressalva deve ser feita, pois a nitrificação apresenta progresso apreciável com níveis de umidade iguais, ou mesmo inferiores ao coeficiente de murchamento.

- **Calagem (pH)** – a calagem estimula a nitrificação em solos ácidos. O processo de oxidação exige abundância de bases trocáveis, o que explica, em parte, a

baixa taxa de nitrificação encontrada em solos minerais ácidos. Os microrganismos responsáveis pela nitrificação são, também, sensíveis aos valores baixos de pH, e requerem um pH na faixa de 7,0 a 8,5 para atingir o seu crescimento ideal. Em solos ácidos, a população de *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* é extremamente baixa, e sua atividade, muitas vezes, sequer é detectada. Isto sugere a possibilidade da nitrificação causada por microrganismos quimiorganotróficos, adaptados às condições de acidez do solo. Dentro de limites razoáveis, a própria acidez exerce, aparentemente, pequena influência sobre a nitrificação, quando acham-se presentes as bases apropriadas, o que é especialmente encontrado nos solos turfosos, mesmo com valores de pH abaixo de 5,0, tais solos poderão apresentar um notável acúmulo de nitratos. A calagem pode ser responsável pelo aumento da denitrificação sob certas condições.

- **Fertilizantes** – a aplicação de quantidades elevadas de fertilizantes amoniacais a solos alcalinos inibe a segunda fase da nitrificação. Nestas condições, a amônia formada é tóxica à *Nitrobacter*, sem exercer influência prejudicial às *Nitrossomonas*; como resultado, quantidades tóxicas de nitritos poderão acumular-se no solo.

- **Resíduos de culturas** – a denitrificação ocorre à medida que as bactérias do solo oxidam os resíduos orgânicos; grandes quantidades de resíduos combinadas com baixo suprimento de oxigênio aumentam as reações de denitrificação e perdas de nitrogênio.

- **Relação carbono/nitrogênio** – quando os microrganismos decompõem os resíduos animais e vegetais que possuem elevados coeficientes de C/N, eles incorporam, a si próprios, todo nitrogênio inorgânico que ficará, assim, imobilizado temporariamente. A nitrificação fica, por conseguinte, mais ou menos paralisada, face à ausência de nitrogênio amoniacal que está sendo consumido também pelos organismos em decomposição; é, portanto, iniciada uma competição com os vegetais superiores pelo nitrogênio. Após decomposição parcial da matéria carbonácea, até que o material energético deixe de existir em abundância, certa quantidade do nitrogênio imobilizado será mineralizado e os compostos de amônio reaparecerão no solo. As condições passam a ser favoráveis à nitrificação e os nitratos poderão novamente acumular-se^{25,30,123}.

d. Mecanismos de remoção do nitrogênio:

Disponibilizado o nitrogênio nas suas diversas formas utilizáveis, ocorrem os mecanismos de remoção, que constituem-se em assimilação, volatilização e lixiviação.

• Assimilação

Este mecanismo efetiva-se sob duas formas, assimilação por microrganismos, particularmente bactérias, e assimilação pela cultura vegetal de cobertura (NH_3^- e NO_3^-). A assimilação microbiana é, principalmente, associada à utilização do carbono durante o crescimento dos microrganismos. A fração maior do nitrogênio assimilado microbiologicamente retornará à fase líquida devido à amonificação pela morte das células. Muito deste nitrogênio pode, também, converter-se em humo (matéria orgânica), porém a taxa esperada de acumulação num sistema aeróbio, como é o escoamento à superfície, é muito baixa se comparada com a carga de nitrogênio no sistema.

A assimilação pela cultura vegetal de cobertura varia sazonalmente, e só ocorre a efetiva remoção do nitrogênio se a colheita é feita permanente e rotineiramente. Estimativas de remoção do nitrogênio em sistemas de escoamento à superfície em plena operação situam a retirada média entre 200 e 400 kg/ha/ano. Sistemas em plena operação apresentam resultados na remoção através da assimilação pela cobertura vegetal de 6 a 25% do nitrogênio aplicado ao sistema.

A retirada do nitrogênio do sistema através da assimilação pelas plantas está diretamente relacionada à produtividade e, se o objetivo for maximizar a retirada deste elemento através deste mecanismo, a seleção da vegetação de cobertura deve recair sobre as espécies que apresentam alta produtividade de matéria seca, como gramíneas perenes e legumes. A potencialidade para a remoção do nitrogênio é maior em culturas perenes do que em culturas anuais, isto porque as segundas utilizam somente parte do nutriente na fase de crescimento^{2,50,117}. O Quadro 8 apresenta resultados de remoção de nitrogênio em diversas culturas.

Quadro 8 - Nitrogênio assimilado por diversas culturas (kg/ha/ano).

	Espécie Vegetal	Nitrogênio removido (kg/ha/ano)
Forragem (perenes)	Alfafa	225 – 540
	Bromegrass	130 – 225
	Coast bermuda grass	400 – 675
	Kentucky bluegrass	200 – 270
	Quackgrass	235 – 450
	Reed canary grass	335 – 450
	Rye grass	200 – 280
	Sweet clover*	175
	Tall fescue	150 – 325
	Orchardgrass	250 – 350
Culturas (anuais)	Cevada	125
	Milho	175 – 200
	Algodão	75 – 110
	Sorgo	135
	Batata	230
	Soja*	250
	Trigo	160

*Leguminosas

(Fabáceas) podem também retirar nitrogênio da atmosfera.

Fonte : EPA – Austrália⁵⁰, USEPA¹¹⁵

• Volatilização

A volatilização é o mecanismo que permite a remoção do nitrogênio através do lançamento direto na atmosfera dos gases amônia e nitrogênio (inerte).

A volatilização da amônia é um mecanismo que ocorre no escoamento à superfície. Resultados obtidos em Utica-EUA estimam a perda pela volatilização de 9 a 10% do nitrogênio aplicado pela disposição de efluentes de lagoas de estabilização.

O mecanismo da volatilização é influenciado também pela temperatura pois, com temperaturas abaixo de 13 a 14°C, chega a experimentar uma diminuição na sua eficiência de até 90%.

- **Lixiviação**

O mecanismo da lixiviação é a percolação do nitrogênio na forma de nitrato através do solo, podendo manter-se acumulado nas partes mais profundas do mesmo, chegando até a alcançar o lençol freático, podendo vir a causar problemas a médio prazo.

A lixiviação depende de fatores como a concentração de nitrato no solo, a permeabilidade do solo, a intensidade e frequência das chuvas e a intensidade e frequência da aplicação dos esgotos no solo^{66,117}.

- e. **A remoção do nitrogênio na disposição de esgotos no solo:**

A remoção do nitrogênio num sistema de disposição de esgotos no solo acontece segundo a seqüência apresentada abaixo:

- nitrogênio orgânico coloidal e suspenso são removidos por sedimentação e filtração;
- a maioria da amônia é removida, inicialmente, por troca iônica na superfície do solo;
- a amônia é nitrificada durante a fase de secagem do solo, mas uma quantidade significativa pode, também, ser nitrificada durante a fase de aplicação do esgoto, enquanto o solo tiver condições aeróbias. Como resultado da nitrificação, aqueles locais no solo, ocupados pela amônia, tornam-se vagos;
- parte do nitrato formado durante a fase de secagem pode ser denitrificado se existirem condições anaeróbias em parcelas do solo;
- durante a próxima aplicação de esgotos, uma porção de nitrato é denitrificada devido à presença de outros locais anaeróbicos, bem como o surgimento de material carbonáceo. O nitrato remanescente acompanha o efluente. O fato da denitrificação exigir uma maior quantidade de carbono como fonte de energia, exalta a melhor eficiência do processo com o

tratamento de esgoto bruto, onde existe uma maior proporção de carbono para nitrogênio¹¹⁷.

f. O nitrogênio nítrico:

A quantidade de nitrogênio sob forma de nitratos perdida por drenagem depende do clima e das condições agrícolas. Nas regiões áridas e semi-áridas, tais perdas são residuais, por ser mínima ou não existente a lixiviação. Em áreas úmidas ou aonde há prática de irrigação, assumem importância as perdas de nitrogênio sob a forma de nitratos. Em condições especiais, mormente quando há drenagem deficiente em aeração, poder-se-á, provavelmente, reduzir as perdas de compostos sob a forma de nitratos, que escapam sob a forma de gás.

O nitrogênio nítrico (NO_3^-) é facilmente lixiviado pela água da chuva e por cargas hidráulicas artificiais. Quando o solo superficial for pobre, a raiz pode procurá-lo até 1,80m de profundidade. Em épocas secas o nitrato sobe novamente à superfície do solo, provocando o verdejar explosivo das plantas no início dos períodos chuvosos. Quando as quantidades de nitrato são muito grandes, aproximando-se dos 160kg/ha, em partes são lixiviados para o lençol freático, vindo a aparecer nas fontes e rios, existindo registros mesmo do aparecimento deste elemento nos lençóis subterrâneos profundos.

Os nitratos são absorvidos preferencialmente pela plantas, por serem pouco tóxicos aos vegetais, podendo circular em maior concentração na seiva, necessitando, portanto, menos fósforo para sua metabolização, que pode ser mais vagarosa. Exigem porém, a presença de molibdênio para poderem ser metabolizados pela planta. Permitem uma maior acumulação de cálcio, magnésio e potássio no vegetal por representarem um ânion.

Para solos salinos e alcalinos, é a forma mais indicada de nitrogênio, por não ter pronta volatilização neste meio^{2,4,66,125}.

g. Nitrogênio na planta:

O nitrogênio na planta é, inicialmente, reduzido à forma amoniacal e combinado nas cadeias orgânicas, formando ácido glutâmico; este, por sua vez, é incluído em mais de uma centena de diferentes aminoácidos. Destes, cerca de 20 são

usados na formação de proteínas. As proteínas participam, como enzimas, nos processos metabólicos das plantas, tendo assim uma função mais funcional do que estrutural. Além disso, o nitrogênio participa da composição da molécula da clorofila.

Plantas deficientes em nitrogênio apresentam-se amareladas e com crescimento reduzido. A clorose desenvolve-se, primeiro, nas folhas mais velhas, com as mais novas permanecendo verdes. Em casos de deficiências severas, as folhas adquirem coloração marrom e morrem.

O fato das folhas mais novas das plantas conservarem-se verdes, em condições de deficiência de nitrogênio, é um indicativo da mobilidade do nutriente nas plantas. As proteínas translocam-se das folhas deficientes e são reutilizadas nas folhas mais novas^{126,145}.

3.4.3.4. Fósforo:

O fósforo contido nos esgotos provém dos dejetos microbianos e dos detergentes e sabões que utilizam fosfatos como aditivos. A aplicação continuada dos esgotos no solo pode provocar um aumento da concentração de fósforo nas camadas superiores. Caso ocorra a saturação, a utilidade do solo fica limitada para a remoção de fósforo; apesar desta tendência, em sistemas operados há anos, não se manifestou qualquer perda da eficiência na remoção de fósforo.

Com a possível exceção do nitrogênio, nenhum outro elemento faz tamanha falta ao crescimento vegetal no terreno quanto o fósforo. A ausência deste elemento é duplamente perigosa, porque poderá impedir a assimilação de outros nutrientes pelos vegetais^{112,154}.

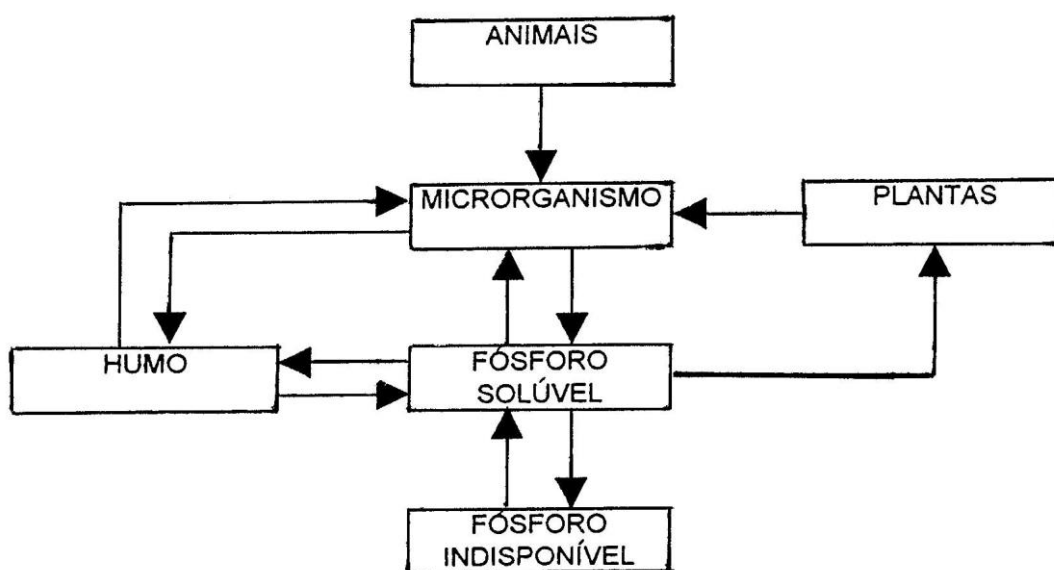
a. O ciclo do fósforo:

O fósforo não tem uma grande diversidade na valência para associar-se na oxidação e redução como o nitrogênio e o enxofre; por esta razão, a sua forma química não muda tão radicalmente no meio. Entretanto, o fósforo é parte importante dos ácidos nucleicos e dos compostos de transferência de energia sendo, assim, essencial para as plantas, animais e crescimento microbiano.

Muitas formas do fósforo são indisponíveis às plantas e aos microrganismos pela sua baixa solubilidade; isto é particularmente mais acentuado nos compostos de ferro e de alumínio. Além disto, compostos que contêm ferro, podem ser incorporados no humo do solo, tornando-se indisponíveis.

O fósforo disponível pode ser absorvido por microrganismos ou plantas, e convertido em material celular. Quando as plantas e os animais morrem, o fósforo pode tanto liberar-se na solução do solo, como transportar-se para o humo, ou ser incorporado ao material celular de microrganismos. A realização do ciclo do fósforo, demonstrado na Figura 25, depende de diversos fatores; entre eles, destaca-se a porcentagem de fósforo no material degradável e o pH do solo^{129,145}.

Figura 25 - Ciclo esquemático do fósforo.



Fonte: Reed¹²⁹

b. Movimento do fósforo no solo:

O fósforo movimenta-se muito pouco na maioria dos solos. Ele geralmente permanece onde é colocado pela intemperização dos minerais ou pela adubação. Assim, pouco fósforo é perdido por lixiviação, apesar dele poder movimentar-se um pouco mais em solos arenosos do que em solos argilosos. A erosão superficial

(escorrimento superficial) pode remover partículas de solo contendo fósforo. A erosão e a remoção pelas culturas são as únicas formas significativas de perdas de fósforo do solo.

Quase todo o fósforo movimenta-se no solo por difusão, um processo lento e de pouca amplitude, que depende da umidade do solo. Condições de seca reduzem drasticamente a difusão. Se o fósforo em um solo barrento (franco) está a mais de 1cm da raiz, ele nunca irá movimentar-se o suficiente para ser absorvido por ela. As raízes de uma cultura entram em contato com somente de 1 a 3% do solo da camada arável (15 a 20 cm)^{1,74,123}.

c. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo:

A disponibilidade do fósforo depende de várias condições:

- **Quantidade de argila** – solos com alto teor de argila “fixam” mais fósforo.
- **Tipo de argila** – os solos com certos tipos de argila como a caulinita, os óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio (comuns em regiões com alta pluviosidade e altas temperaturas), e os minerais de argilas amorfos como a alofana, imogolita e complexos de húmus-Al (comuns em solos formados por cinzas vulcânicas), retêm ou “fixam” mais o fósforo do que os outros solos.
 - **Época de aplicação** – quanto mais longo for o tempo de contato do solo com o fósforo adicionado, maiores são as chances de “fixação”.
 - **Aeração** – o oxigênio é necessário para o crescimento da planta e para a absorção dos nutrientes, assim como para a decomposição da matéria orgânica do solo, que é uma fonte importante de fósforo.
 - **Compactação** – a compactação do solo reduz a aeração e o espaço poroso na zona radicular. Isto reduz a absorção de fósforo e o crescimento das plantas. A compactação também diminui o volume de solo que as raízes podem penetrar, limitando o acesso das mesmas ao fósforo do solo. O fato de que o fósforo movimenta-se a curtas distâncias, na maioria dos solos, constitui-se em um problema a mais da restrição ao desenvolvimento radicular e à absorção de nutrientes, causado pela compactação.

- **Umidade** – o aumento da umidade do solo até níveis ótimos torna o fósforo mais disponível para as plantas, mas o excesso de umidade exclui o oxigênio, limitando o crescimento das raízes e reduzindo a absorção de fósforo.

- **Temperatura** – quando as temperaturas são adequadas para o bom desenvolvimento das plantas, elas afetam muito pouco a disponibilidade de fósforo. O calor acelera a decomposição da matéria orgânica mas, quando as temperaturas são muito altas ou muito baixas, podem restringir a absorção de fósforo pelas plantas.

- **Outros nutrientes** - a aplicação de outros nutrientes pode estimular a absorção de fósforo. O cálcio em solos ácidos e o enxofre em solos básicos parecem aumentar a disponibilidade de fósforo, como faz o nitrogênio amoniacal, mas a adubação com zinco tende a restringí-la.

- **Cultura** – algumas culturas apresentam sistema radicular fasciculado, outras são do tipo pivotante. Conseqüentemente, as culturas diferem grandemente na sua habilidade para extrair formas disponíveis de fósforo do solo.

- **pH do solo** – em solos dominados por argilas do tipo 2:1, a solubilidade dos vários compostos de fósforo é amplamente determinada pelo pH. Fosfatos de ferro, de manganês e de alumínio apresentam baixa solubilidade em água, eles dominam os solos ácidos. Compostos insolúveis com o cálcio e com o magnésio existem acima de pH 7,0. As formas de fósforo mais solúveis e disponíveis estão na amplitude de pH 5,5 a 7,0, isto faz com que a calagem adequada seja essencial em solos ácidos^{6,123,125}.

d. Remoção do fósforo:

A remoção do fósforo na disposição dos esgotos no solo dá-se pela precipitação química, pela adsorção, além da sua utilização no crescimento da vegetação de cobertura dos sistemas. O fósforo, que ocorre principalmente na forma de ortofosfato, é adsorvido por minerais argilosos e na matriz de certos solos orgânicos. A precipitação química com cálcio, em valores de pH de neutro a alcalino, e com ferro e alumínio, em valores de pH ácido, ocorre em taxa mais lenta que a adsorção, porém esta é igualmente importante. O fósforo adsorvido pode auxiliar na remoção pois é, geralmente, resistente à lixiviação.

O fosfato é absorvido rapidamente na superfície do solo (30cm), e o equilíbrio é alcançado em 24 horas. Esta adsorção física do fosfato na superfície do solo tem relativa mobilidade, uma vez que ele é prontamente trocável. Depois da adsorção inicial à superfície, o fosfato continua reagindo com o solo. Reações de vagarosa difusão na matriz do solo e precipitação levam a uma relativa imobilidade do fosfato^{1,74,76}.

O grau de remoção do fósforo, realizável por sistemas de disposição no solo, depende do grau de contato entre o esgoto e a matriz do solo. Assim, sistemas com a característica de um substancial fluxo de esgotos acima da superfície do solo, como o escoamento à superfície, têm potencial limitação para uma eficiente remoção do fósforo. Como resultado desta limitação de contato com o solo, a remoção de fósforo alcançada nos sistemas de escoamento à superfície em operação está, geralmente, entre 40 e 60% do total aplicado^{74,106,145}.

Um incremento na eficiência da remoção do fósforo pode ser alcançado com a adição de sulfato de alumínio nos esgotos, antes da aplicação ao solo. Aplicações de sulfato de alumínio ao esgoto bruto, na concentração de 20mg/L, reduziram a concentração de fósforo de 8,8 para 1,5mg/L, ou seja, 85% de eficiência, em experiências realizadas em Ada, Oklahoma. A adição de sulfato de alumínio em efluentes de lagoa de estabilização, para aplicação no solo na proporção de 1:1 entre alumínio e fósforo, resultou na significativa redução do fósforo no efluente da disposição para 1mg/L, ou seja, apresentando uma redução de cerca de 80% no sistema de Utica, Mississippi^{52,83}.

A redução do fósforo na disposição de esgotos por escoamento à superfície é inversamente proporcional à taxa de aplicação, e não apresenta sensíveis alterações quanto ao sistema de distribuição utilizado.

Muito embora a precipitação química e a adsorção sejam processos importantes na redução do fósforo, também tem a sua influência a parcela reduzida pela utilização da vegetação de cobertura; entretanto, é de fundamental importância o corte e a retirada da biomassa, pois somente assim será efetiva. Em experimento efetuado na disposição de efluentes de filtros biológicos, na cidade de Garland, Texas, observou-se um acréscimo na quantidade de fósforo, causado por falha operacional por ter-se efetuado o corte, e não ter sido providenciada a retirada da

biomassa. Para que este fator de remoção do fósforo possa ser potencializado, recomenda-se que a frequência no corte e retirada da biomassa seja a maior possível, já que o fósforo é utilizado como estimulante do crescimento do vegetal^{52,83,145}. O Quadro 9 apresenta dados de quantidades de fósforo retiradas por diversas culturas.

Quadro 9 - Fósforo assimilado por diversas culturas (kg/ha/ano).

Espécie Vegetal	Fósforo Removido
Bermuda grass	30 – 50
White clover	20
Eucalipto	15
Alfafa	20 – 30
Aveia	50
Ryegrass	60 – 80
Sorgo	15
Tall fescue	30

Fonte: EPA – Austrália⁵⁰

O Quadro 10 mostra o comportamento do fósforo em relação à profundidade do solo, em disposição de efluentes de suinocultura, inclusive com dados comparativos de duas diferentes propriedades na Austrália, e coleta em áreas com e sem disposição de efluentes.

Quadro 10 - Concentração de fósforo em relação à profundidade (mEq/100g).

Propriedade	Profundidade (cm)	Concentração de fósforo	
		Área com efluente	Área sem efluente
A	0 – 1,5	2,30	0,06
	1,5 – 3,0	0,37	0,04
	3,0 – 5,0	0,20	0,03
	5,0 – 10,0	0,05	0,03
	10,0 – 15,0	0,03	0,02
	15,0 – 30,0	0,03	0,02
B	0 – 2,0	1,60	0,05
	2,0 – 3,5	0,20	0,04
	3,5 – 5,0	0,12	0,04
	5,0 – 10,0	0,09	0,02
	10,0 – 15,0	0,05	0,02
	15,0 – 30,0	0,03	0,02

Fonte: Jeffery & Uren⁸⁵

e. Fósforo na planta:

Embora o fósforo seja classificado como um macronutriente primário e de grande importância, os teores nas plantas são bem mais baixos do que os de nitrogênio e potássio, aproximando-se mais dos teores dos macronutrientes secundários.

O fósforo é absorvido, preferencialmente, como H_2PO_4^- , consequência não só do efeito do pH na abundância desta espécie iônica em solução mas, também, de um marcante decréscimo de absorção de fósforo com a elevação do pH da solução. Após a absorção, o fósforo é, quase que imediatamente, incorporado em compostos orgânicos.

O fósforo participa de um grande número de compostos das plantas, essenciais em diversos processos metabólicos. O elemento está presente também nos processos de transferência de energia. O seu suprimento adequado, desde o início do desenvolvimento vegetal, é importante para a formação dos primórdios das partes reprodutivas. O fósforo em quantidades adequadas, estimula o desenvolvimento radicular, é essencial para a boa formação de frutos e sementes, e incrementa a precocidade da produção.

Este nutriente, ao contrário do que acontece em solos, apresenta alta mobilidade na planta, transferindo-se rapidamente de tecidos velhos para regiões de meristema ativo. Mesmo assim, a deficiência do elemento tem efeitos drásticos em retardar o crescimento de maneira geral, de forma que sintomas da carência não são marcantes, como é o caso do nitrogênio e do potássio, manifestando-se mais como uma parada do crescimento^{126,145}.

3.4.3.5. Potássio:

Em muitos solos brasileiros a adubação potássica pode não fazer efeito e até baixar o rendimento. Este efeito negativo, provavelmente, deve-se à absorção deficiente de cálcio e magnésio, em presença de nitrogênio amoniacal. Provoca-se um desequilíbrio entre ânions e cátions, prejudicando a nutrição vegetal. O mecanismo que ocorre é uma absorção excessiva de potássio em prejuízo da de cálcio, o que aumenta o efeito tóxico de manganês. A absorção potássica dos solos secos é fraca, neste caso, é mais provável que sua adição tenha reação positiva.

O potássio é absorvido pelas plantas da solução do solo, na forma iônica de K^+ ; a absorção depende, principalmente, da difusão do elemento, através da solução do solo e, em proporção menor, de fluxo de massa. O potássio tem alguma semelhança com o fósforo, no que diz respeito à absorção pela planta, já que os dois nutrientes dependem de difusão para chegar na superfície das raízes; contudo, sais de potássio apresentam, em geral, solubilidade e, assim, os teores de K^+ na solução do solo podem atingir concentrações bastante elevadas, dependendo do teor de ânions presentes. Isto confere ao potássio uma mobilidade bem maior, relativamente ao fósforo, permitindo também um esgotamento mais fácil pelas plantas^{126,126}.

a. Fatores que afetam a disponibilização do potássio:

Como o potássio tem uma mobilidade relativa no solo, atingindo as raízes das plantas principalmente por difusão, qualquer fator que restrinja o crescimento radicular ou reduza a taxa de difusão pode diminuir a absorção do potássio pelas plantas. Alguns fatores são apresentados a seguir:

- **Aeração do solo** – a disponibilização do potássio é mais afetada por má drenagem do que a maioria dos outros nutrientes. Sistemas de plantio direto ou cultivo mínimo e a compactação limitam a absorção de potássio e aumentam os problemas de deficiência, principalmente por causa da aeração reduzida e do pouco desenvolvimento radicular.

- **Capacidade de troca catiônica** – solos com alta capacidade de troca catiônica têm maior capacidade de armazenamento e suprimento de potássio.

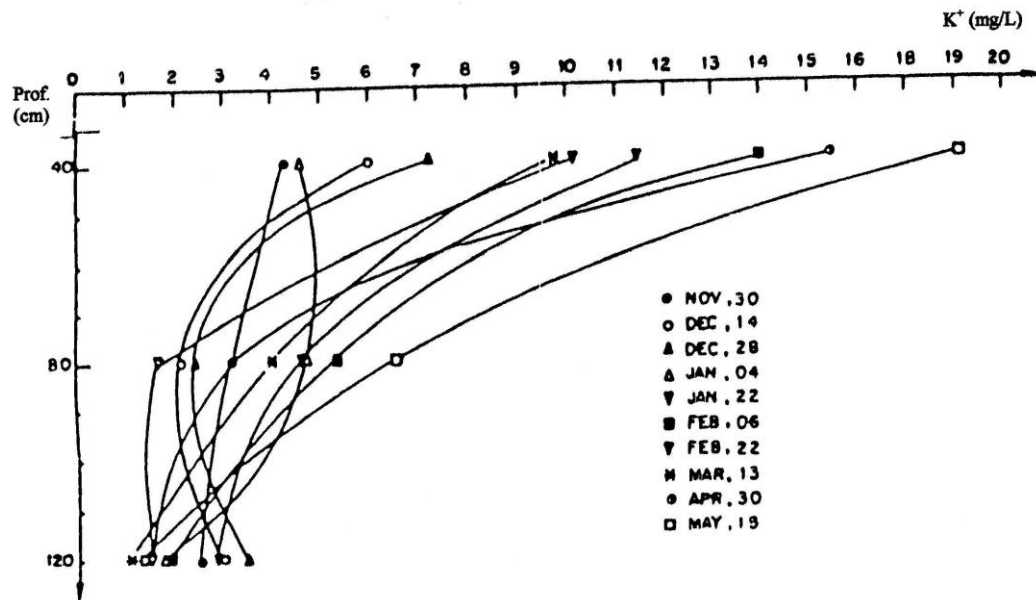
- **Temperatura do solo** – baixas temperaturas reduzem a disponibilidade e a absorção de potássio pelas raízes das plantas, e este efeito pode ser parcialmente minimizado pelo aumento dos níveis de potássio no solo.

- **Umidade do solo** – a umidade é necessária para a movimentação do potássio, por difusão, até as raízes das plantas, para a absorção. Tanto o estresse por seca como por excesso de umidade reduzem a disponibilidade do potássio.

- **pH** – se não houver grandes reduções na temperatura, a disponibilização/absorção do potássio pode ocorrer com pH acima de 3,5, tendo seu melhor desempenho com pH entre 6,0 e 7,5^{123,125}.

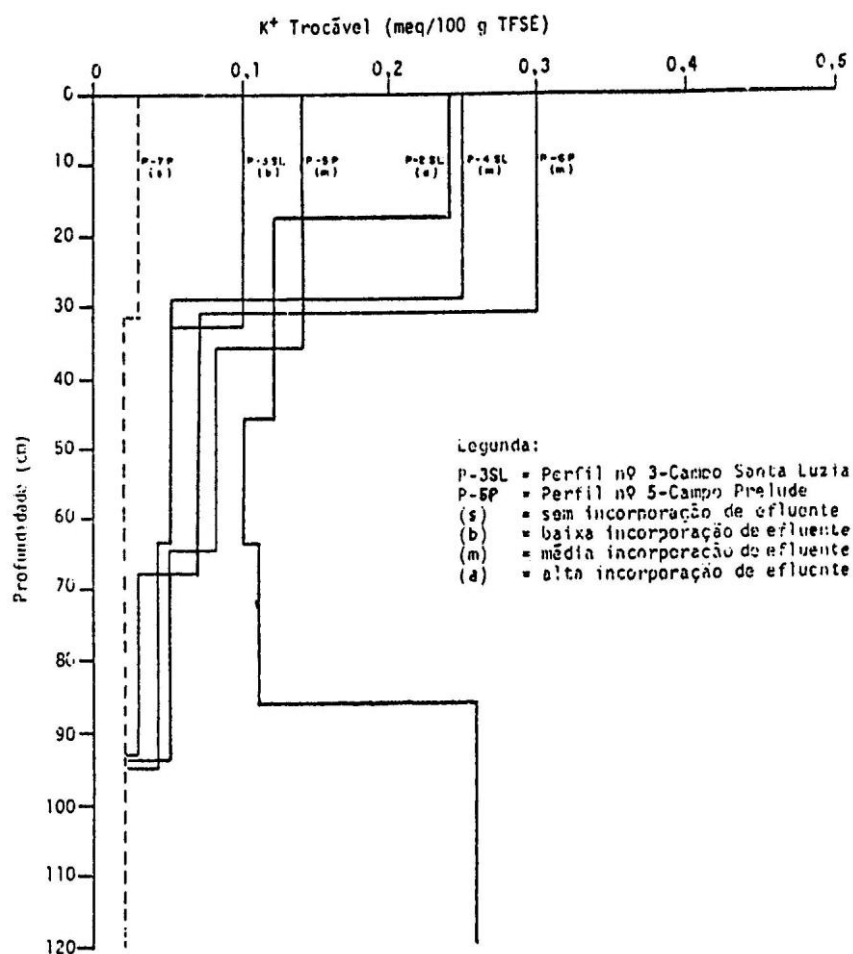
Em pesquisas realizadas com a disposição de vinhaça de cana-de-açúcar no solo, observou-se que as importantes variações do potássio ocorrem, na sua grande maioria, na primeira camada do solo de 50cm (vide Figura 26). O mesmo ocorrendo com a disposição de esgotos resultantes da fabricação de chapas de polpa de madeira, na primeira camada de 120cm, como pode ser verificado na Figura 27.

Figura 26 - Concentração de potássio na solução do solo em diferentes profundidades.



Fonte: Cunha et al.⁴⁰

Figura 27 - Distribuição do K^+ trocável ao longo do perfil do solo com a disposição de esgotos resultantes da fabricação de chapas de polpa de madeira.



Fonte: IPT-Duratex⁸⁴

b. Perdas por lixiviação:

Ao revés das condições reinantes para o nitrogênio e, especialmente, para o fósforo, grandes quantidades de potássio são perdidas por lixiviação. Uma análise das águas de drenagem de solos minerais que tenham sido submetidos a copiosas aplicações do nutriente, apresentará consideráveis montantes de potássio. Em casos extremos, a magnitude destas perdas poderá aproximar-se à do potássio removido pelas culturas. Mesmo em solos de regiões úmidas, e que recebem quantidades moderadas do nutriente, a perda anual de potássio por lixiviação pode atingir mais de 22kg/ha²⁵.

c. Remoção de potássio pelas plantas:

Sob condições normais do terreno e com adequado suprimento de nutrientes, é elevada a remoção do potássio pelas culturas, o que corresponde, geralmente, a 3 ou 4 vezes à do fósforo e iguala à do nitrogênio, não constitui exceção a retirada de 112 a 140kg/ha.

O teor de potássio nas plantas só é inferior, em geral, ao de nitrogênio. A maior parte do potássio é absorvida pelas plantas durante a fase de crescimento vegetativo, e as altas taxas de absorção implicam uma forte interferência na absorção de outros cátions.

O potássio é absorvido como K^+ pelas plantas e o nutriente mantém-se sempre nesta forma, sendo o mais importante cátion na fisiologia vegetal, não fazendo parte de compostos específicos, pois a função do potássio não é estrutural. Destacam-se o papel de ativador de funções enzimáticas e de manutenção da turgidez das células.

O potássio é extremamente móvel na planta, ocorrendo transporte a longas distâncias; é comum o potássio das folhas velhas ser distribuído para as folhas novas. Órgãos de plantas são supridos preferencialmente e, assim, tecidos meristemáticos e frutos novos têm altos teores de potássio^{22,62,126}.

3.4.3.6. Enxofre:

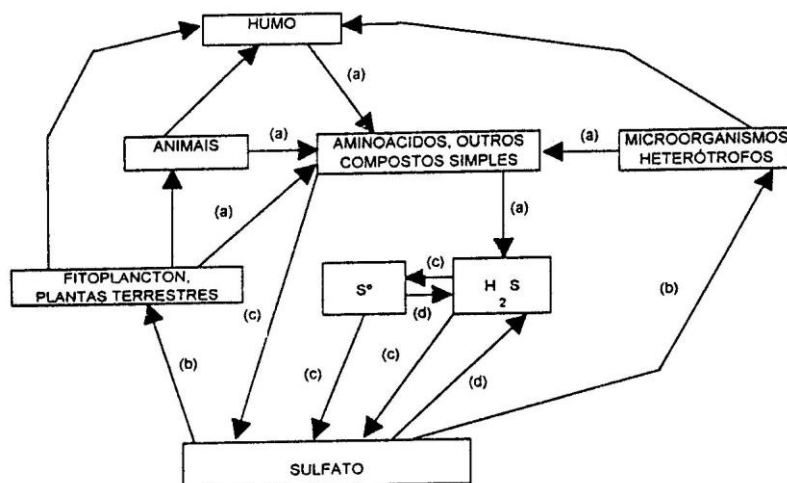
O ciclo do enxofre no solo demanda uma série de reações químicas e bioquímicas bastante complexas. Do total do enxofre presente nos solos úmidos, a maior parte está na forma orgânica (aminoácidos, ésteres, vitaminas, antibióticos, etc.), enquanto as principais formas inorgânicas são os sulfatos e o enxofre elementar.

O enxofre orgânico é degradado (mineralizado) a sulfeto (S^{2-}) que, em ambiente oxidante e por ação química e biológica, é convertido a enxofre elementar (S^0) e sulfato (S^{6+}), além de uma série de compostos intermediários. Nesta rota, o enxofre age como doador de elétrons, ou seja, como fonte de energia. O processo dá-se em aerobiose (*Beggiatoa*, *Thiobacillus sp.*, etc.), ou em anaerobiose (bactérias púrpuras e verdes)¹⁵⁶.

O sulfato é o produto final da oxidação do sulfeto, do enxofre elementar e de outros compostos reduzidos do enxofre. Por sua vez, em ambiente redutor, o sulfato é reduzido em anaerobiose a sulfeto, por ação biológica. Neste processo, o sulfato age como aceptor dos elétrons da cadeia respiratória (via dissimilatória das bactérias redutoras de sulfato). Os sulfatos também são reduzidos a sulfetos e assimilados por plantas e microrganismos, através de vias metabólicas assimilatórias, gerando enxofre orgânico e fechando o ciclo das transformações do enxofre no solo^{129,156}.

O enxofre incorporado pelas plantas é transferido aos animais pelo seu consumo e, em ambos, será liberado quando da morte e decomposição, bem como pela disposição dos excretos dos animais. A liberação dos compostos do enxofre pode ser efetivada, na forma não biodegradável, como humo do solo, ou pode ser degradado para sulfato. A conversão do sulfato pode ser direta, ou via ácido sulfídrico e elemento enxofre. O sulfato pode ir através do mesmo ciclo, por incorporação, ao material celular de microrganismos^{23,156}, vide Figuras 28 e 29.

Figura 28 - Ciclo simplificado do enxofre.



a) mineralização

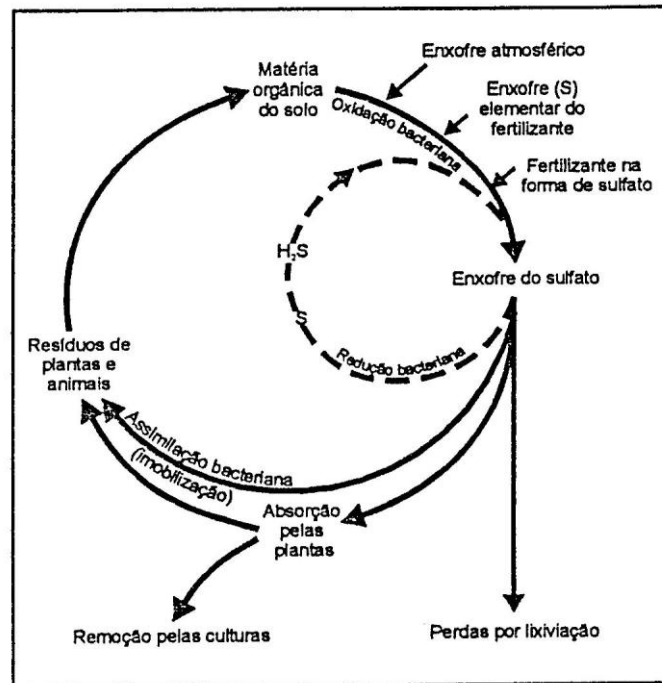
b) imobilização

c) oxidação

d) redução

Fonte: Reed¹²⁹

Figura 29 - O ciclo do enxofre.



Fonte: Lopes¹²³ (Potafos)

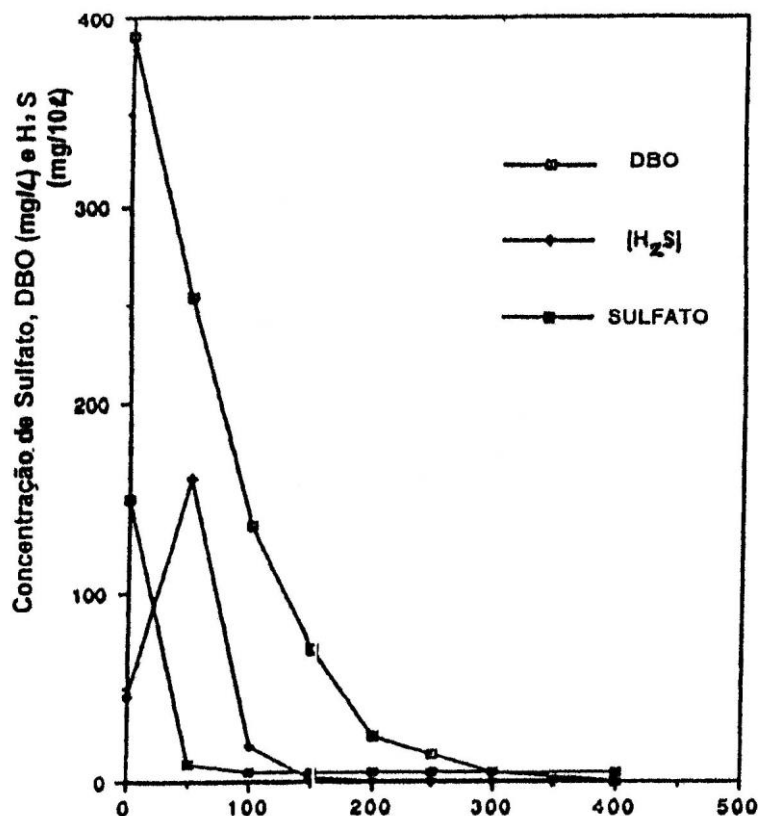
A disposição de esgoto no solo por escoamento à superfície pode provocar odores desagradáveis, derivados do metabolismo dos compostos do enxofre. Quando os sedimentos são agitados, o odor do H_2S é prontamente detectado. Desta maneira, é importante uma melhor compreensão do processo microbiológico que envolve o intercâmbio dos componentes do enxofre no sistema de tratamento dos esgotos, o qual possibilite a utilização de estratégias operacionais, que venham a limitar a produção de compostos que propiciam a ocorrência de maus odores⁶¹.

a. A natureza da decomposição na disposição de esgotos no solo (escoamento à superfície):

No primeiro quarto do comprimento do módulo de disposição, a partir do ponto de aplicação dos esgotos, é onde existe a predominância de condições anaeróbias e, também, onde é gerado o sulfeto. É nesta região que pode-se observar

valores extremamente baixos de potencial redox, bem como a mais significativa parcela da redução da DBO e do sulfato (vide Figura 30).

Figura 30 - Concentração da DBO₅, de sulfito e do sulfato em relação ao ponto de aplicação dos esgotos (escoamento à superfície).



Fonte: Bond²³

A oxigenação da zona radicular das plantas é considerada essencial para possibilitar as funções ativas da raiz, em certas condições anóxicas, podendo vir a neutralizar os efeitos de toxinas solúveis como H₂S. A difusão do oxigênio na zona radicular submersa pode criar uma estrutura mosaica, de condições aeróbias e anaeróbias propiciando, assim, a ocorrência de processos oxidativos e redutivos.

Nas regiões iniciais dos módulos de disposição, diversos tipos de sulfobactérias são observados, entre eles a bactéria anaeróbia redutora de sulfato (BRS) e a sulfobactéria púrpura, *Microaerophilic beggiatoa* e a *Thiobacillus* aeróbia^{23,61}.

b. A degradação anaeróbia e a bactéria redutora de sulfato (BRS):

Durante a decomposição anaeróbia da matéria orgânica, na presença de sulfato, as bactérias redutoras de sulfato são as utilizadoras finais dos compostos de carbono; elas reduzem estes compostos de carbono e produzem o sulfeto na forma de S^{2-} e de H_2S , sendo este, provavelmente, o maior componente responsável pelos maus odores na disposição de esgotos no solo. O número de organismos detectados no material sedimentado é de 10^4 a 10^6 por mL, o que sugere uma considerável atividade metanogênica na redução dos compostos de carbono, que são substratos ilimitados no início dos módulos de disposição, tornando improvável a existência de sulfato livre nesta região^{23,61}.

c. Oxidação bacteriana de compostos reduzidos de enxofre:

Muitas bactérias de diversos tipos fisiológicos são conhecidas por oxidar os compostos reduzidos de enxofre, e uma subdivisão separa-as em despigmentadas quimiotróficas e pigmentadas fototróficas. Ambas são encontradas na disposição por escoamento à superfície, e estão envolvidas na oxidação de compostos reduzidos de enxofre, como sulfeto (S^{2-}), enxofre elementar (S^0), tiosulfato ($S_2O_3^{2-}$) e, por fim, de volta a sulfato (SO_4^{2-}).

As bactérias fototróficas que oxidam compostos de enxofre são anaeróbias, absorvem luz como fonte de energia, e podem utilizar compostos reduzidos de enxofre como fonte de elétrons. Diferentemente das plantas, das algas e das cianobactérias, elas não obtêm elétrons da água, não sendo produzido oxigênio neste processo chamado fotossíntese anóxica.

As espécies destas bactérias fototróficas são caracterizadas por residir nas interfaces entre sulfeto e oxigênio, que é o local onde baixa concentração de sulfeto e oxigênio coexistem. A intensidade de luz é um fator determinante para a ocorrência destas bactérias. Entre algumas espécies pode-se citar as sulfobactérias púrpuras e as sulfobactérias verdes.

As bactérias despigmentadas formam um grupo muito heterogêneo, cada tipo tem seu nicho particular. Alguns tipos podem conter glóbulos de S^0 , como as *Thiobacterium*, *Thiospira*, *Thiovulum* e a filamentosa *Beggiatoa*, utilizando-os

como fonte de energia. Outras não armazenam glóbulos de enxofre, como os *Thiobacillus spp.*

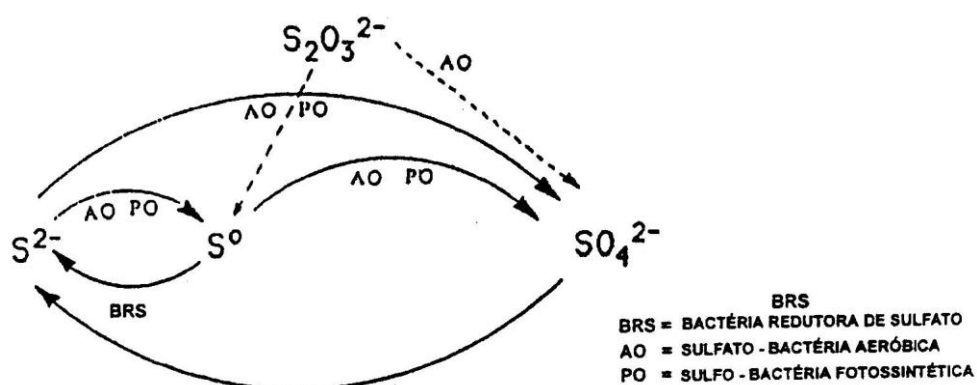
No início dos módulos de escoamento à superfície, pode-se observar uma espuma branca depositada na superfície do solo, o que é indicação da possível presença de *Beggiatoa* e de *Thiobacillus spp.*, juntamente com massa de glóbulos de enxofre (S^0).

A natureza heterotrófica destes oxidantes sugere que eles devem ser responsáveis por cerca de 80% da degradação orgânica dos compostos de carbono. Muitas destas bactérias podem também utilizar NO_3^- , como um aceptor de elétrons envolvendo-se, assim, no processo de denitrificação dos sistemas de disposição no solo por escoamento à superfície.

O pH do solo é considerado como um regulador da formação de sulfeto. Em plantações de arroz no Texas e Louisiana, EUA, pequena acumulação de sulfeto foi detectada para pH fora da faixa de 6,5 a 8,5. A acumulação máxima foi observada no estreito intervalo de pH entre 6,8 e 7,0^{23,61,69,78}.

As transformações microbiológicas dos compostos de enxofre que ocorrem nos módulos de disposição por escoamento à superfície podem ser observadas na Figura 31.

Figura 31 - Transformações dos compostos de enxofre pelas sulfobactérias.



d. O enxofre no solo:

Parte do enxofre é encontrada em minerais do solo, outra chega através das chuvas, que podem adicionar até 240 kg/ha/ano em áreas industriais. Mais da metade é oriunda da matéria orgânica do solo, que não pode ser considerada fonte primária, uma vez que a planta tinha que encontrá-lo no solo. Em solos grumosos existe na forma oxidada (SO_3), como o ferro ou o nitrogênio, e em solos anaeróbios, seja por adensamento, seja por encharcamento, em forma reduzida (SH_2), que é tóxica às plantas. O pH elevado de pântanos, muitas vezes, origina-se de seu elevado teor de SH_2 , que oxida-se pela drenagem, tornando o solo violentamente ácido.

O enxofre é facilmente lixiviado do solo pelas águas pluviais ou por cargas hidráulicas artificiais. Encontrando-se em equilíbrio delicado com o fósforo, o qual mobiliza, sendo por sua vez imobilizado pelo fósforo; quando baixa a mobilidade do fósforo, o enxofre torna-se móvel novamente.

O enxofre inorgânico, a forma disponível para as plantas, ocorre na forma de ânion sulfato (SO_4^{2-}); em decorrência de sua carga negativa, o sulfato não é atraído para as superfícies da argila do solo e da matéria orgânica, exceto sob certas condições. Ele permanece na solução do solo e movimenta-se com a água do solo, sendo prontamente lixiviado. Certos solos acumulam o ânion sulfato no subsolo, que pode ficar disponível para as plantas de raízes profundas. Em regiões áridas, os sulfatos de cálcio, de magnésio, de potássio e de sódio, são as formas predominantes de enxofre inorgânico^{123,125}.

e. O enxofre na planta:

O enxofre na planta encontra-se, em sua maior parte nas proteínas; os teores são da ordem de 0,2 a 0,5% da matéria seca. Os teores em folhas variam pouco em plantas bem nutridas, estando geralmente entre 0,2 e 0,4%.

Como o enxofre participa de dois aminoácidos essenciais, a cistina e a metionina, sua deficiência interrompe a síntese de proteínas. Em plantas com deficiência de enxofre, o crescimento é retardado, e as plantas apresentam-se uniformemente cloróticas. Os sintomas assemelham-se um pouco com a deficiência do nitrogênio, mas o enxofre não se transloca das folhas velhas para as novas.

As necessidades da maioria das culturas estão na faixa de 10 a 30kg/ha de enxofre, podendo ser mais elevadas para culturas mais exigentes, isto é mais do que a atmosfera pode suprir em condições normais médias¹²⁶.

3.4.3.7. Cálcio e Magnésio:

O cálcio tem sua origem primária nas rochas ígneas, estando contido em minerais como dolomita, calcita, apatita, feldspatos cálcicos e anfibólicos, que ocorrem também em rochas sedimentares e metamórficas. Em solos ácidos de climas úmidos estes minerais são intemperizados, e o cálcio, em partes é lixiviado, o que fica no solo encontra-se adsorvido nos colóides do solo ou aprisionado na biomassa. Em solos de pH mais elevado, o cálcio pode insolubilizar-se como carbonatos, fosfatos ou sulfatos.

A origem primária do magnésio é também em rochas ígneas, e os principais minerais que o contêm são biotita, dolomita, clorita, serpentina e olivina, componentes também de rochas metamórficas e sedimentares. Uma diferença importante é que o magnésio faz parte da estrutura de minerais de argila, ocorrendo em illita, vermiculita e montmorilonita. Quando intemperizado o solo, menor a ocorrência destes minerais, até que reste somente magnésio trocável adsorvido ao solo ou retido na vegetação.

Uma particularidade do magnésio, que não ocorre com o cálcio, é a possibilidade de formas não trocáveis converterem-se em trocáveis, por liberação dos minerais, de forma similar ao que acontece com o potássio.

O cálcio trocável é mais retido no solo que o magnésio trocável, por ser um íon hidratado de menor diâmetro. Desta maneira, em solos bem drenados que não receberam calagens, os teores de cálcio devem, naturalmente, superar bem os teores de magnésio. Em alguns casos, em solos rasos ou em horizontes profundos, o magnésio supera o cálcio, mesmo em climas úmidos; isto pode ser tomado como indício de intemperismo de minerais contendo magnésio¹²⁶.

O cálcio é, via de regra, muito mais abundante no solo que o magnésio. As necessidades das plantas não são das mais elevadas em relação aos teores existentes, principalmente porque solos com teores baixos do elemento são, também, muito

ácidos; assim, a acidez dos solos quase que limita muito mais o crescimento que a falta de cálcio.

O cálcio pode estar envolvido numa série de reações químicas, incluindo troca iônica, precipitação e fixação. A capacidade sustentada de um solo para a redução do cálcio aplicado é de 60 a 80%, para regiões úmidas. Altas quantidades de fosfato podem conduzir à formação de apatita comum, $\text{Ca}_5(\text{F,Cl})(\text{PO}_4)_3$ ou outros minerais derivados de cálcio (augite).

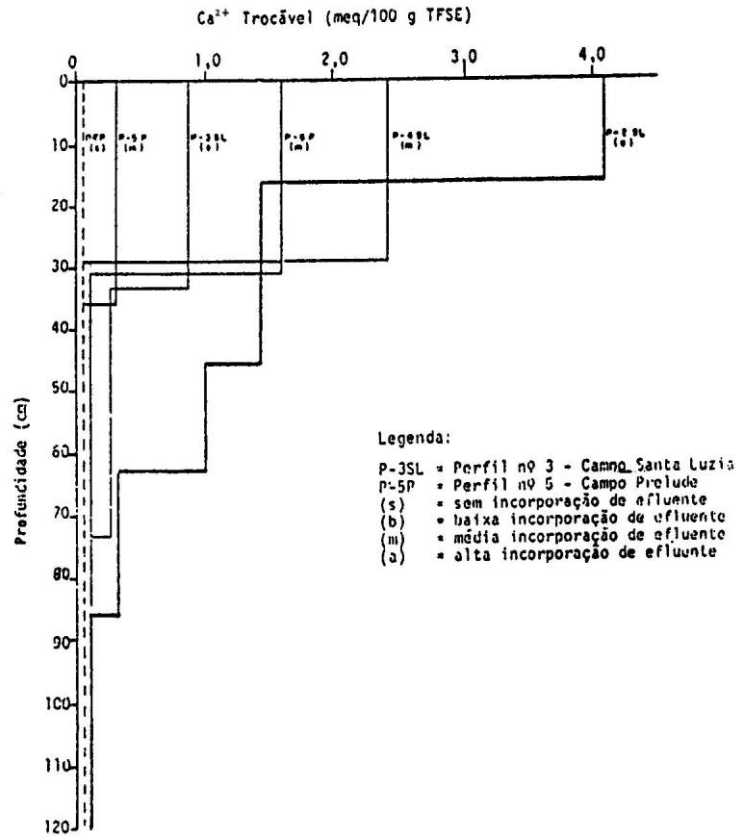
Muitos fatores podem contribuir com a mobilização e subsequente redução do magnésio aplicado ao solo pelos esgotos. Primeiramente, a adição imediata de matéria orgânica decomponível ao solo, facilita a redução de óxidos de magnésio insolúveis a cátions bivalentes mais móveis. Em seguida, ligantes orgânicos podem formar complexos solúveis móveis com magnésio bivalente.

Na seqüência, os outros cátions aduzidos no esgoto tenderão a repor o magnésio trocável. Na lixiviação local, estes três fatores irão facilitar a remoção do magnésio no perfil do solo. Se o elemento persiste no solo, e a sua reposição através da disposição dos esgotos não for suficiente, o sistema solo-planta pode tornar-se deficiente em magnésio, podendo vir a causar problemas de desenvolvimento em culturas sensíveis à deficiência deste elemento, como é o caso das aveias e da cevada^{85,89,131}.

No sistema solo-planta da disposição de esgotos, variando de cultura para cultura, pode-se afirmar que a remoção do cálcio pela utilização da vegetação é maior. No caso da grama Rhodes, a utilização do cálcio chega a ser 50% maior que a do magnésio.

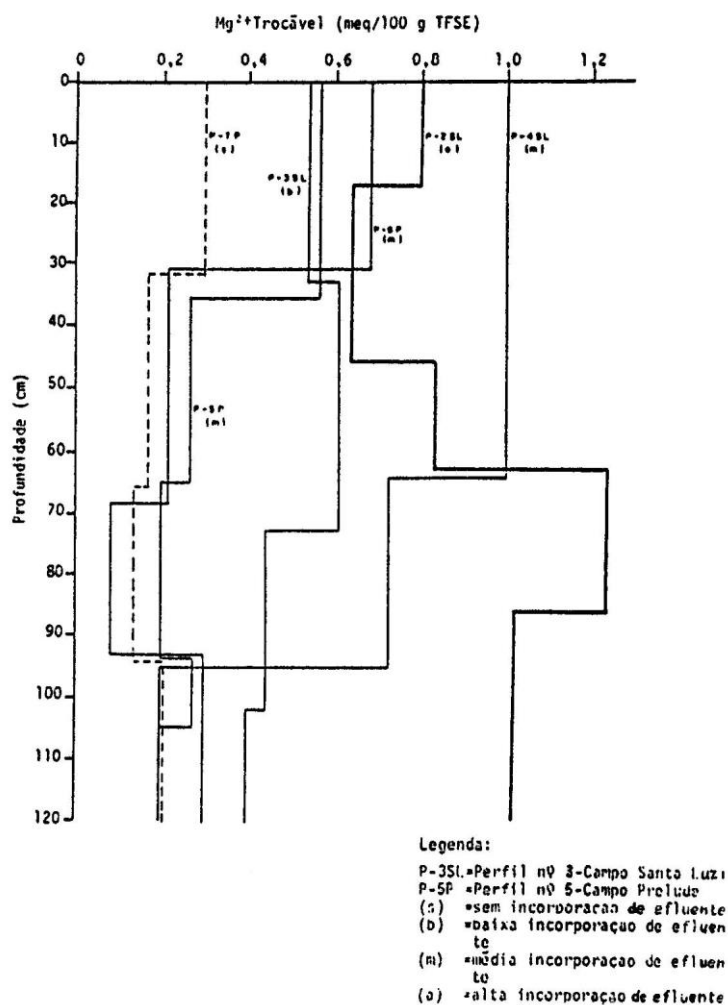
As Figuras 32 e 33 mostram, respectivamente, a distribuição do cálcio (Ca^{2+}) e do magnésio (Mg^{2+}) trocáveis em relação à profundidade do solo, na disposição, por mais de 7 anos, de esgoto industrial predominantemente orgânico não tóxico, resultante da fabricação de chapas através da prensagem de polpa de madeira na fábrica da Duratex - Botucatu, SP. Note-se a diferença de comportamento do magnésio em relação ao cálcio, no que refere-se à predominância na lixiviação/percolação do primeiro.

Figura 32 - Distribuição do Ca^{2+} trocável ao longo do perfil do solo, com diferentes quantidades de efluentes aplicados.



Fonte: IPT-Duratex⁸⁴

Figura 33 - Distribuição do Mg^{2+} trocável ao longo do perfil do solo, com diferentes quantidades de efluentes aplicados.



Fonte: IPT-Duratex⁸⁴

a. O cálcio no solo e nas plantas:

As quantidades totais de cálcio no solo variam de 0,1 a mais de 25%; os solos calcários, áridos, contêm os maiores níveis deste nutriente. Os solos orgânicos recentemente drenados, geralmente, contêm muito pouco cálcio e apresentam valores de pH extremamente baixos. Os solos argilosos, normalmente, contêm mais cálcio do que os solos arenosos.

Uma vez que o cálcio existe como cátion, ele é governado pelo fenômeno de troca de cátions, e é retido como Ca^{2+} trocável nas superfícies com cargas negativas das argilas e da matéria orgânica do solo. O cálcio é o cátion dominante, e

geralmente ocupa 30% ou mais dos pontos do complexo de troca de cátions dos solos corrigidos. Como outros cátions, o cálcio está, também, presente na solução do solo.

O cálcio é um nutriente consumido em quantidades muito variadas em diferentes culturas, dentro dos limites de cerca de 10 a 200kg/ha. Os teores de cálcio nas folhas também variam amplamente entre diferentes espécies, desde menos de 0,4 até cerca de 4% para plantas normais. O cálcio é um elemento não-móvel nas plantas, não sendo transportado pelo floema. Na parte aérea, a deficiência do nutriente é caracterizada pela redução do crescimento de tecidos merismáticos, acarretando prejuízos para extremidades e folhas novas, que tornam-se deformadas e cloróticas.

Um aspecto importante diz respeito às raízes das plantas necessitarem de cálcio no próprio ambiente de absorção de água e nutrientes, para a sua sobrevivência, isto porque as plantas não translocam o elemento pelo floema até as raízes^{123,126}.

b. O magnésio no solo e nas plantas:

Sendo um cátion, o Mg^{2+} está sujeito à troca de cátions; ele é encontrado na solução do solo e é adsorvido às superfícies das argilas e da matéria orgânica. Os solos, geralmente, contêm menos magnésio do que cálcio, porque o magnésio não é adsorvido tão fortemente pelas argilas e matéria orgânica e, conseqüentemente, é mais sujeito à lixiviação. Além disto, a maioria do material de origem contém menos magnésio do que cálcio.

Embora a maioria dos solos contenha magnésio suficiente para suportar o crescimento das plantas, podem ocorrer deficiências, mais freqüentemente em solos arenosos e ácidos, formados sob condições de elevado índice pluviométrico ou de elevada aplicação hidráulica. As deficiências também podem ocorrer em solos calcários, onde a água de irrigação contém altos níveis de bicarbonato, ou ainda em solos alcalinos (sódicos).

As exigências de magnésio pelas culturas são relativamente modestas, da ordem de 10 a 40kg/ha de Mg para a maior parte dos casos. Tal como o enxofre, o magnésio em folhas de plantas normais varia pouco entre as espécies estando, em geral, na faixa de 0,2 a 0,4%. Uma das funções importantes do magnésio, como

elemento central da molécula da clorofila, é a participação na fotossíntese. O elemento é móvel na planta e, em situações de deficiência, ocorre clorose internerval, com as nervuras permanecendo verdes^{123,126}.

3.4.3.8. Ferro e Manganês:

A oxidação e a redução do ferro e do manganês desenvolvem-se de forma similar. Estes elementos são mais solúveis e mais disponíveis às plantas no estado reduzido do que no estado oxidado. A oxidação-redução de ambos envolve ação microbiológica, porém, a reação pode ocorrer simplesmente por meio químico. Sob condições de solo bem drenado, a disponibilização do ferro e do manganês tem uma forte influência do pH e da matéria orgânica decomponível disposta no solo.

Ambos os elementos são, geralmente, mais solúveis em pH com valores abaixo de 5,0 e, sensivelmente menos solúveis, com valores acima de 6,0. Solos com valores de pH abaixo de 5,0 podem incrementar a solubilidade do manganês, ao ponto de atingir limites tóxicos para determinadas culturas, comprometendo a produtividade. Nestes casos, a aplicação de óxido de cálcio para elevar o pH acima de 5,0 pode ser uma solução que venha a recuperar o equilíbrio, eliminando a toxicidade do manganês. Solos com matéria orgânica decomponível, geralmente, tendem a aumentar a disponibilidade do ferro e do manganês, através da geração de condições redutoras^{31,78,129}.

Os compostos de óxido de manganês e ferro férrico (Fe^{+2}), na predominância de solos bem drenados, são reduzidos às formas mais solúveis de manganoso (Mn^{2+}) e ferroso (Fe^{+3}), quando o solo é inundado. As cinéticas da redução do ferro e do manganês na natureza são similares; a única diferença reside no grau, o manganês tem mais facilidade a reduzir-se que o ferro. O manganês torna-se redutível com potencial redox de +400mV, e estará completamente reduzido com o potencial redox em +200mV. Por outro lado, o ferro torna-se redutível quando o potencial redox cai abaixo de 200mV. Atribui-se este acréscimo no ferro reduzido (ferro ferroso) à redução dos compostos férricos insolúveis, que são instáveis neste potencial redutor.

A redução do ferro e do manganês é favorecida pela ausência de uma substância com alto nível de oxidação, como o nitrato, pela presença de matéria orgânica prontamente decomponível, e por um bom suprimento de ferro ativo.

O mecanismo que governa a redução do ferro e do manganês, em solos inundados, indica que compostos mangânicos (Mn^{4+}) e férricos são reduzidos a formas manganosas e ferrosas mais solúveis, por servirem como aceptores biológicos de elétrons, ou por iniciarem a redução quimicamente por compostos orgânicos, durante a decomposição anaeróbia da matéria orgânica. Alguns fatores estão envolvidos neste mecanismo:

- a solubilização dos óxidos de ferro e manganês indisponibilizados pode ser efetuada por um incremento na acidificação, acompanhando a fermentação que favorece a mobilização dos elementos;

- a depleção do oxigênio, como consequência do metabolismo microbiológico, tende a diminuir o potencial redox, conduzindo à redução dos compostos férricos e mangânicos;

- os produtos da fermentação (reduzindo substâncias orgânicas) reagem, diretamente, com as formas oxidadas de ferro e manganês, e alteram o equilíbrio de formas oxidadas para formas reduzidas ferrosas e manganosas;

- o transporte de elétrons, com o ferro e o manganês funcionando como aceptores na respiração celular, de maneira análoga à redução do nitrato pelas bactérias denitrificadoras^{31,129}.

A redução microbiológica do manganês pode acontecer, independente do valor do pH do solo, se a tensão de oxigênio é baixa, quando as bactérias aeróbias utilizam os óxidos superiores como fonte de oxigênio. A redução dos óxidos superiores, nos solos inundados, ocorre quando a oxidação biológica da matéria orgânica acontece tão rapidamente, que o ar não pode suprir o oxigênio em quantidades adequadas. Quando isto acontece, a redução dos óxidos superiores do manganês supre a necessidade de oxigênio, com a consequente disponibilização do manganês. Alguns autores avaliam que, a disponibilização de manganês extraível, pode ser seis vezes maior depois de um período de 30 dias de submersão do solo.

Bactérias ferrosas são aquelas que utilizam somente o ferro como fonte de energia, e elas são referidas como autótrofas obrigatórias. *Gallionella*, *Tiobacilo* e

Ferrobacilo têm sido reportados como autótrofos obrigatórios de ferro. Existem organismos que podem utilizar o ferro ou compostos orgânicos como fonte de energia; estes são chamados quimioautótrofos facultativos. Existe um terceiro grupo de organismos oxidantes do ferro, os quais não utilizam o elemento como fonte de energia, mas oxidam o ferro através de processo químico¹²⁹.

A redução do ferro é, também, estimulada pela presença de sulfato e de bactérias redutoras de sulfato, porque o ácido sulfídrico produzido por estes organismos reage com o ferro férrico (Fe^{2+}) resultando sulfato ferroso. Esta reação causa problemas no gerenciamento dos sistemas de tratamento, relativos à corrosão extensiva e à obstrução do solo.

Dois problemas distintos podem ocorrer com o incremento da solubilidade do ferro e do manganês. O primeiro, como relatado anteriormente, é a toxicidade à vegetação de cobertura da disposição. A tolerância das culturas ao manganês varia, consideravelmente, de planta para planta; porém, a concentração de mais de 2ppm de acetato de manganês trocável, apresenta grandes probabilidades de causar toxidez.

O segundo problema da movimentação do ferro e do manganês, provavelmente o mais importante no gerenciamento de sistemas de disposição no solo, é que nenhum elemento fica mobilizado por uma grande extensão de tempo nas células; assim, quando a sua solubilidade aumenta representativamente, eles tendem à lixiviação. Este movimento através do perfil do solo até o lençol freático pode não ser prejudicial, dependendo da concentração cumulativa do mesmo. Entretanto, se o incremento na disponibilização do ferro e do manganês é oriundo de uma zona anaeróbia, do mesmo modo como sugere a remoção do nitrogênio pela denitrificação, um severo problema de obstrução pode ocorrer. Se o ferro e o manganês solúveis encontram uma zona aeróbia, os elementos irão oxidar-se e, por conseguinte, precipitar-se. Num perfil de solo natural, isto não é muito provável ocorrer, porém, no caso da utilização de drenos ou zonas aeróbias artificiais, estas condições podem estabelecer-se.

Na disposição do solo por escoamento à superfície, dadas as diversas condições apontadas acima ocorrerem, concomitantemente ou não, têm-se resultados dos mais diversos na remoção do ferro e do manganês, indo desde 20 a 80%, sendo

esta redução atingida pela utilização das plantas e microrganismos, pela acumulação no solo ou, até mesmo, pela lixiviação^{60,102,140}.

O ferro é um catalizador que ajuda na formação da clorofila, age como um carregador de oxigênio e ajuda a formar certos sistemas respiratórios envolvendo enzimas. Em função do ferro não ser deslocado dentro da planta, os sintomas de deficiência aparecem primeiro nas folhas jovens, na parte superior das plantas.

O manganês atua, principalmente, como parte do sistema enzimático nas plantas, ativa várias reações metabólicas importantes e tem ação direta na fotossíntese, ajudando na síntese da clorofila, acelera a germinação e a maturidade, enquanto aumenta a disponibilidade de fósforo e cálcio. Como o manganês não é translocado nas plantas, os sintomas de deficiência aparecem primeiro nas folhas jovens, com amarelecimento entre as nervuras.

As deficiências de manganês ocorrem, com maior frequência, nos solos orgânicos e nos solos com pH neutro e alcalino com baixos teores naturais de manganês. Apesar das deficiências estarem, frequentemente, associadas ao pH elevado, também podem ocorrer como consequência de um desequilíbrio com outros nutrientes, tais como o cálcio, o magnésio e o ferro. A umidade do solo também afeta a disponibilidade de manganês, que fica reduzida em solos orgânicos e saturados¹²³.

3.4.3.9. Capacidade de troca catiônica:

A capacidade de troca de cátions do solo (CTC) é definida como sendo a soma total dos cátions que o solo pode reter na superfície coloidal, prontamente disponível à assimilação pelas plantas.

A CTC do solo também é designada pelas expressões: capacidade total de troca (T), capacidade de troca de bases, capacidade de permuta catiônica, capacidade de adsorção de cátions e poder sortivo do solo. A CTC de um solo é expressa em termos de centi-mols por decímetro cúbico de solo ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$), que equivale à expressão milequivalente por centímetro cúbico (mEq/cm^3), pode ainda ser expressa em milequivalente por 100 gramas de material seco em estufa ($\text{mEq}/100\text{g}$). Geralmente, os minerais de argila apresentam valores de CTC variando entre 10 e $150\text{mEq}/\text{cm}^3$, e a CTC da matéria orgânica varia de 200 a $400\text{mEq}/\text{cm}^3$.

A reação de dupla troca que dá-se entre os íons adsorvidos na superfície de uma fase sólida e aqueles em solução ou ligados a outra fase sólida, é instantânea e reversível. O poder desalojante dos cátions é consequência dos seguintes fatores principais:

- Valência do cátion – quanto maior a valência, em igualdade de concentração, maior o poder alojante; trivalente desloca bivalente, que desloca monovalente;
- Raio iônico do cátion – os de maior raio iônico têm maior poder desalojante sobre os de raio iônico inferior;
- Hidratação do cátion – os mais hidratados são deslocados pelos menos hidratados;
- Concentração do cátion – os cátions em maior concentração têm o poder de desalojar os que estão em menor concentração.

Os principais cátions trocáveis do solo são: Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , NH_4^+ , os quais são considerados as bases do solo. O H^+ mais o Al^{3+} são responsáveis pela acidez do solo, e sua determinação química corresponde à chamada acidez titulável. A base NH_4^+ é de duração efêmera no solo, e o Na^+ é característico de terras de regiões áridas ou semiáridas^{46,90,133}.

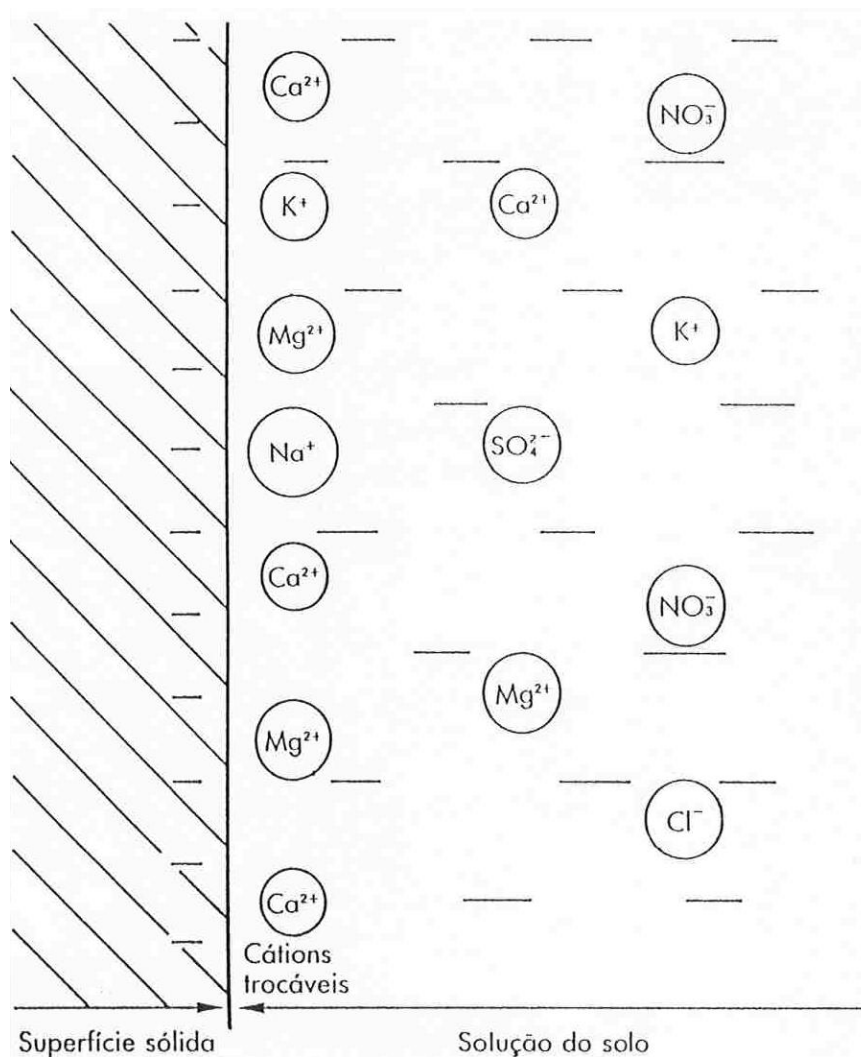
A capacidade de troca de cátions depende da quantidade e do tipo de argila e de matéria orgânica presentes; um solo com alto teor de argila pode reter mais cátions trocáveis do que um solo com baixo teor de argila. A CTC também aumenta com o teor de matéria orgânica. Onde os solos são altamente intemperizados e com baixos teores de matéria orgânica, os valores da CTC são baixos.

Solos com alta CTC, no Brasil, são muito mais uma exceção do que regra. Nestas condições, existe predisposição para as altas taxas de lixiviação, fazendo com que a adição parcelada de nutrientes no solo sejam determinantes para aumentar a sua eficiência. A grande maioria dos solos ácidos do Brasil apresenta a CTC com dominância de alumínio (Al^{3+}), conseqüentemente, nestas condições, a porcentagem de saturação por cálcio, magnésio e potássio é muito baixa.

Os cátions trocáveis, embora retidos na superfície das partículas do solo pelas cargas elétricas negativas da superfície, estão em equilíbrio com cátions em excesso existentes na solução do solo. A Figura 34 ilustra os cátions trocáveis em relação à

superfície negativa do solo, bem como os íons mais distantes, representados pelos coíons e cátions correspondentes. Note-se que, sendo a carga da superfície negativa, os ânions não se aproximam dela, mas são repelidos.

Figura 34 - Representação esquemática da solução do solo adjacente à superfície negativa.



Fonte: Rajj¹²⁶

Nas descrições sobre troca iônica em solos, é comum tratar-se apenas dos cátions trocáveis, sem referência à solução do solo. Em alguns casos, contudo, descrições incompletas podem dificultar a compreensão do funcionamento do

sistema em processos que afetam a nutrição vegetal e a movimentação de íons. É importante lembrar que os coíons representam um excesso de carga elétrica negativa do sistema e, portanto, têm uma contrapartida de cátions em excesso aos cátions trocáveis. Esta é uma maneira complexa de afirmar que existem sais livres na solução do solo. Estes sais são responsáveis por diversos fenômenos de interesse, tais como absorção de íons pelas plantas, salinidade e lixiviação. Os cátions em solução estão em equilíbrio com os trocáveis, de forma que, durante a absorção deles pela planta, como o potássio, por exemplo, pode ocorrer a reposição dos teores trocáveis através da troca com outros cátions em solução^{126,127}.

A CTC aumenta, na maioria dos solos, com a elevação do pH. Com valores muito reduzidos de pH, apenas as cargas “permanentes” das argilas e uma pequena porção das cargas dos colóides orgânicos retêm íons que poderão ser substituídos mediante permuta de cátions. Na maioria dos locais de permuta dos colóides orgânicos e apenas em algumas partes da fração orgânica, os íons de hidrogênio e, talvez, os íons de hidróxidos de alumínio, são retidos com rigidez bastante para resistirem à reposição. Nestas condições, a CTC é relativamente mais baixa do que seria com pH elevado. À medida que o pH é incrementado, o hidrogênio retido pelos remanescentes dos colóides orgânicos e inorgânicos torna-se ionizado e substituível; são igualmente removidos os íons hidróxido de alumínio, formando $\text{Al}(\text{OH})_3$ liberando, deste modo, locais adicionais de permuta nos colóides minerais, resultando no aumento da CTC.

Na maioria dos casos, a CTC é determinada por um pH igual ou superior a 7,0, isto significa a inclusão da maioria das cargas dependentes do pH, como também de outras mais ou menos permanentes.

A CTC medida a pH 7,0, também conhecida como capacidade de troca potencial do solo (T), é um parâmetro utilizado para levantamento de solos em geral. Do ponto de vista prático, é o nível da CTC de um solo que seria atingido, caso a calagem deste fosse feita para elevar o pH, medindo o máximo de cargas negativas liberadas, passíveis de ser ocupadas por cátions^{13,25,123}.

Como aplicações práticas, pode-se afirmar, de maneira geral, o que segue abaixo:

a. para solos com CTC entre 1 e 10mEq/cm³:

- Alto teor de areia;
- Maior predisposição para a lixiviação de nitrogênio e potássio;
- Menos calcário é necessário para corrigir um dado valor de pH;
- Características físicas de um solo com alto teor de areia;
- Baixa capacidade de retenção de água.

b. para solos com CTC entre 11 e 50mEq/cm³:

- Alto teor de argila;
- Mais calcário é necessário para corrigir um dado valor de pH;
- Maior capacidade para reter nutrientes a uma certa profundidade;
- Características físicas de um solo com alto teor de argila;
- Alta capacidade de retenção de água¹²³.

3.4.3.10. Condutividade elétrica:

A condutividade elétrica (CE) de uma solução é proporcional à sua concentração iônica. Esta propriedade permite conhecer a salinidade de uma solução medindo-se sua condutividade elétrica.

As unidades de condutividade elétrica, normalmente, são :

- Solo – milimho/cm = 10^{-3} mho/cm e dSiemens/m (dS/m)
- Água de irrigação – micromho/cm (μ mho/cm) = 10^{-6} mho/cm e microSiemens/m (μ S/m).

Como a condutividade elétrica depende da temperatura, seu valor deve ser sempre convertido para a temperatura de 25°C. A CE, além da temperatura, depende de outros fatores, tais como o número de espécies iônicas presentes na solução, as cargas das espécies iônicas, a mobilidade de cada íon, a área efetiva dos eletrodos, e a distância entre eletrodos.

A condutividade elétrica é uma medida unicamente dos solutos (íons) carregados, portanto, é uma característica da solução do solo amplamente usada para medir sua salinidade. A condutividade elétrica do extrato do solo (CE_{es}), geralmente, é tomada como índice de salinidade do solo⁷¹.

O valor de CE aumenta à medida em que o solo perde umidade, isto é, sua solução concentra-se. Quando o objetivo é determinar o efeito da salinidade sobre as plantas, é necessário obtê-la na faixa de umidade do solo na qual a planta encontra-se. Para determinar a CE da solução do solo a um teor de umidade em equilíbrio com um dado potencial matricial, é necessário conhecer a porosidade deste solo.

A salinidade da solução dos solos está sujeita à evapotranspiração, portanto, é menor no solo arenoso do que no argiloso. Isto mostra que a CE_{es} em si mesma não é suficiente para expressar o estado de salinidade do solo, e que a textura e a estrutura são muito importantes porque afetam a capacidade de retenção de água no solo, a um dado potencial matricial.

Entre a condutividade elétrica e outras medidas de salinidade existem, por exemplo, as relações aproximadas:

- $dS/m = (10^{-1} \text{ a } 12^{-1}) \text{ mEq/L}$
- Pressão osmótica (bar) = $0,36dS/m$
- ppm (mg/L) = (640 a 700) dS/m
- $dS/m = (0,064 \text{ a } 0,070) \% \text{ de sais solúveis na solução}$

Os intervalos nos quais os coeficientes de conversão de unidades variam de 10^{-1} a 12^{-1} , 640 a 700 e 0,064 a 0,070, decorrem da diferença existente entre as atividades dos íons presentes na solução, que varia de espécie para espécie, e da concentração do íon específico^{12,71}.

3.4.3.11. Sódio – Salinidade - Relação de adsorção de sódio (RAS):

Águas contendo sais solúveis podem causar efeitos adversos da disposição de esgotos no solo de diversas maneiras:

- águas com alta salinidade podem causar danos à vegetação pelo simples contato direto;
- sais podem acumular-se no solo, dentro dos limites do sistema radicular das plantas, inibindo sua germinação e crescimento; efeitos osmóticos ou de toxicidade de certos íons podem, eventualmente, matar a vegetação. A tolerância à salinidade varia, consideravelmente, entre as plantas de diferentes espécies;

• a disposição de esgotos com baixa salinidade, porém com alta porcentagem de sódio intercambiável - (PSI), conforme a fórmula (1), acima de 10% a 15%, ou seja, com significativa predominância dos íons sódio, pode promover a dissolução das partículas de argila, provocando a diminuição da permeabilidade do solo, vindo a causar também a redução da aeração do solo e a inibição do desenvolvimento do sistema radicular das plantas, com a conseqüente perda da produtividade.

$$\text{PSI} = \frac{100(-0,0126+0,01475\text{RAS})}{1+(-0,0126+0,01475\text{RAS})} \quad (1)$$

Os riscos da aplicação de águas com salinidade significativa, bem como os riscos da aplicação do sódio e de outros íons específicos devem ser considerados com rigor quando da análise da conveniência da utilização de esgotos para irrigação^{24,29,50}.

a. Salinidade das águas de irrigação:

A capacidade da água de conduzir uma corrente elétrica é tanto maior quanto maior for a concentração de eletrólitos na mesma, ou seja, a salinidade da água de irrigação (esgotos) é medida pela condutividade elétrica (CE), diretamente relacionada com a concentração de sais solúveis.

A condutividade elétrica da água é medida a 25°C e expressa em deciSiemens por metro (dS/m), microSiemens por centímetro (µS/cm) ou milimós por centímetro (mmho/cm). Os valores da condutividade elétrica são convertidos para miligramas por litro (mg/L) do total de sais dissolvidos (TSD) no líquido, utilizando-se os fatores dados abaixo :

$$\text{TSD (mg/L)} = \mu\text{S/cm} \times 0,64$$

$$\text{TSD (mg/L)} = \text{dS/m} \times 640$$

$$\text{TSD (mg/L)} = \text{mmho/cm} \times 640$$

A literatura australiana recomenda a classificação das águas de irrigação de acordo com o total de sais dissolvidos, conforme mostra o Quadro 11^{23,45,70,71,109}.

Quadro 11 - Classes de salinidade para águas de irrigação.

Classe	Descrição	TSD (mg/L)	CE ($\mu\text{S/cm}$)	CE (dS/m)
1	Baixa Salinidade	0 – 175	0 – 270	0 – 0,3
2	Média Salinidade	125 – 500	270 – 780	0,3 – 0,8
3	Alta Salinidade	500 – 1500	780 – 2340	0,8 – 2,3
4	Muito Alta Salinidade	1500 – 3500	2340 – 5470	2,3 – 5,5
5	Extremamente Alta Salinidade	> 3500	> 5470	> 5,5

Fonte : EPA – Austrália^{49,50}

- **Classe 1** - pode ser utilizada pela maioria das plantações e dos tipos de solo, com qualquer tipo de disposição de esgotos no solo, com pequena probabilidade do problema da salinidade vir a desenvolver-se. Alguma dissolução/lixiviação pode ser requerida, mas isto ocorre com a prática normal da irrigação, exceto em solos com baixa permeabilidade extrema.

- **Classe 2** - pode ser utilizada se ocorrer uma moderada dissolução/lixiviação. Plantas com moderada tolerância à salinidade podem desenvolver-se, usualmente, sem práticas especiais de controle da salinidade. Nas disposições por aspersão das águas mais próximas do limite superior deste grupo, podem ocorrer leves queimaduras (ressecamento) das folhas em culturas mais sensíveis aos sais, especialmente em altas temperaturas durante o dia e com baixas taxas de aplicação.

- **Classe 3** - as águas mais próximas do limite superior deste grupo não podem ser utilizadas em áreas que apresentem restrições quanto à drenagem. Mesmo com drenagem adequada, um especial gerenciamento do controle da salinidade é necessário, bem como maior rigor deve ser aplicado na definição da vegetação a ser irrigada.

- **Classe 4** - para a disposição, os solos devem ser permeáveis e com drenagem adequada. A irrigação deve ser feita em excesso, para proporcionar considerável dissolução/lixiviação, e a vegetação selecionada ser tolerante aos sais.

- **Classe 5** - não apropriada para irrigação, exceto em solo com alta permeabilidade e muito boa drenagem, sob um acompanhamento rigoroso,

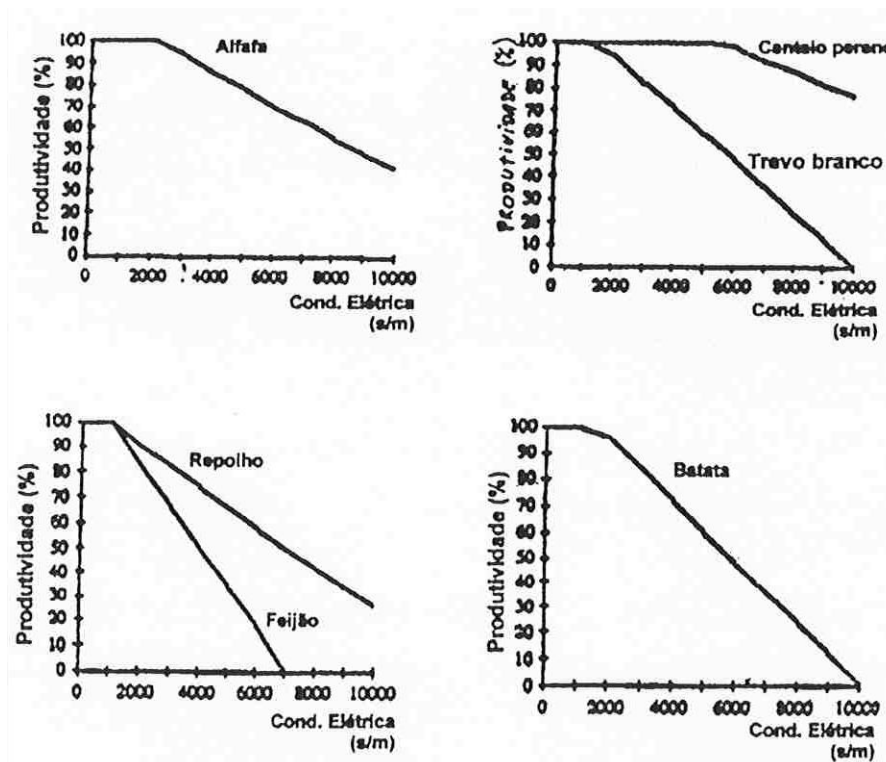
especialmente no que diz respeito à dissolução/lixiviação. Utilização restrita à vegetação com alta tolerância aos sais ou, ocasionalmente, em caso de emergência.

A dissolução/lixiviação requerida para as águas de classes 4 e 5 pode conduzir à contaminação do lençol freático pela lixiviação de sais, sulfato, nitrato ou outros componentes que podem estar presentes na água (esgotos) de irrigação. Se esta provável contaminação for danosa aos usos do lençol freático e das águas de superfície, um método alternativo à disposição destes esgotos no solo deve ser buscado^{49,50}.

A salinidade (CE) da água de irrigação é importante mas não deve ser considerada isoladamente, deve-se, sim, considerar as condições intervenientes como um todo, pois os fatores alteram-se acentuadamente de local para local. Assim, um esgoto com salinidade relativamente elevada, se analisado isoladamente, pode não representar grandes riscos quando consideradas outras condições de contorno locais, as quais podem vir a amenizar a aparente severidade da disposição^{24,50}.

Conforme exposto anteriormente, a salinidade das águas de irrigação pode afetar seriamente a produtividade das culturas a serem irrigadas (vide Figura 35).

Figura 35 - Declínio da produtividade em culturas selecionadas devido à irrigação com águas salinas.



Fonte : Melbourne Water Corporation¹⁰³

b. Salinidade do solo e efeitos na planta:

Todos os problemas da água do solo dependem da relação entre infiltração e evaporação. Se a infiltração for maior, os solos são lixiviados, e acidificam-se com facilidade. Se a evaporação predomina, ocorre o contrário, acumulam-se sais na camada superior dos solos, que salinizam-se com facilidade. Esta salinização é menor em solos arenosos, e muito maior em solos argilosos, que permitem a ascensão de água muito mais intensa.

A qualidade dos efluentes a serem dispostos, a salinidade do solo e a tolerância aos sais da vegetação a ser irrigada, determinam qual será a produtividade da cultura e, por extensão, o método de irrigação.

A condutividade elétrica é usada como uma expressão da salinidade da água de irrigação (CEi), do extrato saturado (CEe), e do solo (CEs). Para determinar a CEe, adiciona-se água desmineralizada à amostra de solo até a pasta brilhar e escoar

flacidamente; a pasta de sola é, então, filtrada sob sucção e a solução obtida é analisada para obter-se a condutividade elétrica.

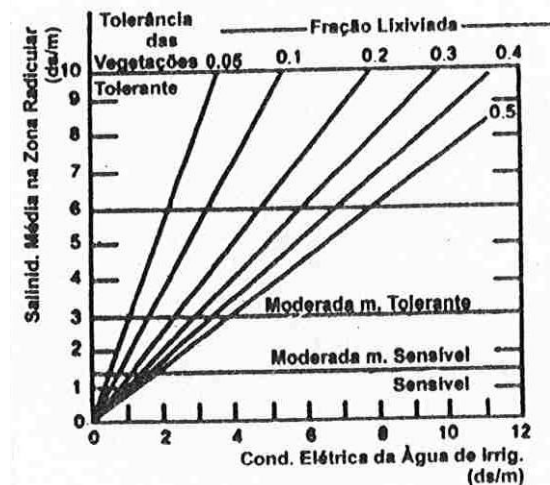
As plantas tolerantes à salinidade são designadas como plantas halófitas, e tal tolerância pode atingir até cerca de 15g/L de cloreto de sódio, equivalente à metade da concentração da água do mar. Estas plantas absorvem, por exemplo, o cloreto de sódio em altas taxas e o acumulam em suas folhas para estabelecer um equilíbrio osmótico com o baixo potencial da água presente no solo. Este ajuste osmótico dá-se com o acúmulo dos íons absorvidos nos vacúolos das células das folhas, mantendo a concentração salina no citoplasma em baixos níveis, de modo que não haja interferência com os mecanismos enzimáticos e metabólicos e com a hidratação de proteínas das células. Esta compartimentação é que permite às plantas halófitas viverem em ambiente salino.

Para este ajuste osmótico, na membrana que separa o citoplasma e o vacúolo não há fluxo de um compartimento para outro, mesmo que haja elevado gradiente de concentração. O ajuste osmótico é obtido por substâncias compatíveis com as enzimas e os metabólitos ali presentes.

As plantas sensíveis à salinidade tendem, em geral, a excluir os sais na absorção da solução do solo mas não são capazes de realizar o ajuste osmótico descrito e sofrem decréscimo de turgor, levando as plantas ao estresse hídrico por osmose. Embora o crescimento da parte aérea das plantas reduza-se com o acentuado potencial osmótico do substrato onde vivem, a redução da absorção da água não é, necessariamente, a causa principal do reduzido crescimento das plantas em ambientes salinos⁷¹.

Conforme sugere a literatura americana (EPA-USA), as culturas podem ser divididas em 4 grandes grupos, mostrados na Figura 36, baseados na tolerância à salinidade da água de irrigação, na fração dissolvida/lixiviada, e na respectiva salinidade da zona radicular das plantas (CEe). Note-se que a fração dissolvida/lixiviada é determinada pela medida da água infiltrada e pela evapotranspiração estimada⁵¹.

Figura 36 - Faixas de sensibilidade das culturas à salinidade por irrigação convencional.



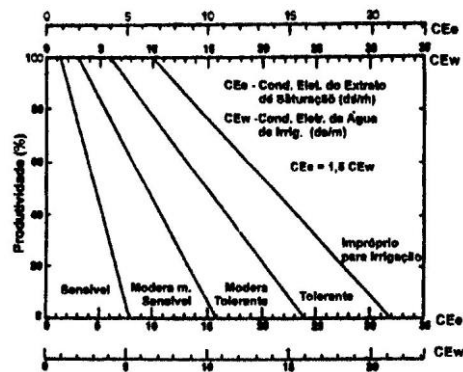
Fonte : USEPA⁵¹

A importância da salinidade é sua influência quanto ao potencial osmótico do solo, à toxicidade iônica específica, e à degradação das condições físicas que podem ocorrer no solo. Estas condições podem resultar na redução das taxas de crescimento da planta, na redução da produtividade e, em casos de severidade, na perda total da plantação.

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

A Figura 37 mostra a relação entre a produtividade das plantações e a salinidade do solo medida pela condutividade elétrica do extrato do solo da zona radicular, subdividindo as culturas em grupos, de acordo com a tolerância relativa da cada um^{51,71,88}.

Figura 37 - Relação entre a produtividade e a salinidade do solo, medida através da condutividade elétrica do extrato da zona radicular da planta.



Fonte : EPA – Austrália⁵⁰, USEPA⁵¹, Kandiah⁸⁸

Baseados na Figura 37 ou dados correlatos, alguns autores apresentam e subdividem culturas de acordo com a tolerância aos sais. Para efeito de ilustração, o Quadro 12 mostra uma classificação sugerida pela USEPA.

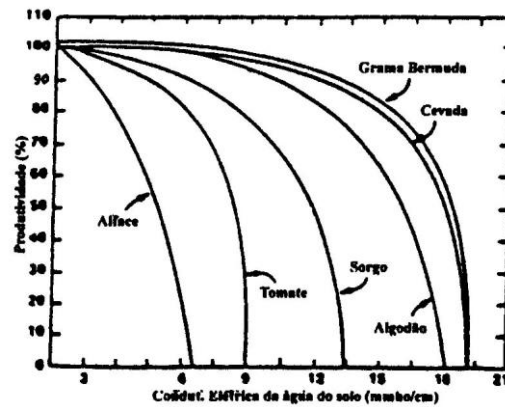
Quadro 12 - Classificação de culturas em relação à tolerância aos sais.

Sensível	Moderadamente sensível	Moderadamente tolerante	Tolerante
Feijão	Milho	Aveia	Algodão
Cebola	Cana-de-Açúcar	Gramma Rhodes	Arroz
Morango	Alfafa	Gramma Italian Rye	Gramma Bermuda
Maçã	Girassol	Figo	Aspargo
Abacate	Alface	Mamão	Jojoba
Limão	Brócolis	Soja	Cevada
Lima	Pepino	Sorgo	Gramma Kallar
Manga	Pimenta	Cevada	Gramma Alkali
Laranja	Tomate	Trigo	Arroz Silvestre
Pêssego	Espinafre	Tall fescue	Gramma Trigo
Pêra	Batata	Gramma Canary	
Tangerina	Melancia	Nabo	
Grapefruit	Berinjela	Romã	
Cenoura	Aveia (forragem)	Jujuba	
Amora	Couve-Flor		
Nêspera	Repolho		
Ervilha	Gramma Azul		
Gergelim	Trevo Vermelho		

Fonte : USEPA⁷¹

Para que possa avaliar-se a tolerância aos sais de alguns vegetais, a Figura 38 apresenta o declínio de produtividade de seis plantas em relação à elevação gradual da salinidade¹²⁰.

Figura 38 - Declínio da produtividade em relação ao acréscimo da salinidade.



Fonte : Pescod & Alka¹²⁰

Com a finalidade de avaliar a evolução da condutividade elétrica através do perfil do solo, o Quadro 13 apresenta resultados obtidos com a disposição no solo, durante quatro anos, de efluentes resultantes da criação de porcos em duas propriedades distintas, com o reforço de análises efetuadas em pontos que não receberam os esgotos, em ambas as propriedades, para efeito de comparação.

Quadro 13 - Evolução da condutividade elétrica com a profundidade.

	Profundidade (cm)	Condutividade Elétrica (mmho/cm)	
		Área c/ Disposição de Efluentes	Área s/ Disposição de Efluentes
Propriedade A	0 – 1,5	11,7	2,20
	1,5 – 3,0	9,4	0,40
	3,0 – 5,0	5,8	0,38
	5,0 – 10,0	4,7	0,35
	10,0 – 15,0	3,6	0,24
	15,0 – 30,0	1,9	0,21
Propriedade B	0 – 2,0	8,0	0,62
	2,0 – 3,5	5,0	0,53
	3,5 – 5,0	2,0	0,47
	5,0 – 10,0	3,1	0,53
	10,0 – 15,0	2,5	0,70
	15,0 – 30,0	1,9	1,20

Fonte : Jeffery & Uren⁸⁵

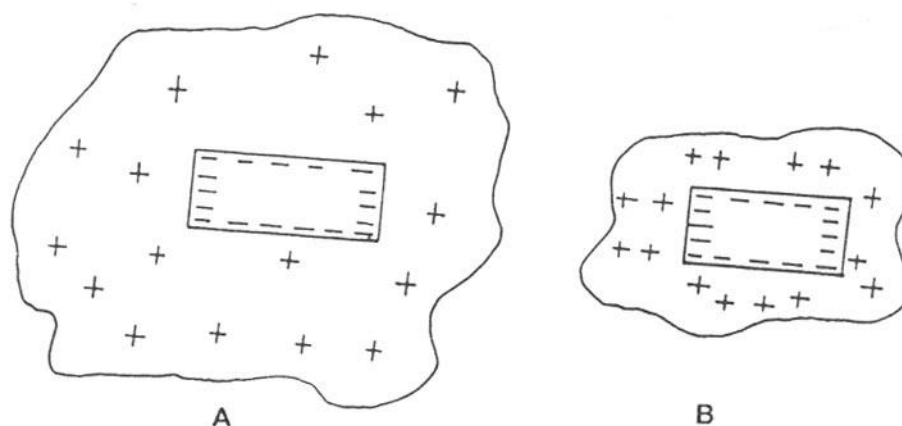
c. Sódio - Relação de Adsorção de Sódio e a Permeabilidade do Solo:

Dentre as causas que podem resultar na perda da permeabilidade do solo, nas químicas, a mais importante é aquela dada pelo sódio. A adsorção dos íons de sódio às partículas do solo levam à dispersão coloidal, com o conseqüente bloqueio dos poros do solo. Este bloqueio também pode ocorrer em argilas com a presença de baixa salinidade.

Colóides são partículas extremamente pequenas, o que significa que possuem uma grande área de superfície, relativamente ao peso. Íons carregados positivamente como o sódio (Na^+) e o cálcio (Ca^{++}) aderem-se à superfície carregada negativamente dos colóides (partículas de argila). A Figura 39-A representa uma partícula de argila saturada com íons sódio adsorvidos; as cargas positivas e negativas estão balanceadas e a atmosfera iônica é relativamente grande. Assim, as partículas de argila não estarão em contato de forma compacta, e sim de maneira volumosa, com tendência a dispersarem-se na solução do solo, vindo a obstruir os poros, causando o

chamado inchamento. A Figura 39-B mostra a partícula de argila com íons cálcio; a atmosfera iônica é mais compacta e existem cargas negativas em excesso. Nestas condições, as partículas tendem a flocular juntas e irão depositar-se fora da solução do solo^{24,50,51}.

Figura 39 (A e B) - A atmosfera iônica de partículas coloidais. A saturada com íons sódio e B saturada com íons cálcio.



Fonte : EPA – Austrália⁵⁰

A presença de íons de carbonato e bicarbonato (alcalinidade) pode precipitar o cálcio e, com isto, aumentar o efeito de sódio na solução do solo, reduzindo assim sua permeabilidade. Os efluentes devem ser analisados quanto ao sódio, cálcio, magnésio, condutividade elétrica, alcalinidade de carbonato e bicarbonato. Outros íons podem contribuir para a alcalinidade; se o pH for acima de 8,3 a irrigação com efluentes alcalinos pode não ser recomendável.

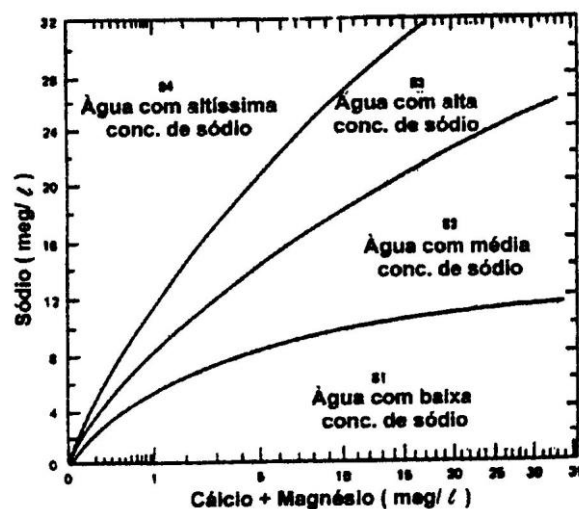
Assim, as altas concentrações de sódio em solos argilosos, não acompanhadas de concentrações comparativamente elevadas de cálcio e magnésio, podem provocar seu inchamento e a conseqüente impermeabilização. Para o sucesso do tratamento por disposição é preciso que, as concentrações destes elementos no solo, apresentem-se em proporções equilibradas. Os limites das proporções que tornam viável o tratamento são fixados com base no que denomina-se relação de adsorção de sódio, representada pela sigla RAS, e calculada pela expressão:

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{++} + Mg^{++}}{2}}} \quad (2)$$

onde as concentrações dos íons são expressas em miliequivalentes/litro (mEq/L)^{71,124}.

A Figura 40 mostra curvas e faixas de classificação de águas para irrigação, buscando manter o equilíbrio entre sódio, cálcio e magnésio.

Figura 40 - Diagrama de sódio em relação ao cálcio mais magnésio.



Fonte : EPA – Austrália⁴⁹

A RAS pode ser ajustada para estimar o total de cálcio que deve permanecer no solo após a irrigação, levando-se em conta a alcalinidade para uma estimativa mais correta. A RAS ajustada (adjRNA) é calculada utilizando-se a equação abaixo :

$$adjRNA = \frac{Na^+}{\sqrt{Cax + \frac{Mg^{++}}{2}}} \quad (3)$$

onde Na^+ e Mg^{++} , em miliequivalentes por litro (mEq/L), são obtidos pela análise da água e Cax é obtido do Quadro 14, entrando com a salinidade da água de irrigação

(CEiw) em dS/m e a taxa de bicarbonato de sódio ($\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{++}$) em miliequivalentes por litro (mEq/L).

Quadro 14 - Valores de Cax para cálculo da adjRNa.

Taxa	0,1	0,2	0,3	0,5	0,7	1,0	1,5	2,0	3,0	4,0	6,0	8,0	
de	0,05	13,20	13,61	13,92	14,40	14,79	15,26	15,91	16,43	17,28	17,97	19,07	19,94
HCO_3^-	0,10	8,31	8,57	8,77	9,07	9,31	9,62	10,02	10,35	10,35	11,32	12,01	12,56
/Ca	0,15	6,34	6,54	6,69	6,92	7,11	7,34	7,65	7,90	7,90	8,64	9,17	9,58
	0,20	5,24	5,40	5,52	5,71	5,87	6,06	6,31	6,52	6,52	7,13	7,57	7,91
	0,25	4,51	4,65	4,76	4,92	5,06	5,22	5,44	5,62	5,91	6,15	6,52	6,82
	0,30	4,00	4,12	4,21	4,36	4,48	4,62	4,82	4,98	5,24	5,44	5,77	6,04
	0,35	3,61	3,72	3,80	3,94	4,04	4,17	4,35	4,49	4,72	4,91	5,21	5,45
	0,40	3,30	3,40	3,48	3,60	3,70	3,82	3,98	4,11	4,32	4,49	4,77	4,98
	0,45	3,05	3,14	3,22	3,33	3,42	3,53	3,68	3,80	4,00	4,15	4,41	4,61
	0,50	2,84	2,93	3,00	3,10	3,19	3,29	3,43	3,54	3,72	3,87	4,11	4,30
	0,75	2,17	2,24	2,29	2,37	2,43	2,51	2,62	2,70	2,84	2,95	3,14	3,28
	1,00	1,79	1,85	1,89	1,96	2,01	2,09	2,16	2,23	2,35	2,44	2,59	2,71
	1,25	1,54	1,59	1,63	1,68	1,73	1,78	1,86	1,92	2,02	2,10	2,23	2,33
	1,50	1,37	1,41	1,44	1,49	1,53	1,58	1,65	1,70	1,79	1,86	1,97	2,07
	1,75	1,23	1,27	1,30	1,35	1,38	1,43	1,49	1,54	1,62	1,68	1,78	1,86
	2,00	1,13	1,16	1,19	1,23	1,26	1,31	1,36	1,40	1,48	1,54	1,63	1,70
	2,25	1,04	1,08	1,10	1,14	1,17	1,21	1,26	1,30	1,37	1,42	1,51	1,58
	2,50	0,97	1,00	1,02	1,06	1,09	1,12	1,17	1,21	1,27	1,32	1,40	1,47
	3,00	0,85	0,89	0,91	0,94	0,96	1,00	1,04	1,07	1,13	1,17	1,24	1,30
	3,50	0,78	0,80	0,82	0,85	0,87	0,90	0,94	0,97	1,02	1,06	1,12	1,17
	4,00	0,71	0,73	0,75	0,78	0,80	0,82	0,86	0,88	0,93	0,97	1,03	1,07
	4,50	0,66	0,68	0,69	0,72	0,74	0,76	0,79	0,82	0,86	0,90	0,95	0,99
	5,00	0,61	0,63	0,65	0,67	0,69	0,71	0,74	0,76	0,80	0,83	0,88	0,93
	7,00	0,49	0,50	0,52	0,53	0,55	0,57	0,59	0,61	0,64	0,67	0,71	0,74
	10,0	0,39	0,40	0,41	0,42	0,43	0,45	0,47	0,48	0,51	0,53	0,56	0,58
	20,0	0,24	0,25	0,26	0,26	0,27	0,28	0,29	0,30	0,32	0,33	0,35	0,37

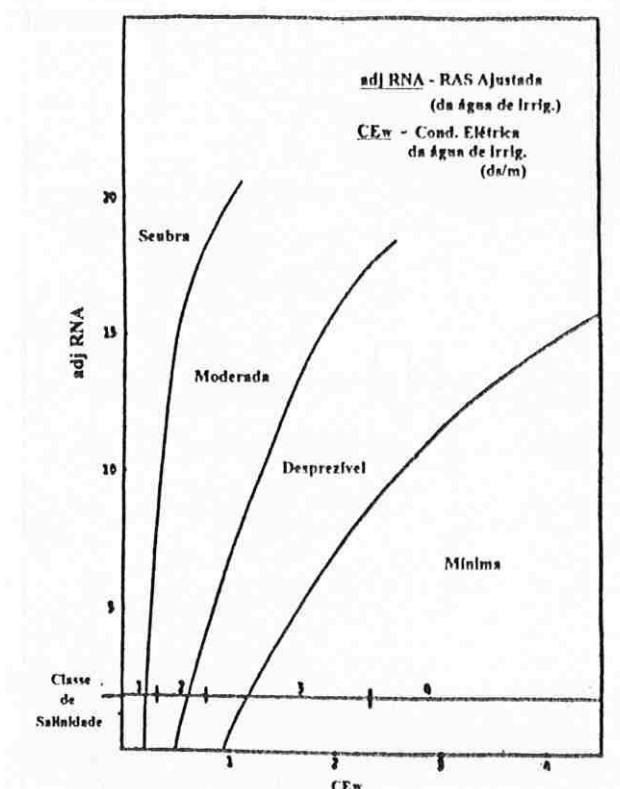
Fonte : EPA – Austrália⁵⁰, USEPA⁵¹

Em relação à RAS, os riscos são maiores quando a disposição é feita com esgotos ou solos que apresentam valores mais elevados. Em casos de valores de RAS superiores a 9 ou 10, é necessária uma verificação e um gerenciamento prévios das possibilidades de inchamento do solo, caso seja argiloso. Habitualmente, valores da

RAS superiores a 15 são, em geral, inaceitáveis, embora em alguns solos, possam alcançar-se valores maiores, sem problemas^{24,71,84,88,112,120,160}.

A Figura 41 apresenta faixas de risco em relação aos valores de RAS e de condutividade elétrica da água de irrigação.

Figura 41 - O risco da perda da permeabilidade do solo em relação aos sais das águas de irrigação.



Fonte : USEPA⁵⁰

3.4.3.12. Metais pesados:

O termo “metais pesados” refere-se aos elementos químicos de alta densidade, com número atômico acima de 20, e com caráter eletropositivo dos metais. Ainda que esta designação não seja muito adequada para diferenciar um grupo de elementos em sistemas biológicos, ela é muito usada.

Os metais pesados, embora de um modo geral possam vir a ser tóxicos às plantas e aos animais, nas concentrações sobremaneira reduzidas em que

habitualmente aparecem nos esgotos municipais, não se tem notícias de problemas de toxidez crônica na disposição dos mesmos. Por outro lado, não se pode afirmar semelhança da disposição dos esgotos industriais e, principalmente, de lodos, pois são as principais fontes dos metais pesados.

Na infiltração e na percolação, os metais pesados são retidos bastante bem pela maioria dos solos, principalmente quando ricos em matéria orgânica e com pH >7,0. Entretanto, quando o pH do solo é muito reduzido, este não tem capacidade de retê-los e, por lixiviação, acabam sendo encaminhados ao lençol freático e aos corpos d'água, podendo tornar-se tóxicos. Isto acontece, como dito anteriormente, quando os esgotos são de origem industrial ou agrícola, origem esta que pode proporcionar concentrações muito elevadas para a disposição no solo, com riscos de contaminação^{68,80,124}.

A importância da presença de metais pesados nos esgotos a serem dispostos, deve-se à potencialidade de sua acumulação no perfil do solo, à possibilidade de ocorrer a fototoxicidade, bem como ao risco de que os elementos venham a introduzir-se na cadeia alimentar humana, seja através do consumo de culturas ou animais com níveis elevados de metais pesados, ou mesmo pelo uso de aquíferos contaminados^{121,130,151,155}.

Apesar de muitos elementos serem essenciais ao crescimento de diversas variedades de plantas, alguns tornam-se tóxicos em níveis elevados, tanto às plantas como aos microrganismos. A retenção dos elementos-traço (microelementos) na matéria do solo dá-se pela adsorção e pela troca iônica; entretanto, a remoção dos metais da solução do solo por precipitação/lixiviação pode ocorrer, com certa representatividade, especialmente na presença de sulfetos^{58,94,124,164}.

No solo, a população microbiana exerce um papel fundamental para o perfeito funcionamento do sistema solo-planta. Processos como fixação de N₂, nitrificação, mineralização da matéria orgânica do solo, amonificação, dentre outros, todos mediados pela biomassa microbiana do solo, podem ser afetados, direta ou indiretamente, pela contaminação por metais, o que irá depender do tipo e da concentração destes elementos, além das características dos solos.

Os mecanismos mais importantes, responsáveis pela remoção dos elementos-traço, incluem a adsorção em colóides de argila e de matéria orgânica à camada

superficial do solo, a precipitação como complexo hidroxílico insolúvel, e a formação de complexos organometálicos com a matéria orgânica da camada superficial do solo. No caso da disposição dos esgotos por escoamento à superfície, a grande proporção da acumulação dos metais pesados dá-se juntamente com a matéria orgânica da superfície do solo, e próxima do ponto de aplicação dos esgotos. Estudos desenvolvidos na Austrália mostraram que a declividade dos módulos, a taxa de aplicação superficial e o período de aplicação influenciam, sobremaneira, a eficiência da remoção de metais pesados, na disposição por escoamento à superfície^{56,124,164}.

O Quadro 15 apresenta a influência da taxa de aplicação superficial na eficiência da remoção de alguns metais pesados, no escoamento à superfície de Utica, Mississippi, EUA.

Quadro 15 - Eficiência na remoção de alguns metais pesados com diferentes taxas de aplicação superficial.

Taxa de aplicação superficial (cm/d)	Concentração Efluente (mg/L)				Eficiência na Remoção (%)			
	Cádmio	Níquel	Cobre	Zinco	Cádmio	Níquel	Cobre	Zinco
1,27	0,0046	0,0131	0,0129	0,0558	85,4	92,1	93,1	88,4
2,54	0,0036	0,0217	0,0293	0,0525	90,9	87,6	82,4	87,4
3,81	0,0070	0,0302	0,0382	0,0757	77,7	79,6	73,5	78,8
5,08	0,0142	0,0486	0,0524	0,0853	63,2	66,0	64,4	75,4

Fonte: USEPA⁵⁶

A seguir, serão detalhados mecanismos de remoção, efeitos e riscos dos principais e mais comuns metais pesados.

a. Zinco:

O zinco auxilia na síntese de substâncias que atuam no crescimento e nos sistemas enzimáticos, sendo essencial para a ativação de certas reações metabólicas e necessário para a produção da clorofila e a formação dos carboidratos. É um metal essencial ao organismo dos homens, animais e plantas, por participar em, pelo

menos, 70 conhecidas metaloenzimas. Embora dietas de até 500ppm não tenham causado efeito deletério a animais, altas concentrações deste metal conduzem à contaminação de algumas culturas. Esta contaminação pode apresentar efeitos tóxicos em concentrações variadas, dependendo da cultura atingida. Os efeitos tóxicos são reduzidos em solos com $\text{pH} > 6,0$, bem como em solos com fina textura e teor elevado de matéria orgânica^{50,52,106,139}.

A análise de culturas desenvolvidas em solos contaminados com zinco, mostrou que o elemento é prontamente retirado e absorvido pelas plantas, e translocado às porções aéreas da mesma. Os sintomas do efeito prejudicial podem ser observados no amarelecimento das folhas, bem como no crescimento atrofiado^{111,162}.

É comum solos com grande deficiência de zinco, na atividade agrícola; a adição do micronutriente chega a ser de 6,0kg/ha com adubação química, que permanece disponível às culturas por, no máximo, quatro anos, quando torna-se necessária nova adição do elemento. Estudos realizados com solos nos quais o zinco foi adicionado ao limite de saturação, revelaram que solos áridos retêm cerca de 80% do elemento como trocável. O zinco fixado permanece, em parte, como ácido solúvel e disponível para as plantas, porém, parte permanece fixada como silicato de zinco. O zinco pode ser removido trocando de posição com outros íons, especialmente o hidrogênio.

A percolação de solução de sais pode carrear o elemento profundamente no perfil do solo. Solos alcalinos ou calcáreos podem reter grande quantidade de zinco, pela sua capacidade de troca catiônica. O zinco é precipitado sob a forma de óxido de zinco ou carbonato. O excesso de zinco no solo pode vir a debilitar a cultura, por deficiência de ferro.

Grande quantidade de zinco pode ser fixada na fração orgânica do solo. Ele pode também ser temporariamente imobilizado nos corpos dos microrganismos quando adiciona-se matéria orgânica ao solo; por outro lado, grande parte do zinco disponível em um solo mineral está associada com a matéria orgânica. Baixos níveis de matéria orgânica em solos minerais são, freqüentemente, indicativos de baixa disponibilidade de zinco^{128,153}.

b. Cádmio:

O cádmio é altamente tóxico às plantas e aos animais. Ao lado do mercúrio, o cádmio é considerado o metal mais tóxico para o ser humano. É um metal pesado de particular interesse, pois pode acumular-se na cadeia alimentar. Ele não apresenta efeitos adversos nos ruminantes devido à pequena quantidade por eles ingerida. O leite e a carne produzidos também não são afetados pela ingestão de cádmio, pelo fato deste acumular-se no fígado e nos rins dos animais, ao invés de depositar-se na gordura e nos tecidos musculosos. Nos seres humanos, a ingestão de cádmio na dieta também determina o acúmulo do elemento nos rins e pode causar doença crônica com incremento de proteínas na urina (proteinúria)^{36,51,53,98,155}.

Diferentemente de outros elementos, o cádmio não é um elemento essencial para o crescimento da planta. É usualmente tóxico às plantas em baixas concentrações. Mesmo antes de qualquer sistema ser detectado, o cádmio adicionado ao solo é, rápida e prontamente, absorvido pelas plantas, aumentando drasticamente o nível do elemento acumulado. Entretanto, a tolerância aos níveis de cádmio adicionado ao solo, apresenta grande variabilidade de espécie para espécie. A adição máxima deste elemento recomendada pela Environmental Protection Agency - EUA, através da disposição de lodo ao solo, é de 0,50kg/ha/ano. Para a disposição de esgotos no solo, com uma taxa de aplicação superficial média de 500mm/ano, a concentração recomendada pode alcançar, no máximo, 0,10mg/L. Deve-se salientar que este metal pesado é considerado, pela mesma agência, como podendo vir a ser um fator limitante para a aplicação de esgotos no solo^{49,50,99,162}.

Estudos realizados em Cambridge mostraram a eficiência na absorção do cádmio pelas plantas que, sem a disposição do elemento, apresentavam uma variação dos níveis do mesmo de 0,02 a 0,50mg/kg, com valores típicos de 0,1mg/kg. Ao ser adicionados ao solo 25mg/kg de cádmio, os valores das concentrações nos tecidos elevaram-se para 1,25mg/kg, enquanto que a adição de 50mg/kg de cádmio ao solo aumentou a concentração nos tecidos das plantas a uma faixa de 15 a 25mg/kg.

As plantas variam grandemente na sua habilidade em absorver, acumular e tolerar cádmio. Alface, espinafre, aipo e repolho tendem a acumular cádmio, entretanto, entre todas as espécies vegetais estudadas, o fumo é considerada aquela que acumula mais cádmio do que qualquer outra. O cádmio presente em plantas está,

normalmente, ligado à proteínas citoplasmáticas contendo grupamentos S, pelo qual ele tem grande afinidade.

A acumulação do cádmio é afetada pela relação zinco:cádmio pois, quando esta relação é maior que 200:1, as culturas não alcançam níveis tóxicos de acumulação^{158,162}.

c. Níquel:

O níquel apresenta níveis tóxicos para algumas plantas já a partir de 0,5mg/L de concentrações. Experiências efetuadas com plantações de aveia, relatam sintomas de toxidez a partir da concentração de 2,5mg/L de níquel na solução nutriente, bem como marcante redução no crescimento quando esta concentração alcança limites de 5,0mg/L.

Os efeitos da toxidez, pelos níveis elevados da concentração do níquel, mostram-se nas plantas por dois sistemas distintos, um específico que apresenta listras longitudinais nas folhas e, o outro, uma severa e completa clorose (ausência de clorofila) das áreas interveniais, características da deficiência de ferro. A sensibilidade ao níquel também varia, consideravelmente, de planta para planta^{6,88,99,162}.

Sintomas de deficiência de níquel ainda não foram detectados em plantas, provavelmente devido, ou aos baixos níveis necessários, ou às deficiências de cobalto, cobre e zinco manifestarem-se primeiramente. Ao contrário, o efeito fitotóxico do níquel é conhecido já há bastante tempo, onde teores de 2mg/kg deste elemento foram suficientes para inibir o crescimento de raízes.

O pH neutro ou alcalino reduz a toxicidade causada nas plantas pela elevada concentração de níquel no solo. Com o pH próximo de 5,3, a alta concentração de níquel no solo apresenta efeito deletério na produtividade das culturas pois, nesta situação, o elemento é prontamente absorvido pelas plantas e translocado para as partes aéreas e, quando for o caso, para os grãos. Por outro lado, com o pH acima de 6,8, a absorção do elemento pelas plantas reduz-se sensivelmente. A presença de matéria orgânica também reduz os níveis de adsorção do níquel pelas plantas, reduzindo assim a permeabilidade dos efeitos tóxicos^{18,88,162}.

O Quadro 16 mostra a redução da produtividade na cultura de aveia e mostarda, sob a influência da concentração de níquel no solo, com a variação de dois níveis de pH.

Quadro 16 - O efeito da adição de níquel e do pH do solo na produtividade da aveia e da mostarda.

Concentração de Níquel no solo (mg/kg)	Produtividade (kg/m ²) – Material Fresco			
	Aveia		Mostarda	
	pH 5,7	pH 6,4	PH 5,7	pH 6,4
0	20,3	19,8	24,8	25,6
50	17,1	16,8	17,2	23,2
100	5,9	14,6	0,8	25,8
200	2,5	13,8	0,4	8,0

Fonte: Williams¹⁶²

d. Chumbo:

A intoxicação pelo chumbo, no ser humano, é caracterizada por deficiências neurológicas, disfunção renal e anemia. Danos ao cérebro e ao sistema nervoso, inclusive problemas comportamentais, são característicos de intoxicação pelo chumbo em crianças. O mecanismo pelo qual o chumbo afeta o sistema nervoso ainda não é completamente conhecido; porém, sabe-se que a anemia crônica causada por ele é devida à inibição da enzima Δ -ALA, que controla a incorporação do ferro pelas hemáceas. A Organização Mundial da Saúde considera como limite tolerável de incorporação para o homem adulto o valor de 3mg ou 0,05mg/kg de peso corporal^{86,155}.

Nas plantas, o chumbo pode inibir o crescimento celular quando absorvidas altas concentrações, muito embora, mesmo em solos altamente contaminados, não tenham sido observados efeitos fitotóxicos em concentrações de até 200ppm de chumbo solúvel acrescentado ao solo^{6,88}.

Estudos realizados em Washington indicaram que, a maior parte do chumbo disposto no solo, reverte-se na forma não trocável e permanece nos primeiros 15cm de profundidade, sendo que um pequeno percentual pode vir a lixiviar de forma lenta e a profundidades não significantes. O chumbo é fixado no solo, porém não

mobilizado prontamente; determinados solos podem reter concentrações de centenas de mg/L contra concentrações de poucas unidades de mg/L lixiviados^{44,158}.

As plantas não transportam consideráveis quantidades de chumbo para as partes superiores. O sistema radicular de uma planta pode conter concentrações de centenas de mg/L, enquanto que o sistema foliar da mesma, raramente conterá mais de 10mg/L. Análises realizadas em Washington puderam atestar concentrações consideráveis nos sistemas foliares de culturas, porém advindas de fontes aéreas por deposição, principalmente em locais próximos a auto-estradas com tráfego intenso^{86,155,158}.

e. Alumínio:

O alumínio pode causar quebra na produtividade de culturas em solos ácidos, com pH <5,5 porém, em solos mais alcalinos, com pH <7,0, poderá precipitar-se e eliminar a toxidez.

O alumínio tem um papel importante na fixação do fósforo em solos bem drenados. A forma na qual o alumínio aparece em solos aerados depende, fortemente, do pH do solo. Em solos com pH $\leq 4,0$, ele existe como o íon Al^{+3} ; com a elevação do pH para 4,9, o elemento converte-se para $Al(OH)^{+2}$ e $Al(OH)_2^+$ e, finalmente, a $(AlOH)_3$ quando o pH atinge valores acima de 5,0. As três primeiras formas de alumínio ativado são capazes de fixar o fósforo. As concentrações tóxicas do alumínio solúvel nos solos que influenciam negativamente o crescimento das culturas, podem ser evitadas com a adição de calcáreo mantendo, assim, o pH acima de 5,0^{31,88}.

Não existem muitas pesquisas a respeito do efeito do alumínio sob condições de solo alagado; entretanto, este elemento não parece ser sensível ao fenômeno redox. Até que os valores do pH dos solos alagados mantenham-se acima de 5,0, o alumínio não deverá tornar-se solúvel o suficiente para ser tóxico à vegetação^{31,71}.

f. Cobre:

O teor total de cobre em solos varia entre 2 e 100mg/kg, sendo teores médios de 20 a 30mg/kg; entretanto, em função do material de origem do solo, os limites

superiores podem ser ampliados para 150mg/kg, como é o caso de solos derivados de rochas basálticas e os ferrosolos de clima tropical.

O cobre é um elemento bastante importante na dieta humana, normalmente encontrado em proteínas sob forma combinada, desempenhando importante papel na formação dos eritrócitos, na absorção do ferro e na constituição de vários tecidos. A intoxicação por cobre nos animais e no homem é, particularmente, difícil de ocorrer e complexa, dada a grande diversificação na tolerância a este metal, e pela profunda interação metabólica do cobre com outros metais e nutrientes que afeta a sua absorção, excreção e retenção nos tecidos. O cobre não é tóxico aos animais monogástricos, mas pode vir a sê-lo aos ruminantes. A tolerância ao cobre aumenta quando a concentração disponível de alguns metais, notadamente o molibdênio, aumenta proporcionalmente. Por outro lado, o molibdênio pode tornar-se tóxico quando disponível na ausência de cobre^{3,18,88,98}.

O cobre pode ser altamente tóxico às plantas aquáticas e aos animais quando existir na forma iônica, porém muito menos tóxico quando presente na água, limitado à forma orgânica. Mesmo em concentrações consideradas baixas (de 0,02 a 0,08ppm) na água, este elemento pode ser letal a diferentes espécies de peixes. A concentração de 1ppm de cobre nas águas de irrigação é considerada limite para o uso contínuo⁷⁵.

Como o zinco e outros metais, a toxicidade do cobre disposto no solo é, também, influenciada pelo pH e pela quantidade de matéria orgânica contida no mesmo. O cobre é menos prontamente translocado para a planta do que o zinco, e pode acumular-se em altas concentrações nas raízes. Nos cereais, por exemplo, ele restringe o crescimento das raízes, produzindo múltiplas ramificações inchadas. Muito embora possa ser absorvido e concentrado nos sistemas radiculares, o cobre não é transportado em altas concentrações para a parte aérea das plantas^{44,99,155}.

O cobre move-se vagarosamente no solo, como um complexo orgânico, e permanece na superfície do mesmo. Os solos com concentrações representativas de cobre, podem ser desintoxicados com a adição de calcáreo, mantendo-se o pH acima de 6,5. A contaminação dos solos por cobre é rara, exceto quando faz-se a disposição de efluentes de atividades agrícolas, onde o elemento é largamente utilizado como fungicida^{51,162}.

Os solos orgânicos são muito propensos a apresentar deficiência de cobre; estes solos, em geral, apresentam níveis adequados de cobre, mas este fica retido tão fortemente, que somente pequenas quantidades ficam disponíveis para as plantas. Os solos arenosos, com baixos teores de matéria orgânica, também podem tornar-se deficientes em cobre, por causa das perdas por lixiviação.

Outros metais no solo (ferro, manganês, alumínio, etc.) afetam a disponibilidade de cobre para o crescimento das plantas, e este efeito independe do tipo de solo^{51,123}.

g. Mercúrio:

O mercúrio ocorre largamente na biosfera, e é amplamente conhecido como um elemento tóxico. Modernos desenvolvimentos tecnológicos são responsáveis pela descarga de quantidades representativas deste elemento, no meio ambiente, de diversas formas. A grande maioria do mercúrio existente nos esgotos e nos lodos das estações de tratamento são oriundos das indústrias de tintas, de vernizes, de materiais fotográficos, e de defensivos agrícolas, dentre outros.

Compostos de mercúrio reagem com o solo e podem volatilizar parte do elemento mercúrio; entretanto, devido à grande afinidade entre o metal e o solo, e também pela adsorção do mercúrio à matéria orgânica, ele não tem a tendência de lixiviar, mantendo os lençóis subterrâneos, em condições normais, isentos desta contaminação. Altas concentrações de mercúrio no solo podem afetar as plantas, mas isto não ocorre normalmente, nas atividades de aplicação de esgotos e lodos no solo. Pesquisas realizadas em fazendas no nordeste da Europa, revelaram que as concentrações nos tecidos das plantas estavam na faixa de 0,02 a 0,08mg/kg de matéria seca. Mesmo em campos onde foi executada aplicação por muito tempo de lodos de esgotos, na quantidade de 4kg/ha de mercúrio, as folhas de milho não apresentaram concentrações maiores que 0,07mg/kg de matéria seca^{101,155}.

Análises de plantações efetuadas em solos que foram aplicados 5,0kg/ha de mercúrio, mostraram que o metal foi absorvido do solo até o sistema radicular da planta, mas não foi prontamente translocado para as suas partes aéreas. Em geral, as concentrações de mercúrio encontradas nos esgotos, principalmente domésticos, não são concentrações que causam efeitos danosos, ou cumulativos nas plantas e,

portanto, com raras possibilidades de entrar na cadeia alimentar, o que não é o caso dos peixes contaminados pelo mercúrio encontrado nos cursos d'água. Nos animais, o efeito cumulativo, quando ocorrer por ingestão ou inalação, e será verificado, seletivamente, nos rins^{79,110,162}.

No tratamento dos esgotos por disposição no solo por escoamento à superfície, a redução mínima obtida no sistema é de 50%, sem apresentar efeito cumulativo, conforme demonstra o sistema de disposição da fazenda de Werribee, na Austrália, em seus 110 anos de existência, tratando esgotos domésticos juntamente com esgotos de atividade industrial da região metropolitana de Melbourne^{103,118}.

h. Molibdênio:

O molibdênio é necessário para a formação e atividade da enzima redutase do nitrato, a qual reduz nitratos a amônio na planta. Este micronutriente é vital para ajudar as leguminosas a formarem nódulos que, por sua vez, são indispensáveis ao processo de fixação simbiótica de nitrogênio. O molibdênio é, também, essencial para converter o fósforo inorgânico em formas orgânicas para a planta.

Grandes quantidades de molibdênio podem ser adicionadas ao solo com pequeno efeito no crescimento das plantas. O molibdênio aplicado ao solo é prontamente absorvido pelas culturas, e sua disponibilidade às mesmas cresce com a elevação do pH. Como um micronutriente, o metal é requerido em pequenas quantidades pelas plantas, e é essencial, em baixas concentrações, na dieta dos animais. Este metal é essencial ao organismo humano em quantidades traço, por participar da molécula de várias metaloenzimas, tais como a xantinoxidase. Considerado relativamente não tóxico, em altas concentrações pode causar distúrbios como a astralgia. Para alguns animais, particularmente os ruminantes, concentrações baixas como 5mg/kg na alimentação podem vir a ser tóxicas^{50,51,88,98}.

A toxidez do molibdênio e a sua severidade estão relacionadas à quantidade ingerida em relação ao cobre e ao SO₄; altas concentrações de molibdênio com baixas concentrações de cobre ingeridas constituem-se na pior situação possível. O potencial de risco associado à acumulação do molibdênio nos tecidos das plantas deve ser cuidadosamente avaliado, antes da disposição dos respectivos esgotos na irrigação de culturas para pastoreio e alimentação animal.

Como dito anteriormente, o molibdênio torna-se mais disponível à medida que o pH aumenta, o oposto do que ocorre com os outros micronutrientes; assim, as deficiências de molibdênio são mais comuns em solos ácidos. Os solos arenosos apresentam mais problemas de deficiência de molibdênio do que os solos argilosos^{50,123}.

i. Metais Pesados no Escoamento à Superfície:

Os dados a seguir referem-se ao sistema de disposição no solo por escoamento à superfície da Fazenda de Weribee - Austrália, que trata os esgotos da região metropolitana de Melbourne constituídos, na sua grande maioria, em efluentes domésticos, porém possuindo quantidades e diversidade representativas de esgotos industriais. Os resultados apresentados no quadro e nas figuras abaixo foram obtidos quando o sistema completava 100 anos de plena operação.

O Quadro 17 mostra a eficiência do escoamento à superfície na remoção de alguns metais pesados, referindo-se às suas concentrações no afluente e no efluente do sistema, independentemente do que ficou retido no solo, do que foi utilizado pela vegetação, do que lixiviou, etc.

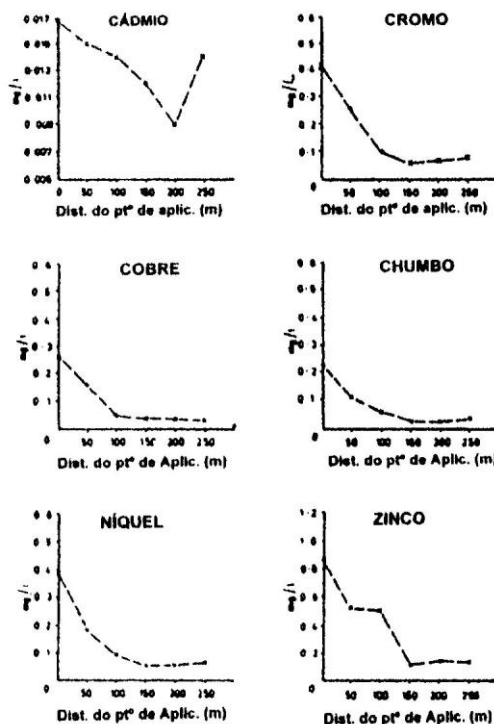
Quadro 17 - Eficiência do escoamento à superfície da Fazenda de Werribee - Austrália em relação a alguns metais pesados.

Metal Pesado	Eficiência na remoção (%)
Cobre	92
Cádmio	47
Zinco	94
Níquel	85
Chumbo	96
Cromo	83
Manganês	98

Fonte: McPherson¹⁰², Melbourne Water¹⁰⁴, Carlson³¹

Na Figura 42, são apresentadas as reduções gradativas nas concentrações de alguns metais pesados, na disposição por escoamento à superfície em relação à distância do ponto de aplicação dos esgotos.

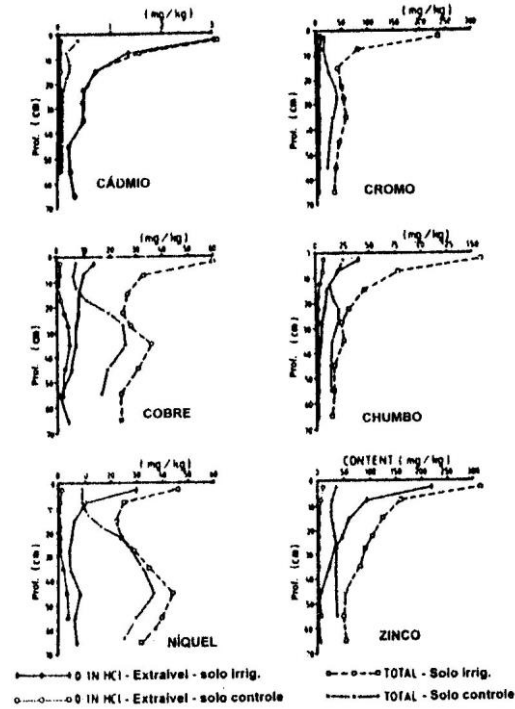
Figura 42 - Remoção de metais pesados no escoamento à superfície em relação à distância do ponto de aplicação.



Fonte: Scott & Fulton¹⁴⁰

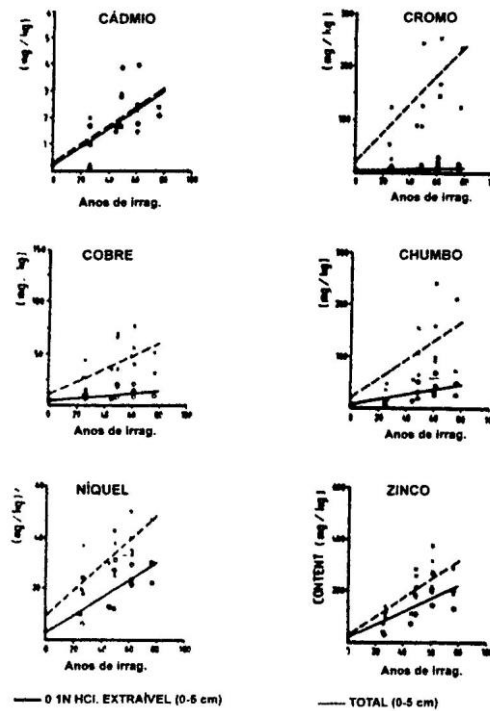
A Figura 43 apresenta as concentrações de alguns metais pesados em relação à profundidade do solo, comparando com concentrações em solos controles, tanto totais, como extraíveis em HCl, e a Figura 44 mostra a provável acumulação dos mesmos no solo, através dos anos.

Figura 43 - Concentração de alguns metais pesados em relação à profundidade nos módulos de escoamento à superfície.



Fonte: Evans et al.⁵⁸

Figura 44 - Acumulação de alguns metais pesados, através dos anos, no sistema de escoamento à superfície.



Fonte: Evans et al.⁵⁸

j. Metais Pesados no Sistema Solo - Planta – Animal:

Igualmente ao item anterior, e sob as mesmas condições, os dados apresentados a seguir, referem-se ao sistema de escoamento à superfície da Fazenda de Werribee - Austrália.

O Quadro 18 é a sobreposição de dados de diversos quadros, obtidos a partir de resultados colhidos após 103 anos de disposição dos esgotos no solo, representando uma situação momentânea do ano de 1994, inclusive comparando situações das áreas irrigadas e não irrigadas da Fazenda, bem como áreas não irrigadas de fora da Fazenda.

Quadro 18 - Concentração de metais pesados no solo, nas plantas e nos tecidos dos animais, em mg/kg.

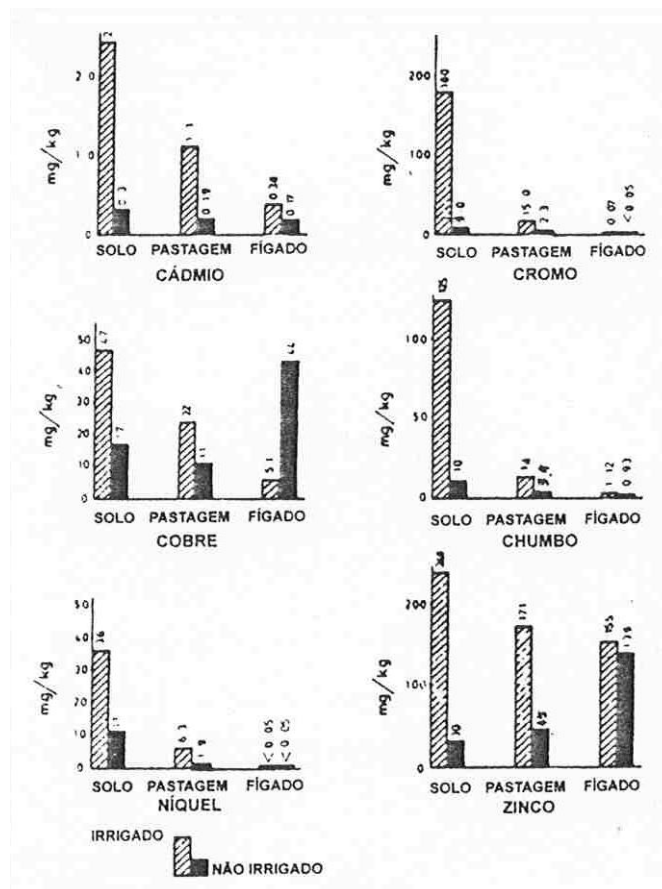
Metais	Solo (20cm prof.)			Culturas - Pastagem			Tecidos Animais					
	A	B	C	A	B	C	Fígado			Rins		
							A	B	C	A	B	C
Cobre	980	11	13	3,3	11,3 ±2,8	2,0- 15,0	5,1 ±2,8	43,9 ±15,2	64,5	14,4 ±3,2	19,6 ±1,2	18,9 ±2,5
Cromo	850	28	22	0,1	1,9	0,1- 0,5	0,07 ±0,05	<0,05	<0,05	0,07 ±0,05	<0,05	0,05 ±0,03
Cádmio	12	<1	<1	0,03	0,20 ±0,14	0,2- 0,8	0,38 ±0,28	0,17 ±0,05	0,76	2,07 ±1,03	1,2 ±0,2	3,32 ±1,53
Ferro	21750	20000	17800	110	515	250- 600	337 ±106	238 ±97	372 ±114	502 ±93	497 ±108	625 ±183
Chumbo	315	22	24	0,6	3,6 ±1,8	0,1- 10,0	112 ±0,75	0,93 ±0,21	0,25 ±0,09	1,21 ±0,53	2,2 ±0,3	0,32 ±0,19
Níquel	133	19	20	1	1,3	0,1- 3,5	<0,05	<0,05	<0,10	0,08 ±0,06	<0,05	<0,1
Zinco	1238	44	49	41	52,2 ±11,1	8,0- 60,0	1,55 ±46	139 ±38	266 ±77	94,5 ±11,4	111,2 ±36,5	96,1 ±14,3
Molibdênio	35	<1	<1	-	1,1 ±0,2	-	22 ±0,7	2,0 ±0,7	3,2 ±0,3	0,7 ±0,3	0,7 ±0,1	0,8 ±0,18
Mercurio	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

A = Área da Fazenda com irrigação; B = Área da Fazenda sem irrigação; C = Área controle fora da Fazenda.

Fonte: Croxford³⁹, Melbourne Water Corporation¹⁰³

A Figura 45 ilustra a redução da concentração de alguns metais pesados na cadeia de transferência solo-pastagem-tecidos animais, comparando dados de áreas irrigadas com áreas não irrigadas. Deve-se observar que o cobre apresenta-se como uma exceção da tendência observada nos outros metais pesados.

Figura 45 - Concentração de alguns metais pesados na cadeia de transferência solo-planta-animais, comparando área irrigada com área não irrigada.



Fonte: Evans et al.⁵⁸

3.4.4. Efeitos e alterações biológicas no solo:

O solo é um corpo organizado que contém, provavelmente, o maior número de indivíduos e a maior diversidade que qualquer outro *habitat* ou ecossistema. Os organismos que compõem a pedobiota desempenham funções essenciais para o funcionamento do ecossistema, pois têm como função primária, governar as reações de ciclagem e fluxos dos vários nutrientes essenciais influenciando, assim, diretamente, a fertilidade do solo, além de exercer efeitos na formação da estrutura e manutenção dos agregados e sua sanidade como meio de crescimento vegetal e sustentáculo da produção agrícola.

3.4.4.1. Características biológicas dos solos:

A flora e a fauna específicas, existentes num determinado solo, dependem de muitos fatores; o clima e, também, a vegetação de cobertura exercem enorme influência sobre quais são os organismos dominantes. A composição das espécies de um deserto árido será, com certeza, diferente daquela presente em uma área de floresta úmida que, por sua vez, será totalmente diferente da existente em um campo cultivado. As relações de temperatura, acidez e umidade são, também, fatores que governam as atividades da flora e da fauna. Por tais razões, não é fácil prever os números, os tipos e as atividades dos organismos que poderão ser encontrados num determinado solo. Existem, contudo, algumas generalizações que podem ser feitas, por exemplo, a vegetação das florestas, geralmente, sustenta uma fauna mais diversificada do que a das pradarias; por outro lado, a fauna das pradarias é mais ativa e possui maior peso por hectare.

Comparados às áreas virgens, os campos cultivados, geralmente, possuem organismos em quantidade e peso menores, especialmente quanto à fauna do solo. Poderão existir exceções, quando um solo virgem, muito ácido de origem, houver sido submetido à extensiva calagem e subsolagem, tais solos cultivados poderão conter uma microflora mais populosa do que outro similar, não cultivado^{25,39}. Para avaliar os efeitos e alterações biológicas no solo dadas pela adição de esgotos, serão utilizados alguns parâmetros, conforme abaixo discriminados.

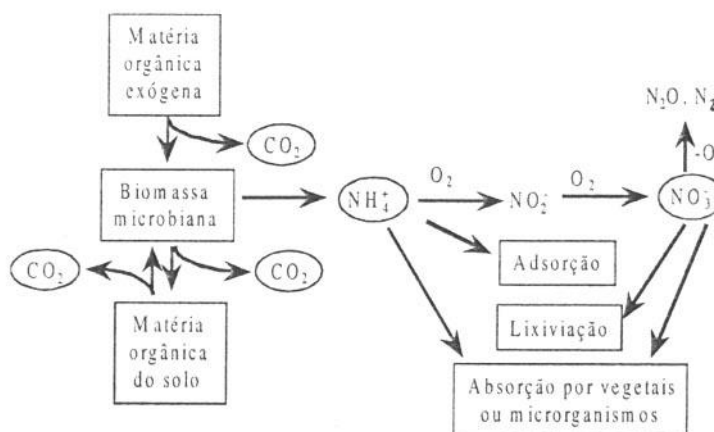
a. Biomassa microbiana:

Por definição, a biomassa microbiana é a parte viva da matéria orgânica do solo, excluindo as raízes e animais maiores que $5 \times 10 \mu\text{m}$. Com raras exceções, a biomassa microbiana representa de 2 a 3% do carbono orgânico do solo, sendo que sua presença está relacionada, diretamente, com o teor de matéria orgânica. Os microbiologistas fixaram o conceito da relação direta entre os níveis de atividade da biomassa microbiana com a fertilidade do solo, tanto em ambientes naturais, como nos manipulados pelo homem, tornando evidente a necessidade de desenvolvimento de métodos simples e confiáveis para a determinação da grandeza da população. Para qualquer domínio da Ciência do Solo, é interessante determinar as quantidades de

carbono, nitrogênio ou fósforo que entram na composição do seu compartimento vivo, ou seja, a biomassa microbiana.

Um dos parâmetros microbiológicos mais usados em estudos de impactos ambientais sobre a microbiota do solo é a quantidade de biomassa, a qual pode apresentar variações que, nem sempre, correlacionam-se com a qualidade do solo. Diferentes práticas de manejo podem favorecer o acúmulo ou o decréscimo da biomassa microbiana. Em geral, a adição de resíduos orgânicos ao solo induz um aumento efêmero da biomassa, medida pela quantidade de carbono ou nitrogênio nas células microbianas (vide Figura 46). Isoladamente, a biomassa microbiana pouco reflete as alterações da qualidade do solo, muito embora este parâmetro seja um indicador precoce de intervenções antrópicas^{19,30,33}.

Figura 46 - Mineralização de resíduos orgânicos em solos. A biomassa microbiana é responsável pela ciclagem de nutrientes, principalmente nitrogênio.



Fonte: Bettiol¹⁹

Processos como mineralização do carbono-orgânico e nitrogênio-orgânico apresentam alto grau de redundância, isto é, diferentes populações microbianas podem, em diferentes condições ambientais, realizar estes processos. Assim, a diminuição da atividade de uma população de microrganismos, por alteração das condições ambientais, poderá ser compensada pelo aumento da atividade de outra

população, sem alteração da atividade total da comunidade. Atividades apresentando alto grau de redundância dificilmente correlacionam-se com alterações da qualidade do solo, muito embora estes parâmetros sejam úteis na determinação das taxas de degradação de materiais orgânicos, como esgotos, no solo.

A proliferação dos microrganismos é limitada pelo pH, riqueza mineral do solo, espécie de matéria orgânica, temperatura e umidade. Em solo com temperatura acima de 20°C, como ocorre em clima tropical e subtropical, predominam as bactérias, havendo menos fungos e actinomicetos. As bactérias, entretanto, são extremamente ativas na decomposição da matéria orgânica, não permitindo a acumulação de húmus, por isto, não se acumula matéria orgânica em terras tropicais, como ocorre em climas temperados. Somente em altitudes acima de 1000 metros, onde as temperaturas são mais baixas e predominam os fungos, que são decompositores muito lentos, há a formação de húmus em maior quantidade. O húmus é formado, quase que exclusivamente, pela ação de fungos e actinomicetos e, nunca, pela ação de bactérias. As bactérias necessitam de uma umidade elevada do ar no solo, que deve estar por volta de 98%, e que ocorre com uma umidade entre 50 e 75% da capacidade de retenção de água do solo. Fungos, mas principalmente actinomicetos, podem crescer em solos bem mais secos, com uma saturação de umidade do ar no solo de 85 a 98%^{43,125}.

O solo não é um substrato homogêneo, mas um sistema de “micronichos”, onde cada um possui seu pH próprio, e nos quais as bactérias em solos ácidos têm capacidade de “alcalinizar” o meio ao seu redor através de excreções. É até possível determinar se as bactérias necessitam de uma calagem para prosperar. Se as bactérias acidificam o meio, precisam de calagem; se o alcalinizam, dispensam a calagem. Nos “micronichos”, que são cavidades minúsculas nos próprios grumos do solo, o pH pode estar 2 a 3 graus acima do pH medido para o solo em geral.

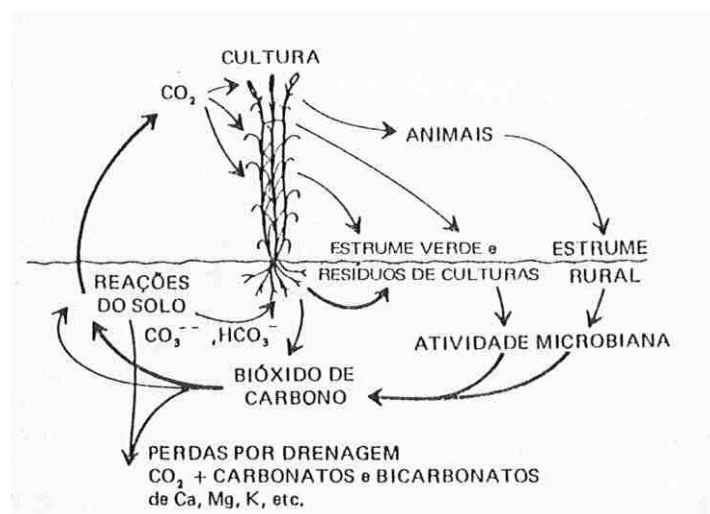
A profundidade exerce grande efeito sobre os microrganismos, sendo a biomassa microbiana sensivelmente menor nas camadas de solo abaixo de 15cm. A biomassa microbiana correlaciona-se, significativamente, com a liberação de CO₂ e com a população fúngica e de actinomicetos. A evolução e a quantidade da biomassa microbiana é altamente afetada em solos contaminados com metais pesados,

adicionados pelos esgotos ou por biossólidos. A unidade comumente utilizada para medir a biomassa microbiana é mg de Carbono/g de solo^{33,43}.

b. Liberação de gás carbônico:

O ciclo do carbono pode ser definido como a seqüência de transformações pela qual o dióxido de carbono é fixado nos organismos vivos pela fotossíntese ou pela quimiossíntese; liberado pela respiração e pela morte e decomposição dos organismos fixadores, usado por espécies heterotróficas e, por fim, retornando ao seu estado original (vide Figura 47). Assim, a medida da liberação do gás carbônico, geralmente expressa em mg/g de solo seco, estará medindo os níveis da atividade microbiana do solo, relacionados com a respiração.

Figura 47 - Transformações do carbono, comumente denominadas – ciclo do carbono.



Fonte: Brady & Weil²⁵

O carbono é componente comum em toda matéria orgânica, e sua movimentação durante a digestão microbiana dos tecidos vegetais é, portanto, extremamente importante. Grande parte da energia adquirida pela fauna e pela flora no interior do solo provém da oxidação do carbono; assim, seu óxido sofre evolução contínua e em grandes quantidades.

O gás carbônico é liberado na medida em que são digeridos os componentes dos resíduos vegetais; o solo é a principal fonte deste gás, embora sejam expelidas pequenas quantidades pelas raízes das plantas e carreadas para baixo pelas águas pluviais. Sob ótimas condições, cerca de 45kg de dióxido de carbono por acre e por dia poderão ser produzidos, embora 10 a 15kg sejam os valores mais comuns. O dióxido de carbono do solo escapa, finalmente, em larga escala para a atmosfera, onde poderá ser novamente utilizado pelos vegetais. Uma menor quantidade de dióxido de carbono reage no solo, produzindo ácido carbônico (H_2CO_3) e carbonatos e bicarbonatos de cálcio, potássio, magnésio e outras bases. Os bicarbonatos são prontamente solúveis e podem perder-se por drenagem ou ser utilizados pelos vegetais superiores^{25,123}.

Parâmetros compostos de mais de uma variável podem, em muitos casos, servir para detectar alterações na microbiota de solos que receberam efluentes, esgotos ou biossólidos. A determinação do carbono na biomassa microbiana em relação ao carbono orgânico do solo é um deles. Em solos contaminados com metais pesados, verifica-se que a porcentagem de carbono-biomassa em relação ao carbono-orgânico é a metade do que a mesma relação existente em solos não contaminados. De forma similar, a combinação de atividade respiratória e biomassa microbiana, resulta em um indicador (atividade respiratória específica ou quociente metabólico – qCO_2), mais sensível do que qualquer um dos dois parâmetros isoladamente, muito embora, existam limitações para diagnosticar distúrbios e estresses. Os estresses ambientais, normalmente, induzem a uma maior atividade respiratória por unidade de carbono-biomassa, sugerindo uma maior alocação de carbono para obtenção de energia, em detrimento do crescimento. Em solos contaminados com metais pesados, a quantidade de carbono-biomassa correlaciona-se negativamente com o coeficiente metabólico, o qual aumenta significativamente em relação aos não contaminados, ou seja, de modo geral, solos contaminados com metais pesados apresentam menor carbono-biomassa e menor evolução de CO_2 em relação aos solos não contaminados^{19,43}.

Tanto a biomassa quanto a liberação de gás carbônico e a população microbiana apresentam significativas flutuações na camada superior; as variações climáticas exercem maior efeito sobre essa flutuação, verificando-se uma tendência

de estímulo em épocas de boa disponibilidade hídrica e temperaturas amenas. Nas épocas secas e de temperaturas elevadas, assim como naquelas muito frias, o efeito é negativo.

A profundidade exerce grande efeito sobre os microrganismos, sendo a liberação de gás carbônico sensivelmente menor nas camadas abaixo de 15cm de profundidade, considerando-se a mesma quantidade de solo. A liberação de gás carbônico correlaciona-se, significativamente, com a população de bactérias, actinomicetos e fungos^{33,143}.

c. Micorrizas:

A palavra micorriza vem dos radicais “Myco” = fungo e “rhiz”, que é concernente à raiz (raiz de fungo), e trata-se de uma associação, usualmente simbiótica, de fungos com as raízes das plantas. As hifas dos fungos aumentam a área das raízes e a absorção de nutrientes. Se o solo for suficientemente arejado e as plantas razoavelmente fortes, suas raízes serão povoadas por fungos, os micorrizas, que praticamente todas as plantas possuem, com exceção das Crucíferas, às quais pertence o repolho, e as Liliáceas, às quais pertencem a cebola e o alho.

O papel dos fungos no solo parece bastante deturpado, fala-se deles somente quando são parasitas mas, raramente, considera-se sua ação benéfica como saprófitas e simbiontes.

Sabe-se, hoje, que a rizosfera vegetal é densamente populada por fungos e bactérias, aproveitando as excreções radiculares, que variam de açúcares e aminoácidos, ácidos orgânicos e nucleotídeos até enzimas, vitaminas e substâncias de crescimento e inibição. Com o decréscimo do pH do solo, aumenta a flora fúngica; existe, assim, um efeito altamente seletivo sobre os microrganismos em geral, e os fungos em particular. Os fungos por sua vez mobilizam nutrientes minerais para as plantas, aumentam a possibilidade de retirar água do solo, fixam nitrogênio e defendem a rizosfera por antibióticos, sendo os micorrizas os mais eficientes^{25,123,125}.

A flora fúngica, a exemplo da bacteriana, pode chegar até à simbiose com as raízes. Os fungos sempre são mais freqüentes em solos nativos do que em cultivados onde, normalmente, predominam as bactérias; são mais freqüentes em não

leguminosas que em leguminosas por serem ávidos de açúcares, mas não apreciam muito os aminoácidos excretados por estes vegetais. Ocorrem tanto em plantas arbóreas como em herbáceas, perenes ou anuais. Antigamente, acreditou-se que fossem privativos aos *Pinus* mas, hoje, sabe-se que praticamente não existe planta que não consiga entrar em simbiose com fungos, inclusive o cafeeiro.

A vida da rizosfera, simbiótica ou assimbiótica, depende da intensidade do crescimento do hospedeiro, enquanto que, em plantas arbóreas, depende do estágio de desenvolvimento estacional. A “película” de microrganismos que envolve a raiz pode alcançar até a espessura de 5mm, sendo seu número até setenta e uma vezes maior que a dos organismos do solo.

Como dito anteriormente, com o decréscimo do pH do solo, aumenta o número de fungos na rizosfera; toda adubação que estimula o crescimento vegetal, o faz, igualmente, com o crescimento e a multiplicação dos fungos, sendo a adubação fosfórica a mais benéfica. Nenhum fungo da rizosfera é capaz de decompor lignina e celulose e, dificilmente, pode utilizar amidos; são especialistas em açúcares, geralmente de fórmula simples, como glicose ou ésteres como manita e, às vezes, decompõem aminoácidos, o que lhes deu o nome de “sugar fungi”. Também o *Azotobacter* e outros fixadores de nitrogênio são muito mais freqüentes na rizosfera do que no solo não enraizado, especialmente quando este for pobre, a razão é que aqui encontram com maior facilidade manita e álcoois, que necessitam para seu metabolismo^{30,143}.

As raízes de árvores e plantas herbáceas, não leguminosas, são muito mais ricas em fungos, podendo hospedar até 40 espécies diferentes; raízes de leguminosas atraem mais bactérias, porém, a flora microbiana da rizosfera representa um sistema mutável, válido somente para um determinado espaço de tempo, mudando com a estação do ano, com o desenvolvimento vegetal e as condições do solo.

Tanto plantas como fungos excretam substâncias de crescimento e inibição, que controlam a microflora na rizosfera, os fungos ainda produzem *bacteriostatos*, para garantir a fonte de seu sustento: a raiz. Mas o fungo vai mais longe, entra em simbiose com a própria raiz sendo, então, chamado de micorriza; para que isto ocorra, a raiz excreta carboidratos, que atraem os fungos à rizosfera e, em seguida, hormônios, que incentivam a penetração do fungo na raiz. A infecção simbiótica é

maior em solos arenosos, pobres em matéria orgânica, onde a vida saprófita dos fungos torna-se difícil. A simbiose é favorecida pela pobreza mineral do terreno^{30,125}.

Existem dois tipos de micorrizas:

- os *ectótrofos ou externos*, que pouco penetram nas raízes, encobrindo-as com uma película densa de micélios, que variam desde a cor branca até a negra e, normalmente, têm espessura de 0,02 a 0,04mm, somente ocorrem em árvores onde populam as raízes suberificadas e lignificadas, raramente encobrindo também as pontas das radículas. Podem formar nódulos simples ou coralóides, lisos ou encobertos por outro micorriza em infecção secundária, e podem perfazer de 34 a 35% do peso seco das raízes. Graças a estes rizomas, as raízes lenhosas, que já não possuíam mais o poder de absorção, entram novamente em atividade, aumentando a superfície ativa da raiz, não somente pela maior grossura, que atinge junto com a película fúngica, como pelo aumento considerável da parte da raiz ativada pelo fungo, podendo assimilar água e nutrientes, processo antes restringido à coifa das radículas.

Os micorrizas não somente aumentam substancialmente a área radicular empenhada na absorção, mas possuem, igualmente, um poder de mobilização de nutrientes muito maior que a raiz vegetal, especialmente no que refere-se ao fósforo e ao nitrogênio. Atribui-se isto tanto ao maior contato do fungo com o solo, bem como ao seu poder de utilizar compostos orgânicos e de quelatar minerais, de fixar nitrogênio, seja diretamente, ou através de bactérias ou algas fixadoras de nitrogênio, com as quais vivem associados, fornecendo-lhes manita. Dependem sempre do arejamento do solo, por esta razão ocorrem, especialmente, em solos arenosos e em argilosos quando forem grumosos^{25,125,143}.

- Os *endótrofos ou endófitos*, que vivem dentro da raiz, não sendo visíveis a olho nu. Ocorrem quase que exclusivamente em gramíneas, leguminosas e, praticamente, em todas as herbáceas, com exceção de Crucíferas e Liliáceas. Fumo, batatinha, algodão, tomate, capins forrageiras e todas as outras plantas cultivadas ou espontâneas beneficiam-se dos micorrizas endótrofos. Geralmente, os fungos pertencem aos ficomicetos e sua vida assemelha-se à dos rizóbios ou bactérias noduladoras. O fungo entra na raiz quando esta estiver suficientemente forte para

sustentá-lo, e sai dela quando o crescimento estagna, seja por concluir o ciclo vegetativo, seja por inundação ou seca, o fungo sobrevive no solo, somente entrando na raiz quando o crescimento iniciar-se novamente. Nas células radiculares forma arbúsculos e vesículas, sendo as últimas os órgãos de armazenamento, especialmente de graxas, enquanto que os arbúsculos são os órgãos de fornecimento para o vegetal, sendo de decomposição fácil, possibilitando à planta retirar dali seus nutrientes; no fim do período as radículas infestadas morrem, liberando os micorrizas ao solo.

Em gramíneas, os micorrizas podem possibilitar um desenvolvimento normal das plantas, mesmo em solos altamente deficientes em minerais; assim, por exemplo, a aveia consegue crescer satisfatoriamente em solos altamente deficientes em manganês, quando suas raízes forem infestadas por micorrizas.

Os micorrizas endótrofos diferem dos ectótrofos por poderem tornar-se facilmente parasitas, se as condições nutricionais dos hospedeiros piorarem, perdendo estes seu vigor e não podendo mais manter seu fungo simbiote; fato idêntico ocorre com as bactérias noduladoras, ou rizóbios. Em condições adversas podem enfraquecer as raízes dos hospedeiros, de tal modo, que abrem caminho para fungos patógenos, como *Rizoctonia*, *Fusarium* *Phytium*, entre outros, o que ocorre especialmente em épocas secas. Os micorrizas, em condições que lhes são favoráveis, aumentam o crescimento vegetal por mobilizarem nutrientes, especialmente fósforo, cálcio e potássio, fixarem nitrogênio e defenderem o espaço radicular através dos antibióticos. Todos os simbioses são benéficos, em condições normais, e maléficis, em condições adversas.

O fato das gramíneas melhorarem a estrutura do solo, agregando-a, não se deve às raízes vegetais, mas aos fungos associados a estas, e aos metabólitos que excretam, como por exemplo, ácido urônico. Os fungos mais importantes neste sentido são *Phytium*, *Aspergillus*, *Cephalosporum* *Cylindrocarpon* e *Penicillium*. Confunde-se os limites entre patógenos, fungos tróficos e simbioses, demonstrando que tudo depende tanto do organismo, como das condições em que está sendo obrigado a viver. Mede-se a micorrização em percentual (%) de colonização em raiz e número de esporos por 50g de solo^{125,150}.

d. Identificação de grupos microbianos:

Existem, nos solos e nas águas, certos microrganismos com vida autônoma que têm capacidade para fixar nos seus próprios tecidos o nitrogênio elementar, a partir do ar e do solo. Considerando que estes organismos não se acham diretamente associados com os vegetais superiores, a exemplo das bactérias de leguminosas, a transformação é denominada não simbiótica ou de vida livre.

Vários grupos diferentes de bactérias, de algas azul-esverdeadas e de fungos possuem condições para obter nitrogênio atmosférico por processos não simbióticos. Nos solos minerais de terras altas, a maior parte da fixação do nitrogênio é produzida por dois grupos de bactérias heterotróficas. Uma delas é a *Azotobactéria* aeróbia e bactérias afins, tais com a *Beijenrinchia* (comum nos solos tropicais). A outra é uma bactéria anaeróbia denominada *Clostridium butyricum*. Por causa dos bolsões com reduzido suprimento de oxigênio, na maioria dos solos e mesmo quando acham-se nas melhores condições físicas, estes dois grupos de bactérias, provavelmente, trabalham em concomitância na fixação do nitrogênio existente no ar do solo.

A *Azotobactéria* e o *Clostridium butyricum* não captam todo o nitrogênio necessário do ar atmosférico, quer o nitrogênio amoniacal, quer sob forma de nitrato, poderão ser prontamente utilizados por estes organismos. Na realidade, quando um solo possui elevados montantes destes nitrogênios assimiláveis, é duvidoso que sobrevenha a fixação livre em larga escala^{25,143}.

Os microrganismos assimbióticos fixadores de nitrogênio estão distribuídos em duas grandes classes: quimioorganotróficos e fotolitrotócos. Os Clostridia estão presentes em solos com matéria orgânica em decomposição e no rúmen de animais. As bactérias anaeróbias facultativas somente fixam nitrogênio quando sob anaerobiose, embora desenvolvam-se na presença de oxigênio, vivem na água, no solo, e também no rúmen dos animais. Os principais representantes deste tipo são *Klebsiella* e *Bacillus*, este último caracterizado pela forma de endósporos.

As bactérias aeróbias são as mais comuns nos solos, sendo mais conhecidas as da família Azotobacteriaceae e que englobam *Azotobacter*, *Azomonas*, *Azotococcus*, *Beijerinckia* e *Derxia*, similares em aparência e fisiologia, formando colônias gomosas e espalhadas em meio de cultura livre de nitrogênio.

As microaerofílicas compreendem os gêneros *Azospirillum* e *Herbaspirillum*, comuns na rizosfera e interior das raízes das gramíneas; geralmente fixam oxigênio

sob baixas tensões de oxigênio. Outras microaerofílicas utilizam energia de oxidação de íons de ferro e enxofre.

Os microrganismos fototróficos são também autotróficos, utilizando energia luminosa para fixar o gás carbônico, e podem ser anaeróbios estritos (*Chromatium* e *Chlorobium*), os quais utilizam enxofre elementar e tiosulfatos, transformando-os em sulfatos. Podem ser verdes, vermelhos ou purpúreos; outros anaeróbios facultativos, *Rodospirillum rubrum* e *Rodopseudomonas palustris* não liberam oxigênio em seu processo fotossintético; estas bactérias podem crescer heterotroficamente e sob presença de oxigênio no escuro, fixando nitrogênio microaerofilicamente.

Os fixadores heterotróficos são encorajados pela reduzida quantidade de nitrogênio assimilável do solo e pela matéria orgânica, que são os fornecedores de energia imediata.

As Azotobacterias são muito sensíveis ao pH do solo, permanecem muito ativas sob reação neutra, nos solos minerais, a livre fixação do nitrogênio começa a falhar com pH de 5,6 e, com valores inferiores a 5, torna-se praticamente desprezível. As *Clostridium* são mais tolerantes às condições ácidas, embora apresentem melhores rendimentos com reações próximas do pH neutro, a *Beijerinckia*, que é comum nos solos tropicais, e parece ter tolerância a uma larga faixa de pH^{25,30,150}.

As algas azul-esverdeadas exigem abundância de luz e nível elevado de umidade e, até mesmo, condições de encharcamento; apresentam rendimento ótimo com reação de neutra para ligeiramente alcalina e fixam nitrogênio, exclusivamente, na ausência de nitrogênio amoniacal, ou sob a forma de nitratos.

• **Fixação do nitrogênio em solos drenados:**

Torna-se difícil estabelecer quais seriam os sítios de fixação no solo, tendo em vista que os substratos para o crescimento de microrganismos estão presentes no solo sob diferentes formas, e os microrganismos são, estruturalmente, adaptados a usá-los em muitas diferentes formas, e os microrganismos podem estar formando colônias ligadas ou não a diferentes substratos no solo. A *Azotobacter* pode caminhar na superfície da raiz, mas movimenta-se muito pouco através do solo.

Bactérias aeróbias são encontradas facilmente no solo; *Azotobacter* varia de 20 a 8.000 células/g de solo, podendo este número ser três vezes maior na rizosfera; estas bactérias são dependentes de pH próximo da neutralidade ou ligeiramente alcalino³⁰.

• **Fixação de nitrogênio em solos submersos:**

Em solos alagados, a camada superior mais aerada é local de fixação ativa por bactérias aeróbias mais que em camadas inferiores, ricas em celulose. Os produtos da decomposição de resíduos de plantas podem ser utilizados como fonte de energia pelos fixadores anaeróbios das camadas inferiores do solo. O microrganismo responsável, predominantemente, é o *Clostridium*, porém, outros também podem ser de importância, como *Desulfovibrio*, *Enterobacter* e outros.

Embora a fixação por outras bactérias assimbióticas seja, quase sempre, inferior à fixação promovida por cianobactérias, as primeiras ocupam uma larga fração dos sítios alagados e, talvez, a fixação por estes microrganismos seja significativa. Outro sistema que contribui sobremaneira em regiões alagadas, é a associação *Azolla-Anabaena*. Evidências de acumulação de nitrogênio em solos alagados, sob baixas tensões de oxigênio, podem não ser devidas aos aumentos através de fixação biológica mas, também, às baixas perdas do elemento por lixiviação e desnitrificação^{30,143}.

3.4.4.2. Microrganismos e contaminantes biológicos:

a. Vírus:

Inúmeros vírus podem infectar o trato intestinal humano e, a partir daí, contaminar novamente outros hospedeiros através de ingestão ou inalação. Um grama de fezes pode conter cerca de 10^9 partículas viróticas infecciosas, provenientes de portadores que podem ou não apresentar sintomas. Estes vírus, embora não tenham capacidade de multiplicar-se fora do hospedeiro, podem sobreviver por semanas e meses no meio ambiente, principalmente a temperaturas inferiores a 15°C. Pode-se observar concentrações de 10^5 partículas infecciosas por litro de esgotos

municipais brutos e, por conseguinte, concentrações semelhantes em solos onde estes esgotos são dispostos^{91,98}.

Embora outros grupos de vírus possam ser encontrados nas fezes, os cinco grupos mais importantes são os adenovírus, os enterovírus (incluindo-se o poliovírus), o vírus da hepatite A, o reovírus, os vírus causadores de diarreia (em especial o rotavírus), e o parvovírus. Existem mais de 100 diferentes enterovírus excretados pelo homem, os quais têm potencial para vir a produzir infecções e doenças.

Entre os enterovírus, alguns poliovírus não conduzem, necessariamente, a doenças com sintomas graves; entretanto, podem ocorrer desde infecções moderadas até a paralisia de alguns membros ou, até mesmo, a morte. Estima-se que a poliomielite com paralisia ocorra em apenas 1 entre 1000 indivíduos contaminados. Quanto ao *Echovirus* e ao *Coxsackievirus*, o número de pessoas infectadas é bem maior, e os sintomas são os mais variados, podendo ocorrer desde uma simples febre até a miocardite, passando por meningite, problemas respiratórios e também paralisia^{24,51,98,136}.

Os vírus são partículas infecciosas submicroscópicas, constituídas de uma molécula de ácido nucléico (DNA ou RNA), circundado por uma capa protéica denominada capsídeo. O capsídeo apresenta subunidades protéicas, os capsômeros, os quais são responsáveis pela especificidade viral. Os vírus requerem a presença de uma célula hospedeira ativa metabolicamente, para que ocorra a sua multiplicação, através das informações genéticas fornecidas pelo seu ácido nucléico.

Pelo fato de existir uma especificidade na relação vírus-hospedeiro, o solo pode participar como um disseminador de viroses de plantas, uma vez que os fitovírus podem ser adsorvidos pelas partículas coloidais do solo ficando, assim, protegidos da degradação enzimática e mantendo a sua infectividade. A presença nos solos de nematóides e fungos também auxilia na transmissão dos fitovírus³⁰.

b. Bactérias:

As fezes de indivíduos saudáveis contêm grande número de bactérias comensais de várias espécies, podendo variar muito em função da estrutura

epidemiológica da população considerada e sendo, por estes motivos e por razões econômicas, utilizadas como indicadores de poluição fecal.

Entre os indicadores mais usados, destacam-se os coliformes totais, os coliformes fecais, os estreptococos fecais, que são bactérias aeróbias, também sempre presentes nas fezes humanas. Por outro lado, algumas bactérias anaeróbias, como o *Clostridium perfringens*, bacteróides e lactobacilos também servem como indicadores^{96,98}.

Atualmente, existem tendências de que sejam efetuadas pesquisas para definir novos indicadores da contaminação microbiológica do solo, helmintos por exemplo, porque os utilizados, como coliformes e estreptococos, não são convenientes, pois podem ser gerados na própria superfície do solo por diferentes razões²⁹.

As bactérias indicadoras normais nem sempre preenchem as características ideais, particularmente nos casos agudos de desarranjos intestinais, em que as patogênicas podem predominar. Os organismos indicadores comumente empregados, servem apenas para indicar a existência da poluição fecal, e não podem ser tomados como medida do grau da poluição ou da presença de microrganismos patogênicos. De modo geral, se for constatada a contaminação fecal da água, pode-se supor a presença de elementos patogênicos.

As principais bactérias patogênicas, ou potencialmente patogênicas, excretadas com as fezes são: *Campylobacter foetus* (*spp. jejuni*), *Escherichia coli* (patogênicas), *Salmonella* (*typhi*, *paratyphi* e outras), *Shigella spp.*, *Vibrio cholerae* e *Yersinia enterocolitica*. Apesar delas terem acesso aos hospedeiros mais comumente via água, alimentos ou mãos sujas, às vezes o fazem através dos pulmões, por inalação de partículas sob forma de aerossóis, ou pelos olhos, depois de esfregados com as mãos sujas.

A diarreia é o mais importante dos sintomas das infecções intestinais. As bactérias podem invadir o organismo causando infecções localizadas ou generalizadas, sendo estas invasões bastante características da febre tifóide ou outras febres entéricas, causadas pelas salmonellas. Quando a infecção fica restrita aos intestinos, o contágio entre indivíduos dá-se pelas fezes. Por outro lado, quando a infecção é generalizada, as bactérias têm acesso à corrente sanguínea e, em seguida, à urina. Nestes casos, a contaminação pode dar-se, também, pela urina. Alguns

patógenos apresentados anteriormente podem, também, infectar o homem a partir de fezes de outros animais, sendo de suma importância que este fator seja considerado nas concepções de barreiras sanitárias específicas^{96,98,116}.

As bactérias do solo formam o grupo de microrganismos que apresenta maior abundância e diversidade entre as espécies. A comunidade bacteriana é estimada em cerca de 10^8 a 10^9 organismos por grama de solo, variando de acordo com o método de contagem utilizado e com o tipo de manejo do solo. Este grupo apresenta uma elevada taxa de crescimento e alta capacidade de decomposição dos diferentes substratos contidos no solo, exercendo um papel importante na decomposição da matéria orgânica e na ciclagem dos elementos. No solo também estão presentes bactérias fotossintetizantes, responsáveis pela produção de matéria orgânica através da utilização da energia luminosa.

Em ambiente tão complexo quanto o solo, onde fatores químicos e físicos interagem continuamente, influenciando as condições de umidade, temperatura, reação do solo, aeração, entre outras, pode-se perceber que a comunidade bacteriana é regida fortemente por estas condições, afetando, sobremaneira, a composição microbiana, tanto qualitativa como quantitativamente^{96,150}.

c. Protozoários:

Existem alguns protozoários e agentes metazoários que são patogênicos ao homem e que podem ocorrer nos esgotos municipais. As formas infectantes destes protozoários passam pelas fezes na forma de cistos que, quando ingeridos, infectam o indivíduo. Dentre os protozoários, algumas espécies são consideradas patogênicas: *Balantidium coli*, *Entamoeba histolytica*, *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium*^{51,98}.

Provavelmente, o mais importante dos parasitas é o protozoário *Entamoeba histolytica*, o qual é responsável pela disenteria amébrica e pela hepatite amébrica. A ameba é encontrada nos esgotos na forma de cistos, excretados pelos humanos infectados. O cisto entra em um novo hospedeiro susceptível através dos alimentos e da água, desenvolvendo-se nos intestinos, e reiniciando o ciclo com a eliminação de cistos.

O afloramento de doenças de veiculação hídrica ao redor do mundo, tem sido relacionado com os protozoários *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium*; entretanto, não existem casos relatados destes protozoários em práticas de censo.

O flagelo de *Giardia lamblia* é a causa da giardíase, que é responsável por distúrbios gastrointestinais, diarreia e desconforto generalizado. Este flagelado tem emergido como das mais importantes causas de doenças de veiculação hídrica. O *Cryptosporidium* causa doenças diarreicas, com oocistos estando no estágio infeccioso^{98,115}.

Os protozoários são protistas superiores unicelulares, cujo tamanho pode variar de alguns micrômetros até um ou mais centímetros, não apresentam parede celular e são desprovidos de clorofila, embora algumas espécies possuam cromatóforos, que são corpúsculos portadores de pigmentos responsáveis pela fotossíntese. Existem protozoários de vida livre e aqueles que apresentam associações com outros organismos, os quais são denominados simbioses. O ciclo de vida de um protozoário é constituído por uma fase ativa e uma fase de dormência ou estágio de cisto; o encistamento ocorre quando as condições ambientais são desfavoráveis para a sua sobrevivência, podendo persistir por anos.

Acredita-se que os protozoários representem um fator importante no controle das populações bacterianas no solo, existindo uma certa preferência por bactérias gram-negativas, principalmente as que não possuem pigmentação própria. Bactérias dos gêneros *Enterobacter*, *Agrobacterium*, *Bacillus*, *Escherichia* e *Pseudomonas* são as mais predadas.

As populações de protozoários, tanto saprofíticos como predadores, são maiores na superfície do solo, uma vez que é nesta faixa máxima de 15cm de profundidade que encontram-se os maiores teores de matéria orgânica, condição necessária para que ocorram maiores populações bacterianas. Variações de 1 a 10 bilhões de protozoários, de todos os tipos, são encontradas nesta faixa de profundidade por metro quadrado. Teores elevados de umidade favorecem os protozoários flagelados e ciliados. Os protozoários são aeróbios e podem ser encontrados em faixas de pH que variam de 3,5 a 9,0^{25,30}.

d. Helmintos:

Muitas espécies de helmintos têm o homem como hospedeiro; entre elas, algumas podem causar sérias doenças, porém grande número infecta o homem de forma assintomática. Dentre as espécies, pode-se citar como importantes *Ancylostoma duodenale*, *Ascaris lumbricoides*, *Diphyllobotrium latum*, *Enterobius vermicularis*, *Schistosoma mansoni*, *Taenia saginata*, *Taenia solium*, *Trichuris trichiura* e *Strongyloides stercoralis*^{17,51}.

Com exceção dos *Strongyloides*, os helmintos não se multiplicam dentro do organismo hospedeiro; a contaminação é feita através de ovos eliminados no meio ambiente. Estes ovos, sendo ingeridos por um novo hospedeiro, darão lugar a novos organismos e, assim, completando o complexo ciclo de vida.

Existe uma diferença bastante grande no mecanismo de transmissão de doenças pelos helmintos, quando comparados aos vírus, às bactérias e aos protozoários, os quais reproduzem-se dentro do hospedeiro, de forma assexuada.

A representativa maioria dos helmintos que parasitam o homem tem sexos distintos, o que vem a condicionar a produção de ovos. Um indivíduo infectado com um único verme, ou então com vários, porém do mesmo sexo, não tem importância do ponto de vista epidemiológico, devido à impossibilidade de transmissão para indivíduos não infectados⁹⁸.

A vida livre na fase larvária dos nematóides não é patogênica ao ser humano. Os ovos e as larvas são resistentes ao estresse do meio ambiente, e podem sobreviver aos procedimentos usuais de desinfecção; entretanto, os ovos são prontamente removidos por processos utilizados na prática do tratamento dos esgotos, como a sedimentação, a filtração e os sistemas de lagoas de estabilização.

No solo, através da elevação da temperatura (acima de 30°C), acompanhada da redução da umidade (dessecação), os ovos de helmintos permanecerão viáveis não mais que 14 dias; se o meio estiver com pH elevado, este prazo reduzir-se-á para 7 dias^{51,72}.

e. Fungos:

Os fungos são classificados como protistas superiores, pois são constituídos por células eucarióticas. Podem ser unicelulares, como as leveduras, ou pluricelulares, ditos fungos filamentosos. Os fungos possuem formações

denominadas hifas, que são filamentos tubulares ramificados com cerca de 3-10 μ m de diâmetro; o conjunto de hifas ramificadas, que dá um aspecto de algodão ao organismo, é denominado micélio. As hifas apresentam parede celular rígida constituída, principalmente, por quitina podendo, também, apresentar celulose em sua constituição. Elas podem ou não apresentar septos resultantes de invaginações da parede celular, que não individualizam a célula, permitindo que o citoplasma e os núcleos possam migrar de um compartimento para outro sendo, por isto, denominadas cenocíticas.

Para conveniência de estudo, os fungos podem ser divididos em três grupos: leveduras, bolores e macromicetes; de todos estes, apenas os dois últimos são considerados importantes, no que diz respeito aos solos, porque as leveduras são encontradas em quantidades muito limitadas em tal ambiente.

Todos os fungos são aclorofilados e, portanto, quimiorganotróficos, obtendo o carbono para a síntese celular de matéria orgânica pré-formada. Grande parte dos fungos produz esporos, tanto de forma assexual, como de forma sexual^{25,30}.

Os fungos são encontrados no solo com comunidades variando de 10⁴ a 10⁶ organismos por grama de solo, sendo predominantes em solos ácidos, onde sofrem menor competição, pois as bactérias e actinomicetos são favorecidos por valores de pH na região alcalina e neutra. Podem, ainda, ser encontrados em solos com pH de 3,0 a 9,0, entretanto, o valor ótimo é variável com a espécie.

A umidade do solo ideal para o desenvolvimento destes organismos está localizada entre 60-70% da capacidade de retenção de água de um solo. Em geral, os fungos são aeróbios, porém apresentam resistência às altas pressões de CO₂, podendo desenvolver-se em regiões mais profundas do solo. Quanto à temperatura, podem ser encontrados em uma ampla faixa, entretanto, no solo, predominam espécies mesófilas. As principais funções dos fungos, no solo, referem-se à ecologia microbiana e às micorrizas³⁰.

3.4.4.3 Fatores que influenciam a permanência e a movimentação de microrganismos no solo:

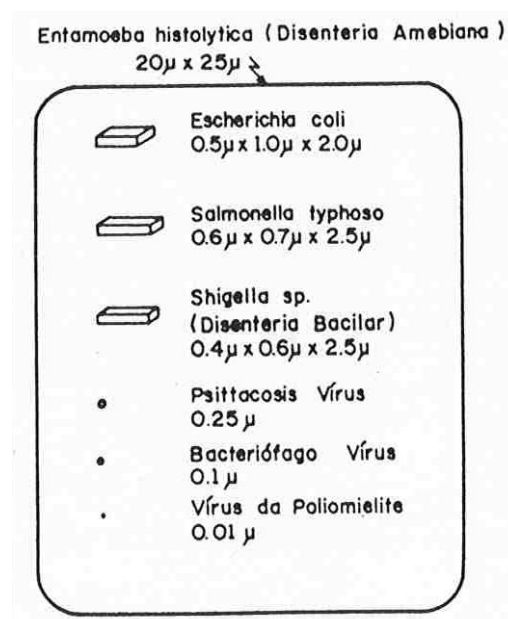
a. Mecanismos de remoção dos microrganismos por disposição de esgotos no solo:

A remoção de microrganismos como bactérias, vírus, protozoários e helmintos (ovos), contidos nos esgotos, por meio da disposição no solo, é efetuada através da sedimentação, filtração na camada orgânica superficial do terreno e da vegetação, adsorção às partículas do solo, dessecação durante os períodos secos, radiação, predação e exposição a outras condições adversas.

O tamanho relativamente grande das bactérias, dos protozoários e dos helmintos (ovos), maior que 25μ , resulta numa remoção altamente eficiente através da filtração física nos solos, e pela atividade microbiológica na primeira camada orgânica de, aproximadamente, 1cm de espessura.

A adsorção é, também, importante na remoção das bactérias, porém, no caso dos vírus, a remoção é quase que dada, inteiramente, pela adsorção às partículas do solo, uma vez que, pelas dimensões distintas dos mesmos, a filtração exerce pouca influência. Como ilustração, vide Figura 48, que compara dimensões de alguns organismos^{9,44,50,122}.

Figura 48. Tamanho relativo de alguns microrganismos.



Fonte: Lewis⁹⁶

Como citado, a filtração física e a ação biológica dos microrganismos (predação e competição), presentes nos solos não estéreis, são os principais fatores na remoção das bactérias, dos protozoários e dos helmintos (ovos) que, quando mortos, são convertidos em dióxido de carbono e amônia por organismos predadores. A ação biológica é, particularmente, efetiva nas camadas orgânicas superficiais do solo, onde a presença de ar propicia o desenvolvimento dos processos aeróbios, mais intensivos que os anaeróbios, e onde a disponibilidade de alimentos possibilita a existência de população maior e mais diversificada de microrganismos. Estima-se que este mecanismo represente cerca de 92 a 97% da remoção total dos microrganismos nas disposições no solo, já que é nesta primeira camada superficial, de cerca de 1 a 1,5cm de espessura, que a dessecação, a radiação e a temperatura atuam de maneira mais efetiva^{8,50,112}.

Estes mecanismos explicam porque a fina camada permeável existente à superfície mesmo dos solos mais impermeáveis, pode ser efetiva na remoção de microrganismos, e explicam, também, porque os esgotos infiltrando-se por pouco mais de 1,5m de solo superficial não saturado, mostram-se mais depurados, do que numa percolação de várias dezenas de metros na zona saturada dos lençóis subterrâneos, ou em zonas de solo inerte^{56,112,163}.

Como comentado anteriormente, em relação aos tamanhos das bactérias e dos parasitas, os vírus são extremamente pequenos, e a sua remoção depende, quase que exclusivamente, da adsorção. Os vírus são compostos de ácidos nucléicos encapsulados num revestimento protéico, mimetizando, portanto, as características coloidais das proteínas. A adsorção de tais colóides hidrofílicos é, grandemente, influenciada pelo pH, pela presença de cátions e pelos grupos ionizáveis entre os vírus. Os vírus são muito negativos em meio de pH elevado, e muito positivos em baixos pH(s). O pH isoelétrico para vírus entéricos é, em geral, inferior a 5; assim, na faixa de pH da maioria dos solos, os enterovírus apresentam uma carga negativa^{28,96}.

Existe uma boa correlação entre as taxas de adsorção, a capacidade de troca de cátions, a área superficial específica e a concentração de matéria orgânica. Assim, solos com maior conteúdo argiloso, apresentam uma maior taxa de adsorção do que solos arenosos. A relação entre a taxa de adsorção e o pH do solo é negativa, ou seja,

quanto mais baixo for o pH do solo, maior será a carga positiva das partículas virais, e mais facilmente elas serão adsorvidas.

A contenção dos vírus é, também, afetada pelo grau de saturação dos poros; quanto mais saturados eles forem, menor é a oportunidade de contato entre as superfícies. Desta maneira, para favorecer a remoção de vírus, deve-se evitar grandes cargas hidráulicas repentinas, ou distribuição desigual da carga de efluentes. Como a intensidade das chuvas não pode ser controlada, depreende-se que as mesmas aumentam a saturação do solo e, por conseguinte, reduzem momentaneamente a taxa de adsorção.

A diferença no potencial de carga negativa entre os membros de uma população específica de vírus, é responsável pela adsorção de alguns, próximos à superfície do solo, enquanto outros prosseguem sua movimentação através do perfil longitudinal. A velocidade do movimento da água através do solo pode ser o fator mais importante para a profundidade de penetração dos vírus, ou seja, a adsorção pode não se constituir em fator importante de remoção na zona saturada, sobretudo no caso de formações em que a velocidade de movimentação da água no solo seja elevada (superior a 1m/dia). Ao penetrar o lençol aquífero, as bactérias e os vírus podem ser transportados a consideráveis distâncias^{44,96}.

As suspensões bacterianas em água podem ser classificadas como biocolóides hidrofílicos, na medida em que apresentam um potencial zeta negativo a um pH 7,0, sendo, então, muito solúveis. Isto significa que, também as bactérias, podem ser removidas (retidas) por adsorção em camadas do solo não consolidadas.

Como visto, a capacidade de adsorção de um solo, geralmente, aumenta com o aumento da quantidade de argila; todavia, o tamanho diminuto das partículas em solos argilosos, gera uma certa filtração de bactérias na superfície. A partir deste dado, fica difícil estabelecer a importância relativa entre a filtração e a adsorção na remoção de bactérias dos esgotos^{44,96}.

A reversão do processo de adsorção com o decréscimo do potencial iônico, tem implicações práticas para a contaminação das águas subterrâneas. Bactérias e vírus, previamente adsorvidos, podem ser liberados por pesadas chuvas.

A remoção de bactérias e vírus por adsorção é, também, favorecida pela maximização do tempo de residência dos esgotos na zona não saturada, isto é, pelo

maior contato possível entre o efluente líquido e o meio de adsorção. Isto deve ser obtido pela manutenção de uma baixa carga hidráulica, ou pela redução da taxa de infiltração, o que ocorre, naturalmente, após a relativa colmatação da superfície de infiltração.

Com relação à presença de matéria orgânica solúvel, vale salientar que a mesma compete com os organismos por locais de adsorção nas partículas de solo, o que resulta numa menor adsorção ou, até mesmo, no desprendimento dos microrganismos já adsorvidos.

No que refere-se à influência da temperatura na remoção de microrganismos dos esgotos por disposição no solo, cabe salientar que o aumento acelera a mortalidade, sendo que as baixas temperaturas prolongam a sua sobrevivência^{9,24,96}.

b. Níveis de remoções de microrganismos em sistemas de disposição no solo:

Nos sistemas de disposição por irrigação em solos de textura fina, a remoção de bactérias e parasitas é alta (99,9%), e acontece, quase que completamente, nos primeiros 150cm de profundidade. As bactérias são eliminadas em duas fases, durante as primeiras 48 horas após a irrigação, 90% delas morre; a quantidade remanescente de bactérias morre durante as duas semanas seguintes.

Para os sistemas de disposição por infiltração, a remoção é também da ordem de 99,9% para bactérias, protozoários e helmintos (ovos), dependendo da temperatura, tempo de detenção, textura do solo, taxa de aplicação, profundidade do lençol freático, etc.

No que diz respeito à remoção de vírus, ambos os sistemas citados retêm e reduzem 90 a 99% deles nos primeiros 10cm de profundidade, sendo que a redução de 99,99% é alcançada numa distância média de 9m abaixo do ponto de aplicação. Os números apresentados anteriormente devem ser considerados com muito cuidado, pois dependem da adequabilidade de diversos fatores favoráveis ocorrendo ao mesmo tempo. Num sistema de infiltração em solo de areia e cascalho, em Fort Devens, Massachusetts – EUA, foram isolados vírus a uma profundidade de 18,3m, e distância horizontal de 183m da área de aplicação^{44,56}.

Nos sistemas de escoamento à superfície, bactérias e parasitas são retidos e removidos na superfície do solo por filtração, predação biológica, radiação ultravioleta, alcançando uma eficiência de até 95% no primeiro centímetro, e podendo chegar a 98 ou 99% de remoção destes microrganismos no sistema como um todo.

Quanto à retenção e remoção de vírus com o sistema de escoamento à superfície, a eficiência apresenta-se, via de regra, pouco melhor que os tratamentos secundários convencionais; isto deve-se ao fato de ser um processo que, na maioria dos casos, apresenta efluente líquido coletado das plantas de tratamento e, se as taxas de aplicação, bem como o tempo de detenção, não forem suficientes, o referido efluente pode, ainda, carrear quantidades remanescentes de vírus e outros microrganismos^{17,56}.

c. A movimentação e a sobrevivência de microrganismos no solo:

Conforme discutido anteriormente, existem diversos mecanismos de remoção dos microrganismos presentes nos esgotos por sistemas de disposição no solo. Esta remoção, para ser efetiva, depende de diversos fatores e, mesmo que obtenha-se bons resultados, não significa a eliminação dos riscos à saúde pública de uma forma geral, pois os microrganismos estarão retidos no solo, ou percorrendo os lençóis subterrâneos e os corpos superficiais ou, até mesmo, sendo lançados na atmosfera através dos aerossóis.

Assim, torna-se de grande importância a compreensão e a busca dos mecanismos e processos que venham a causar a morte e a eliminação destes microrganismos indesejáveis ao meio ambiente, e que representam riscos sanitários reais.

Neste item serão considerados detalhes das condições e tempo de sobrevivência, bem como o transporte dos microrganismos no solo, após serem dispostos juntamente com os esgotos a serem tratados.

Embora os protozoários (cistos) e os helmintos (ovos) representem um grande risco sanitário, além de poderem sobreviver por meses e até anos no meio ambiente, não existem evidências conclusivas registradas que venham correlacioná-los a

problemas com sistemas de disposição no solo, desde que resguardados cuidados operacionais^{28,120,139}.

Como referido nos ítems anteriores, os protozoários, os helmintos e algumas bactérias são relativamente grandes em relação aos vírus e outras bactérias, o que faz com que os primeiros sejam retidos, bastante eficientemente, na primeira camada do solo por sedimentação, por filtração e, até, por adsorção. Esta retenção significa que o risco de que venham a percolar pelo solo, alcançando profundidades maiores ou até mesmo os lençóis subterrâneos, não seja representativo, razão pela qual, importância maior será dada aos vírus e às bactérias^{122,141,163}.

• **Vírus:**

Embora a natureza do solo afete as características de sobrevivência dos vírus, dois dos principais fatores que interferem são a umidade e a temperatura do solo, tornando possível, em condições desfavoráveis, um período de sobrevivência de 175 dias ou mais. A sobrevivência destes microrganismos também aumenta com o acréscimo do seu grau de adsorção ao solo. Isto significa que, os solos que são mais eficazes na remoção (retenção) dos vírus são, também, os que permitem a persistência dos mesmos por maiores períodos.

A sobrevivência de enterovírus no solo aumenta a baixas temperaturas, mas não é afetada pelo potencial iônico.

A redução de poliovírus mantidos por 84 dias em areia argilosa, é inferior a 90% a 4°C, mas pode chegar a 99,99% quando a 20°C, sob as mesmas condições¹³⁷.

A inativação aeróbia dos vírus é mais rápida em condições não esterilizadas, e condições anaeróbias provocam uma redução na taxa de inativação^{20,114}.

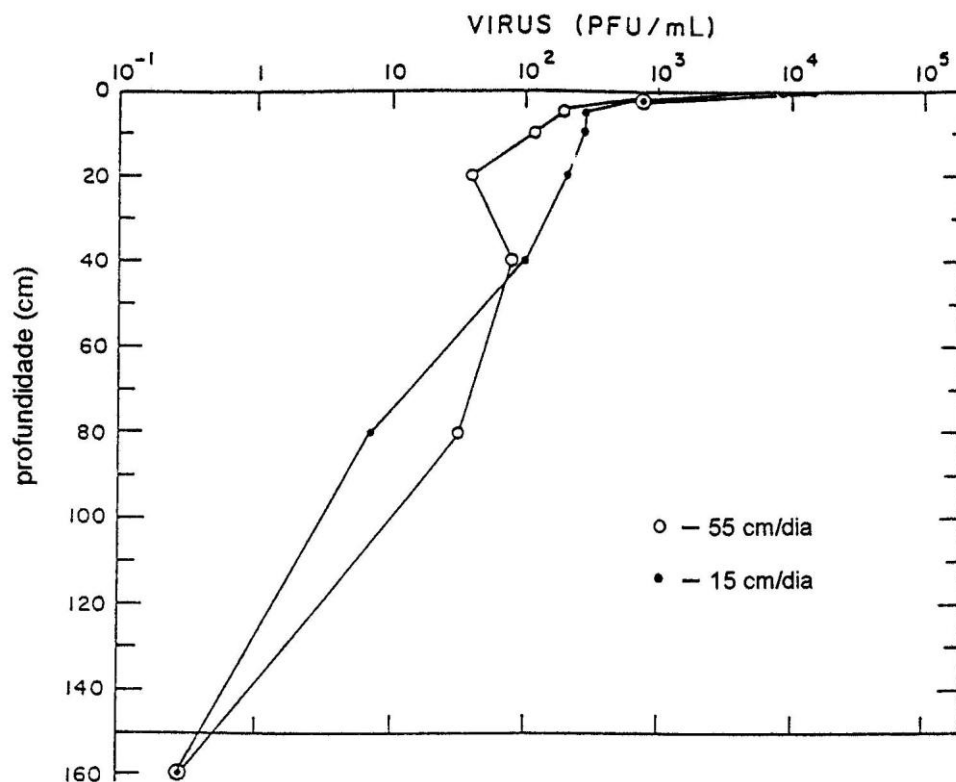
A inativação de 80% do poliovírus 1 em areia saturada, mantida em uma faixa de 4 a 8°C de temperatura, pode consumir mais de 170 dias, enquanto que pode alcançar-se cerca de 96% de inativação destes vírus em 21 dias, em areia seca, na mesma faixa de temperatura^{6,138}.

Os vírus sobrevivem por um período maior em marga arenosa, obtendo-se uma redução de 90% deles, num período de 6 a 21 dias, a uma temperatura de 22°C, sendo que em areia, à mesma temperatura, obtém-se a redução de 90%, num período de 4 a 8 dias. Isto deve-se a maior capacidade de preservar a umidade do solo

argiloso, na medida em que a secagem do solo, independente do tipo, aumenta consideravelmente a capacidade de tornar inativos os vírus. Uma umidade do solo inferior a 2,9% é especialmente letal a estes organismos^{21,96,145}.

Pode-se esperar que a sobrevivência dos vírus aumente com a profundidade da penetração pois, próximo à superfície, eles sofrem os efeitos danosos dos microrganismos aeróbicos do solo, da evaporação, e das temperaturas relativamente mais elevadas (vide Figura 49)⁷⁵.

Figura 49 - Concentração de poliovírus em várias profundidades do solo, com duas diferentes taxas de aplicação superficial.



Fonte: Lance⁹³

• Bactérias:

Os períodos de sobrevivência de bactérias fecais relatados na literatura, variam amplamente, e os dados são, freqüentemente, influenciados pela possibilidade de reprodução das mesmas. Como no caso dos vírus, os fatores dominantes no controle da sobrevivência das bactérias no solo são a umidade e a temperatura.

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

Os mais longos períodos de sobrevivência ocorrem sob condições de saturação; estes longos períodos são causados pela falta de atividade autogênica por parte da microflora do solo. Na primeira camada de 30cm de solo, começam a aparecer os actinomicetos e os fungos. Estes organismos produzem antibióticos e, conseqüentemente, contribuem para o extermínio das bactérias entéricas.

A microflora do solo também compete com as bactérias entéricas pelos nutrientes disponíveis, e isto pode vir a desempenhar um importante papel na sua remoção. Assim, o período de sobrevivência das bactérias pode ser prolongado em solos em que os nutrientes encontram-se facilmente disponíveis^{8,44,45}.

Em geral, os coliformes fecais sobrevivem por apenas 10 semanas, com 90% de redução tendo lugar num período de duas a três semanas. Entretanto, sob condições de umidade e baixa temperatura, alguns podem sobreviver por vários meses. Onde as condições são de elevada temperatura e de solo bem drenado, a eliminação completa dos coliformes fecais ocorre dentro de duas semanas.

Pelos mesmos motivos observados para a sobrevivência dos vírus no solo, as bactérias que nele penetram mais profundamente, têm uma maior probabilidade de sobreviver por mais tempo do que aquelas que são retidas próximas à superfície^{96,134,163}.

Os fatores que influenciam a sobrevivência de vírus e bactérias no solo são apresentados, de forma sucinta, no Quadro 19. O Quadro 20 mostra fatores que influem na movimentação dos vírus no solo.

Quadro 19 - Fatores que influenciam na sobrevivência de vírus e bactérias nos solos.

FATOR	EFEITOS
Grau de umidade	Sobrevivência por mais tempo em solos úmidos e durante períodos de precipitação pluvial prolongada.
Temperatura	Sobrevivência por mais tempo a temperaturas mais baixas.
pH	O período de sobrevivência é mais reduzido em solos ácidos (pH 3-5) do que em solos alcalinos (bactérias). A sobrevivência dos vírus é prolongada com valores de pH próximos do neutro.
Adsorção	A sobrevivência dos vírus é ampliada com o aumento da taxa de adsorção dos mesmos ao solo.
Matéria orgânica	Maior período de sobrevivência das bactérias e possibilidade de reprodução em presença de quantidades suficientes de matéria orgânica, podem proteger os vírus de tornarem-se inativos.
Antagonismo da microflora	Maior período de sobrevivência em solo estéril; a microflora do solo compete com as bactérias por nutrientes; microrganismos aeróbios do solo afetam adversamente a sobrevivência dos vírus, enquanto que os microrganismos anaeróbios não a afetam.
Tipo de vírus	Diferentes tipos de vírus têm sensibilidades variadas a fatores autagônicos físicos, químicos e biológicos.
Atividade microbiológica	A presença ou não de certos microrganismos tem influência na redução dos vírus e das bactérias.
Espécie e concentração de sais	Alguns vírus podem ter o período de sobrevivência prolongado pela presença de certos cátions.
Agregação de vírus	Aumenta o período de sobrevivência dos vírus.

Fonte: Beavers & Gardner¹⁶

Quadro 20 - Fatores que influenciam na movimentação dos vírus no solo.

FATOR	EFETOS
Umidade	A movimentação de vírus aumenta em solos com condições de fluxo saturado.
pH	Baixo pH reduz a movimentação pelo incremento na adsorção; alto pH aumenta a movimentação dos vírus no solo, pela redução na adsorção dos mesmos às partículas do solo.
Espécies e concentração de sais	O acréscimo nas concentrações iônicas dos sais e nas valências catiônicas aumenta a adsorção dos vírus, reduzindo a movimentação dos mesmos.
Agregação de vírus	Reduz a movimentação dos vírus no solo.
Propriedades do solo	A movimentação dos vírus é muito maior em solos de textura grossa; existe um alto grau de retenção em solos que contêm argila (retenção física e adsorção).
Tipo de vírus	A adsorção dos vírus ao solo é relacionada às diferentes condições físico-químicas da superfície dos mesmos.
Matéria orgânica	A matéria orgânica solúvel compete com os vírus por locais de adsorção às partículas de solo; assim, quanto menos os vírus forem adsorvidos, maior será a sua movimentação no solo.
Condições hidráulicas	Altas taxas de aplicação, bem como intensas chuvas, aumentam a movimentação dos vírus no solo.

Fonte: Beavers & Gardner¹⁶

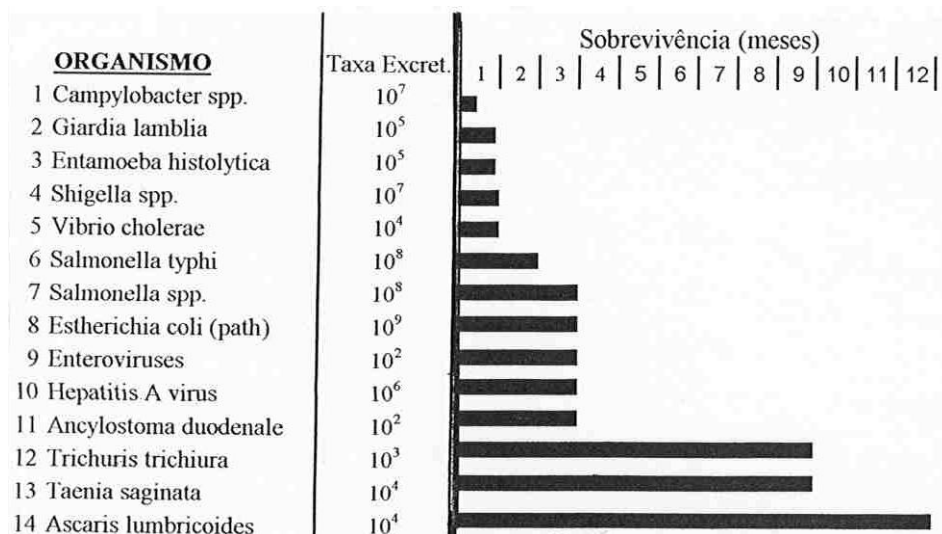
O Quadro 21 e a Figura 50 apresentam períodos de sobrevivência de alguns microrganismos, em determinadas condições.

Quadro 21 - Tempo de sobrevivência de alguns microrganismos no solo.

AGENTE PATOGENICO	TEMPO DE SOBREVIVÊNCIA (em dias)	
	Água doce e esgotos a 20-30°C	Solo a 20°C
Vírus ^a		
Enterovírus ^b	<120	<100
Bactérias		
Coliformes fecais ^a	<60 G<30	<70 G<20
<i>Salmonella</i> spp ^a	<60 G<30	<70 G<20
<i>Shigella</i> spp ^a	<30 G<10	
<i>Vibrio cholerae</i> ^c	<30 G<15	<20 G<10
Protozoários		
Cistos de <i>E. histolytica</i>	<30 G<15	<20 G<10
Helmintos		
Ovos de <i>Ascaris lumbricoides</i>	Vários meses	Vários meses

Fonte: Feachem et al.⁵⁹

Figura 50 - Persistência de alguns organismos patogênicos entéricos na água, no esgoto, no solo e em plantações.



a. média de sobrevivência a 20-30°C.

** número típico médio de organismos por grama de fezes.

Fonte: Shuval¹⁴¹

3.5. Aquíferos subterrâneos:

3.5.1. Riscos de contaminação biológica:

Como referenciado anteriormente, a preocupação maior no que diz respeito aos riscos de contaminação biológica das zonas mais profundas do solo e, por conseguinte, dos aquíferos subterrâneos, deve estar centrada nos vírus e nas bactérias. Tanto a contaminação por vírus, como por bactérias, dependem de condições favoráveis para a movimentação e para a sobrevivência destes microrganismos nas zonas saturadas e não saturadas do solo.

A movimentação nas zonas saturadas do solo (aquíferos) depende, diretamente, de diversos fatores, como da carga hidráulica, seja ela causada pela aplicação dos esgotos ou pelas chuvas, da velocidade de percolação, tanto na saturada, como na não saturada, da concentração de microrganismos no líquido a ser aplicado, dentre outros. A contaminação dos lençóis subterrâneos também depende,

inversamente, de outros fatores, como do tempo de detenção dos esgotos na zona não saturada, da profundidade dos aquíferos em relação à superfície de aplicação e da temperatura no meio^{8,21,108}.

O Quadro 22 apresenta alguns exemplos de deslocamento de bactérias na zona saturada do solo, em diferentes condições de temperatura mas, principalmente, sob diferentes características de solo, e de velocidade do líquido no subsolo.

Quadro 22 - Deslocamento de bactérias na zona saturada (incluindo o deslocamento através da zona não saturada).

Localização	Solo	Desloc. lateral (m)	Velocidade água sub. (m/d)	Tempo de residência (d)	Tempo (°C)	Observações
Singapura, Malásia	Areia média	21	3	7	-	Fossa de perfuração penetrando o lençol subterrâneo
Alabama, EUA	Areia média	10,6	0,9 – 2,5	4 – 11	21	Fossa de perfuração penetrando o lençol subterrâneo
Alabama, EUA	Areia grossa	24	4	6	17 – 22	Fossa seca penetrando o lençol subterrâneo
Alabama, EUA	Areia grossa	3	4	-	17 – 22	Invólucro de areia sedimentar fina em torno da fossa
Alabama, EUA	Areia média	3	0,5	6	17 – 22	Fossa seca penetrando o lençol subterrâneo
Bengala Ocid., Índia	Areia média	3	0,74	4	26,5	Fossa de perfuração penetrando o lençol subterrâneo
Long Island, EUA	Areia fina	122	-	-	-	Efeito de gradiente hidráulico induzido – infiltração de efluentes
Califórnia, EUA	Areia	30-68	22	3	-	Recarga artificial, com efluentes tratados, diretamente sobre o lençol freático
Ontário, Canadá	Areia siltosa	3	0,1*	30	-	Efluente do tanque séptico, lençol subterrâneo raso
Ontário, Canadá	Areia fina	16	0,6*	30	-	Efluente do tanque séptico, material de aterro de empréstimo
Ottawa, Canadá	Argila arenosa	15	-	-	-	Campo de infiltração situado 0,15m acima do nível d'água
Burnham, Nova Zelândia	Pedregulho aluvional	920	350	3	11	Injeção de organismos indicadores num sítio de aplicação ao solo
Hawkes Bay, Nova Zelândia	Pedregulho aluvional	125	168	-	-	Simulação de vazamento em tubulação de esgotos
Colorado, EUA	Rocha fraturada	28+	25	-	-	Efluente de tanque séptico em terreno montanhoso
Mochudi, Botsuana	Rocha fraturada	25+	120	-	25	Fossa seca escavada através do leito rochoso fraturado
Oregon, EUA	Marga de argila siltosa	15+	360	-	9 – 13	Efluente de tanque séptico fluxo rápido através de macroporos
Oregon, EUA	Marga de argila siltosa	15+	30	-	9 – 13	Campo de infiltração submerso em lençol subterrâneo elevado

Fonte: Lewis⁹⁶

Após os microrganismos movimentarem-se através do solo, e alcançarem os aquíferos, passa a ser importante a compreensão e a avaliação do período e das condições de sobrevivência dos vírus e das bactérias nos aquíferos subterrâneos.

• **Vírus:**

Sabe-se muito pouco a respeito da sobrevivência dos vírus em águas subterrâneas podendo, contudo, fazer-se estimativas aproximadas a partir de dados existentes sobre a sua sobrevivência em águas superficiais.

Diversos tipos de vírus entéricos necessitam de 2 a 100 dias para perder 99,9% de sua infecciosidade inicial, quando em suspensão em diferentes tipos de águas superficiais, com diferentes graus de poluição, a uma temperatura de 20°C. O tempo de sobrevivência é amplamente determinado pela temperatura e pelo grau de contaminação, sendo mais longo em águas muito limpas e em águas altamente poluídas. Estudos realizados com poliovírus 1 e *Coxsackievirus B-1*, marcados radioativamente, indicaram que a desativação a temperaturas mais elevadas é devida aos danos causados ao ácido ribonucleico dos vírus^{9,75,96,108}.

Assim, a temperatura é o fator individual mais importante no extermínio dos vírus, também em águas subterrâneas, sendo que pode-se esperar 99% de redução a uma temperatura de 20°C em 10 dias, ainda que alguns enterovírus possam sobreviver por vários meses^{8,66,75}.

A perda da infecciosidade dos vírus na água é devida, em parte, a efetivos danos aos vírus e, a um artifício causado pela agregação de diversos vírus, simulando a ocorrência de uma única partícula infecciosa. Esta agregação pode envolver a adsorção de vírus em partículas orgânicas ou inorgânicas em suspensão. A adsorção é favorecida por um pH ligeiramente ácido, e pela presença de cátions bivalentes, sendo inibida pela presença de proteínas solúveis.

Na avaliação de corpos d'água quanto à presença de vírus, deve-se ter cautela quanto à utilização de bactérias indicadoras pois, em algumas experiências, foram detectados vírus entéricos em águas subterrâneas que não apresentavam sinal de poluição bacteriana^{21,96,108,110}.

• **Bactérias:**

Também são relativamente limitadas as informações acerca da sobrevivência de bactérias em águas subterrâneas. Em geral, tem-se como pacífica a teoria de que o período de sobrevivência destes organismos, de forma geral, é mais longo em águas subterrâneas do que em águas superficiais, em virtude da ausência de luz do sol, e em função da competição por nutrientes disponíveis não ser tão intensa. Da mesma forma, a temperatura constitui-se num fator importante, com as bactérias sobrevivendo por maior tempo a temperaturas mais baixas.

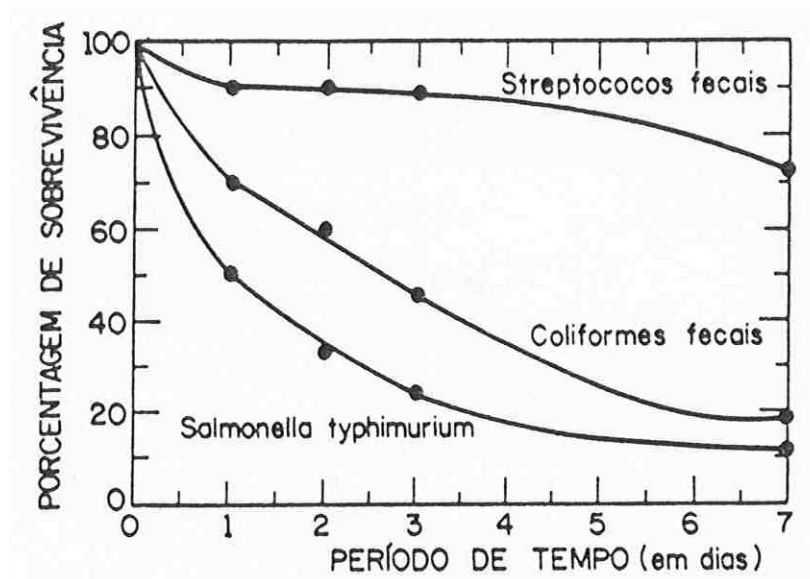
A natureza química das águas subterrâneas também afeta a capacidade de sobrevivência de qualquer bactéria presente. Bactérias entéricas, em geral, suportam mal condições ácidas e, em graus variáveis, ocorrendo o mesmo em águas subterrâneas salobras.

As bactérias entéricas sobrevivem em águas subterrâneas por períodos de tempo consideráveis (100 dias ou mais), dependendo da temperatura. Em países mais quentes, a temperatura de águas subterrâneas rasas (lençol freático) é relativamente elevada. Assim, o período de sobrevivência de microrganismos entéricos deve ser menor nas águas subterrâneas de países tropicais, do que daqueles temperados. Todavia, a possibilidade da reprodução deve ser levada em consideração, na medida em que é sabido que, diversos tipos de bactérias, podem desenvolver-se e reproduzir-se em águas que contenham sais minerais e uma fonte de energia^{9,56,65}.

Verificando-se dados sobre a sobrevivência de microrganismos utilizados como indicadores em diferentes aquíferos naturais, pode-se constatar que a extinção das bactérias acompanha uma curva cinética de primeira ordem, embora observe-se, com frequência, aumento significativo de coliformes nos primeiros metros a partir de sua origem. O valor mediano para a taxa de eliminação, encontrado em diversos estudos, foi de 0,04/hora.

Nos aquíferos, os estreptococos fecais frequentemente persistem por mais tempo que os coliformes fecais (vide Figura 51).

Figura 51 - Taxa de redução para bactérias selecionadas em amostras de água de chuva, estocadas a 10°C, em relação ao tempo de residência.



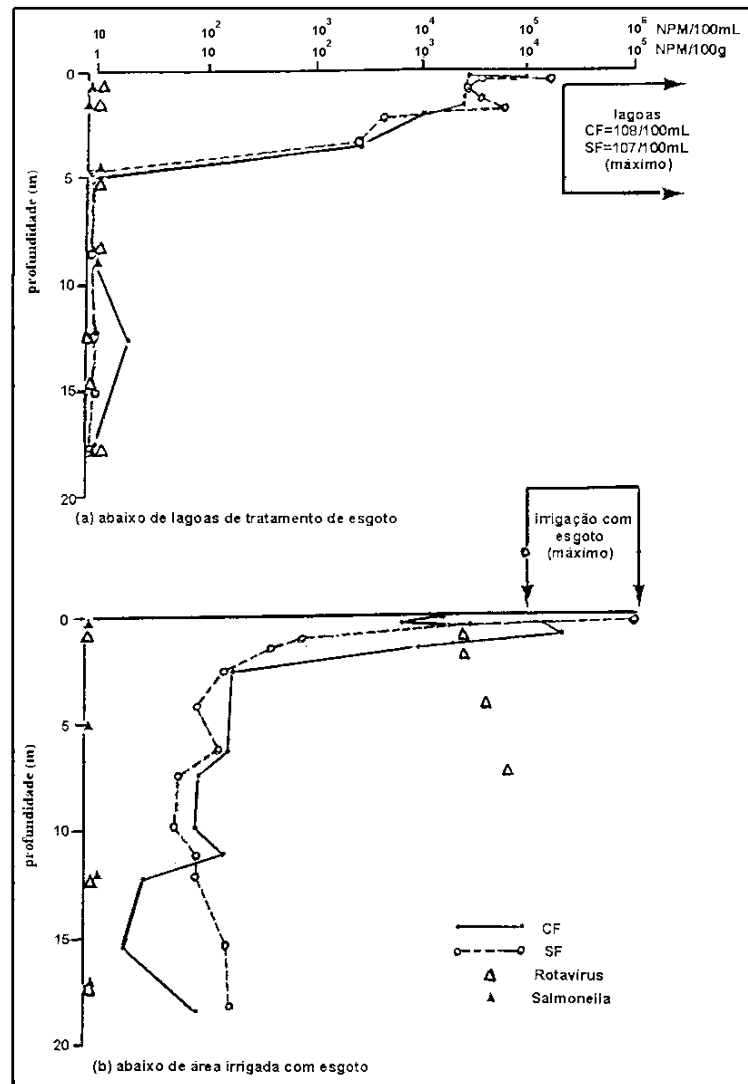
Fonte: Lewis⁹⁶

Em temperaturas mais elevadas, a taxa de extinção é ainda mais pronunciada do que a mostrada na Figura 51.

Todavia, os *Streptococcus bovis* e os *Streptococcus equinis* extinguem-se, consideravelmente, mais depressa do que os coliformes fecais (CF) e outras espécies de estreptococos fecais (SF). Os dois primeiros microrganismos são as espécies dominantes entre os estreptococos das fezes de alguns animais, jamais ocorrendo em fezes humanas.

O cotejo da relação CF/SF, ou seja, taxa de coliformes fecais sobre estreptococos fecais tem sido recomendado, em estudos sobre a poluição das vias fluviais, como indicador da origem da contaminação, isto é, se animal ou humana. Uma taxa CF/SF maior que 4,0 indica poluição derivada de dejetos humanos, enquanto que taxas de CF/SF inferiores a 0,7, indicam proveniência de dejetos animais. A Figura 52 mostra esta relação em dois locais, a diferentes profundidades, na zona não saturada, antes de atingir a zona saturada.

Figura 52 - Redução de patógenos fecais e bactérias indicadoras em zonas não saturadas abaixo de lagoas de estabilização, e abaixo de campos de disposição de esgotos em Lima, Peru.



Fonte: Foster⁶⁵

Entretanto, em estudos envolvendo águas subterrâneas, estes índices são totalmente desprovidos de significação, uma vez que, mesmo que a amostra venha a ser analisada imediatamente, não existe forma de determinar-se quanto tempo os

organismos levaram para atingir o lençol subterrâneo, e por quanto tempo já encontravam-se nele^{28,89}.

3.5.2. Riscos de contaminação química:

Os riscos potenciais de contaminação dos aquíferos subterrâneos residem, principalmente, nas possibilidades da lixiviação de metais pesados e nitrato. Tratando-se de esgotos predominantemente domésticos, as preocupações deverão estar voltadas, quase que exclusivamente, para os efeitos negativos que pode representar o nitrato, se alcançar os mananciais subterrâneos.

Quando os esgotos são de origem industrial ou agrícola, os riscos da contaminação por metais pesados e outros elementos com poder cumulativo devem ser considerados. Os metais pesados são retidos, em sua grande maioria, durante a infiltração/percolação nas camadas superiores não saturadas, principalmente na presença de elevadas quantidades de matéria orgânica e pH acima de 7,0, proporcionando a possibilidade de complexação dos elementos e reduzindo a sua solubilidade. No que refere-se aos riscos potenciais, atenção deve ser dada ao cromo hexavalente, que é uma forma instável e rara de cromo, entretanto, nas condições normais de meio ambiente, é reduzido rapidamente à sua forma trivalente, que não possui mobilidade e, portanto, é pouco provável que alcance os mananciais subterrâneos nesta forma^{36,65,86,110}.

A remoção/retenção de metais pesados no perfil do solo antes de atingir a zona saturada envolve diversas reações: associação com o solo da superfície, precipitação, adsorção com outros precipitados, incorporação nos sistemas biológicos, quelação e complexação. A natureza e a intensidade das reações variam na dependência do potencial de oxidação-redução, pH, concentração do eletrólito, presença de matéria orgânica, presença de agentes que possibilitem a quelação e a complexação e tipo de solo. Os principais mecanismos de remoção/retenção são apresentados no Quadro 23^{8,18}.

Quadro 23 - Mecanismos de remoção/retenção de metais pesados no solo.

Formas principais no solo		Principal mecanismo de remoção
Elementos traços	Solução	
Ag (prata)	Ag^+	Precipitação
As (arsênico)	AsO_4^{-3}	Forte associação com a fração argila do solo
Ba (bário)	Ba^{+2}	Precipitação, sorção a óxidos metais, e hidróxidos
Cd (cádmio)	Cd^{+2} , complexos, quelatos	Troca de íons, sorção, precipitação
Co (cobalto)	Co^{+2} , Co^{+3}	Sorção de superfície, formação de complexos íons de superfície, troca de íons, quelação, precipitação
Cr (cromo)	Cr^{+3} , Cr^{+6} , $Cr_2O_9^{-2}$, CrO_4^{-2}	Sorção, precipitação, troca de íons
Cu (cobre)	Cu^{+2} , $Cu(OH)^+$, quelatos aniônicos	Sorção de superfície, formação de complexos íons de superfície, troca de íons, quelação
F (fluor)	F^-	Sorção, precipitação
Fe (ferro)	Fe^{+2} , Fe^{+3} , formas poliméricas	Sorção de superfície, formação de complexos íons de superfície
Hg (mercúrio)	Hg^0 , HgS , $HgCl_3^-$, $HgCl_4^{-2}$, CH_3Hg^+ , Hg^{+2}	Volatilização, sorção, degradação química e microbiana
Mn (manganês)	Mn^{+2}	Sorção de superfície, formação de complexos íons de superfície, troca de íons, quelação, precipitação
Ni (níquel)	Ni^{+2}	Sorção de superfície, troca de íons, quelação
Pb (chumbo)	Pb^{+2}	Sorção de superfície, troca de íons, quelação, precipitação
Se (selênio)	SeO_3^{-2} , SeO_4^{-2}	Complexação óxido férrico-selenito férrico
Zn (zinco)	Zn^{+2} , complexos, quelatos	Sorção de superfície, formação de complexos íons de superfície, troca de íons, quelação, precipitação

Fonte: Asano⁸

Duas enfermidades têm sido associadas ao consumo de água com elevadas concentrações de nitrato:

- **Metaemoglobinemia (cianose infantil):** trata-se de uma doença que afeta, principalmente, as crianças de pouca idade. A aguda toxicidade do nitrato deriva de sua redução a nitrito, um processo que pode ocorrer, sob condições específicas, no estômago e na saliva. O íon de nitrito formado oxida o ferro nas moléculas de hemoglobina, transformando-o de Fe^{2+} para Fe^{3+} . A metaemoglobina resultante torna-se incapaz de fixar reversivelmente o oxigênio, disto resultando uma anóxia, e mesmo a morte, caso a situação não seja corrigida.

- **Carcinogêne:** os nitritos, e indiretamente os nitratos, podem reagir com aminas e amidos para formar nitrosaminas e nitroamidos. A maioria dos compostos N-nitrosos têm sido comprovadamente responsáveis pela carcinogênese em um grande número de animais, além de também serem considerados mutagênicos. Existem evidências epidemiológicas que sugerem ser a elevada ingestão de nitratos, um importante fator contribuinte para o surgimento do câncer gástrico⁹⁶.

Os mais importantes processos de remoção de nitrogênio são constituídos pela denitrificação biológica, pela volatilização da amônia por aeração, pela adsorção de íons de amônia, pela fixação a partir da matéria orgânica, pela utilização através da planta, e incorporação ao protoplasma microbiano. O nitrogênio não removido pelo sistema solo-planta, por fim, atingirá os aquíferos subterrâneos, seja como nitrato ou como íon de amônia, dependendo da quantidade de oxigênio disponível. Nas áreas em que as concentrações naturais de nitrato nos aquíferos subterrâneos sejam reduzidas (inferiores a 2mg de $\text{NO}_3\text{-N/L}$), e onde não se utilizam largamente fertilizantes químicos, um aumento na concentração de nitratos pode indicar contaminação fecal. Após atingir os mananciais subterrâneos, o nitrato permanecerá nele por um período bastante longo^{4,96,149}.

A eficiência dos processos de remoção do nitrogênio depende de vários fatores, tais como a condutividade hidráulica do solo, a carga hidráulica do sistema, a existência de condições anaeróbias favoráveis à denitrificação, e o conteúdo de argila/matéria orgânica do subsolo.

Para minimizar a gravidade da contaminação por nitrato, deve-se buscar a maximização do processo de denitrificação natural; uma das alternativas é reduzir a taxa de aplicação superficial. Em estudos recentes, verificou-se o aumento exponencial da denitrificação ao reduzir-se a taxa de aplicação superficial de 350 para 150mm/dia, o que permitiu que os nitratos formados durante os períodos secos se misturassem ao efluente dos esgotos durante os períodos de inundação subsequentes. Neste caso, prevalecem as condições anaeróbias e, na ausência de oxigênio, bactérias específicas, presentes no efluente e no solo, utilizam os nitratos como receptores de elétrons (denitrificação).

Outra alternativa, é a disponibilização de uma fonte de carbono (etanol, glicose), ou seja, aumentar a relação Carbono/Nitrogênio, o que pode representar um aumento na denitrificação de até 80%^{2,96,148}.

A irrigação/disposição de esgotos ou efluentes com alta salinidade deve ser considerada com muitas restrições, pois a salinidade persistirá, e o resultado, a longo prazo, será a deterioração dos mananciais subterrâneos⁶⁵.

3.6. Biomassa produzida com a disposição de esgotos e efluentes no solo:

3.6.1. Produtividade:

A produtividade do sistema solo-planta com a disposição de esgotos e efluentes no solo é, via de regra, de duas a três vezes maior do que em locais de agricultura tradicional, mesmo com irrigação artificial e adubação química. Isto deve-se a diversos fatores, como a disponibilidade contínua de pequenas e suficientes quantidades de nutrientes, a regularidade na irrigação, as alternâncias controladas de condições aeróbias e anaeróbias, e a manutenção qualitativa e quantitativa da biota do solo, dentre outras³⁸.

Para que existam condições de avaliar a produtividade agrícola de um sistema, utilizam-se parâmetros universais de comparação, conforme as definições abaixo:

a. Matéria úmida: é o material colhido no campo *in natura*; deve ser pesado, ainda no campo, em condições naturais, para que não aconteçam alterações de secagem; geralmente é expressa em kg/m².

b. Matéria seca: é o resultado da pesagem da matéria úmida sem a água de constituição; a matéria úmida passa por uma pré-secagem em estufa a uma temperatura de 45 a 50°C e, em seguida, sofre uma secagem em estufa a 105°C. É considerada matéria seca quando as pesagens subseqüentes não apresentarem alterações; geralmente é expressa em kg/m². Este é um parâmetro muito utilizado para expressar-se a produtividade de forrageiras de maneira universal em termos de comparação.

c. Produção: é um parâmetro que transpõe os resultados de laboratório em expressão da produção do campo; é baseada sempre no produto da matéria seca pelos fatores de transformação das unidades de peso e de área, para que existam condições de comparação. É usualmente expressa em toneladas/hectare.

d. Proteína bruta: é dada pela expressão:

$$PB = 6,25 \times N \times \text{peso matéria seca} \quad (4)$$

Onde:

PB – proteína bruta em ton/ha (ou kg/m²)

6,25 – fator de conversão do nitrogênio protéico em proteína bruta;

N – porcentagem (%) de nitrogênio contida na matéria pré-seca em estufa a 45-50 °C;

Peso matéria seca em ton/ha (ou kg/m²)^{38,73}.

A aplicação do fator de conversão é baseado no fato de que o nitrogênio proteico é fonte de aminoácidos, que são transformados em proteínas.

3.6.2. Acumulação de metais pesados:

A possibilidade da acumulação de metais pesados na vegetação e seus possíveis efeitos foram assunto parcialmente bordado no item 3.4.3.12., quando tratou-se dos metais pesados no solo, por serem assuntos de correlação direta.

A quantidade de metais pesados acumulados nos vegetais e seus efeitos, variam com a composição das espécies, características das estações de crescimento, e do estágio de crescimento das plantas. A toxicidade causada pela acumulação de metais pesados pode causar deposição excessiva ou perda de nutrientes, ou seja, desequilíbrios que podem ser mais prejudiciais ao vegetal do que a própria presença/acumulação do íon do metal pesado.

O termo fitotoxicidade é, normalmente, associado à acumulação de substâncias potencialmente nocivas ou de nutrientes tóxicos no tecido da planta, de maneira que venha a afetar o crescimento ótimo ou o desenvolvimento da mesma^{19,79,87}.

As espécies vegetais variam grandemente quanto à sua sensibilidade aos metais; assim, as culturas podem ser classificadas desde muito sensíveis a muito tolerantes aos diversos metais pesados. Por exemplo, a sensibilidade à presença de metais pesados no solo diminui na seguinte ordem para as culturas: amendoim, soja e milho. A tolerância ou a sensibilidade também podem variar dentro da espécie vegetal¹⁹.

Com relação à entrada dos metais pesados na cadeia alimentar, as plantas podem comportar-se, tanto como um mecanismo de transferência de contaminantes do solo para níveis mais altos na cadeia trófica, como uma importante barreira para esta transferência. Considerando-se a possibilidade das plantas restringirem a absorção da maioria dos elementos do solo, existe o conceito “barreira solo-planta”, o qual refere-se ao fato de diferentes grupos de elementos encaixarem-se em uma das seguintes categorias:

•**Grupo 1:** Neste grupo estão os metais insolúveis no solo, ou nas raízes fibrosas das plantas, de forma que a parte aérea das plantas não se constitui em uma fonte de transferência destes elementos, mesmo quando o solo está altamente contaminado. Incluem-se neste grupo os elementos usados como indicadores de contaminação do solo: Ti, Cr, Zr, Y, Eg e Sn.

•**Grupo 2:** Estão incluídos aqueles elementos que podem ser absorvidos pelas raízes, mas não são translocados para a parte aérea em quantidades suficientes para causar riscos de transferência na cadeia trófica: Hg, Pb e As.

•**Grupo 3:** Compreende os metais Zn, Cu, Ni, B, Mn e aqueles para os quais a planta não consegue fazer proteção contra as suas entradas na cadeia alimentar.

•**Grupo 4:** Neste grupo estão os elementos Se e Mo, conhecidos por causar toxicidade alimentar, e o Cd em arroz irrigado. O Co também está neste grupo, porque ele pode afetar a saúde dos animais ruminantes em concentrações bem abaixo dos níveis fitotóxicos.

A absorção de um determinado metal pesado, pode estar relacionada à presença de outros elementos no solo; por exemplo, a presença de Ci no solo pode ser alta o suficiente para precipitar Ag e, desta forma, impedir a absorção deste metal pela planta. Por outro lado, o Ci pode aumentar a disponibilidade do Cd.

Em geral, os constituintes inorgânicos dos esgotos industriais como os óxidos de Fe e Al, silicatos, fosfatos e carbonatos absorvem, especificamente, os metais pesados, e a sua fitodisponibilidade não é esperada a aumentar com o tempo, ao contrário, deve diminuir à medida que ocorre o processo de oclusão nas superfícies dos precipitados. Por exemplo, quando o Cd é adicionado na forma solúvel no solo, a sua disponibilidade às plantas pode ser representada por uma resposta linear até sua concentração na planta atingir níveis fitotóxicos. Entretanto, quando o Cd é adicionado via esgotos ou biossólido, ao invés de uma resposta linear, nota-se que a concentração na planta aumenta nas dosagens mais baixas e depois mantém-se praticamente constante, à medida que as quantidades aplicadas deste elemento aumentam no solo. Este efeito deve-se à adsorção específica que o referido metal sofre ao reagir com os hidróxidos de Fe, Al e Mn, e também pela formação de quelatos com as substâncias húmicas presentes na matéria orgânica disposta pelos esgotos, ou pelos biossólidos^{3,19,101}.

O Quadro 24 apresenta a acumulação de metais pesados em pastagens irrigadas com esgotos (domésticos e industriais), e em pastagens não irrigadas com esgotos, e compara-as com faixas de concentrações consideradas normais nos vegetais.

Quadro 24 - Acumulação de metais pesados ($\mu\text{g/g}$) em vegetais irrigados com esgotos, comparados com vegetais em áreas testemunhas.

Metais	Valores normais nas plantas (variação)	Fazenda metropolitana com pastagem não irrigada	Fazenda metropolitana com pastagem irrigada
Cádmio	0,2 – 0,8	0,19	1,1
Cromo	0,2 – 1,0	2,3	15
Cobre	4 – 15	11	22
Chumbo	0,1 – 10,0	3,4	12
Manganês	15 – 100	36	43
Molibdênio	1 – 100	1,2	6,4
Níquel	1	1,9	6,3
Zinco	8 – 15	45	171

Fonte: Evans⁵⁸

O Quadro 25 mostra a concentração foliar de metais pesados em dois tipos de gramíneas, e uma leguminosa, em relação a diferentes aplicações.

Quadro 25 - Concentração foliar de metais pesados em duas gramíneas e uma leguminosa, em diferentes aplicações.

Elemento	Espécies									
Mn aplicado (kg ha ⁻¹)		0	9	110	112	121	131	148	153	300
Mn (mg kg ⁻¹)	Gramíneas	279	90	274	41	188	146	298	72	351
	Leguminosas	222	66	28	43	144	121	132	50	127
Fe aplicado (kg ha ⁻¹)		0	261	319	2501	2662	3389	3430	3794	5390
Fe (mg kg ⁻¹)	Gramíneas	445	79	78	93	64	97	74	53	53
	Leguminosas	199	95	105	67	110	95	72	25	98
Al aplicado (kg ha ⁻¹)		0	2193	514	550	704	1113	1325	1673	2103
Al (mg kg ⁻¹)	Gramíneas	304	5	48	31	36	29	48	65	30
	Leguminosas	137	34	39	35	39	29	41	48	11
Zn aplicado (kg ha ⁻¹)		0	21	64	72	86	147	183	245	342
zn (mg kg ⁻¹)	Gramíneas	21	25	27	35	26	65	62	37	50
	Leguminosas	29	33	32	46	35	42	114	43	63
Cu aplicado (kg ha ⁻¹)		0	21	63	67	76	92	129	131	148
Cu (mg kg ⁻¹)	Gramíneas	9,1	7,3	7,5	10,0	11,8	7,8	8,8	11,4	10,9
	Leguminosas	8,4	8,3	8,9	6,3	10,6	6,8	9,2	8,9	9,8
Cr aplicado (kg ha ⁻¹)		0	16	16	21	36	40	42	42	74
Cr (mg kg ⁻¹)	Gramíneas	2,3	7,7	0,25	0,25	11,6	0,25	<,01	<,01	2,5
	Leguminosas	1,5	1,0	0,33	0,33	8,3	0,75	<,01	<,01	1,7
Co aplicado (kg ha ⁻¹)		0	0,2	0,4	0,8	0,9	1,1	2,0	2,2	3,0
Co (mg kg ⁻¹)	Gramíneas	1,5	0,42	0,04	1,7	0,13	2,2	1,2	1,1	0,42
	Leguminosas	1,7	0,75	1,3	3,3	<,01	2,4	0,42	1,7	0,25
Pb aplicado (kg ha ⁻¹)		0	10	27	49	55	59	67	80	131
Pb (mg kg ⁻¹)	Gramíneas	2,6	3,2	2,5	1,4	2,7	1,5	0,71	1,5	1,5
	Leguminosas	3,7	3,3	1,8	3,9	1,8	3,3	2,4	2,0	2,2
Ni aplicado (kg ha ⁻¹)		0	1	4	6	7	8	12	13	30
Ni (mg kg ⁻¹)	Gramíneas	5,3	10,9	2,5	2,7	16,0	1,6	5,3	1,4	4,5
	Leguminosas	7,8	4,5	4,4	4,3	15,2	1,3	6,3	4,4	6,0
Cd aplicado (kg ha ⁻¹)		0	0,1	0,2	0,2	0,6	0,6	1,2	1,7	5,0
Cd (mg kg ⁻¹)	Gramíneas	0,27	0,06	0,12	0,44	0,14	1,1	0,16	0,15	1,3
	Leguminosas	0,23	0,03	0,11	0,57	0,04	1,3	0,04	0,16	1,4

Fonte: Sopper¹⁴⁶

3.6.3. Riscos de contaminação biológica:

A disposição de esgotos no solo com a finalidade de irrigação ou que, ao menos, utilize o sistema solo-planta apresenta, provavelmente, a gama de riscos mais imediatos e diretos de contaminação por microrganismos. O risco de contaminação é maximizado em processos que utilizem como sistema de distribuição a aspersão, ou seja, põem em contato o líquido a ser disposto e a vegetação a ser consumida direta ou indiretamente.

Muito embora os microrganismos, inclusive os patogênicos, de maneira geral, sobrevivam por um período de tempo menor na superfície das culturas do que no solo e na água, podem depositar-se em copas, fendas, hastes e talos que venham a

protegê-los da dessecação, da irradiação solar, da alta temperatura, e mantendo a umidade suficiente para dar condições ideais de sobrevivência, de modo a alcançar o período de colheita, o que viabiliza a ingestão, fechando o ciclo de contaminação^{120,141,163}.

O tempo de sobrevivência dos agentes patogênicos varia em relação ao tipo de microrganismo e de vegetal. Vírus, bactérias e protozoários têm tempo de sobrevivência menor em relação aos ovos de helmintos, principalmente aqueles que possuem membranas mais espessas como *Ascaris* sp. e *Taenia* sp. Para vírus o tempo de sobrevivência vai de 4 a 60 dias, varia de 10 a 40 dias para bactérias, enquanto para protozoários o tempo máximo de sobrevivência é de 15 dias. Os ovos de helmintos são mais resistentes, e podem sobreviver vários meses, o mesmo ocorrendo com cistos de protozoários.

O arranjo mais crítico a ser utilizado, é aquele que concebe a irrigação de esgotos brutos em legumes e verduras que serão consumidos crus, sem cozimento algum. Mesmo que a concepção do sistema preconize a irrigação de culturas que não venham a ser consumidas diretamente, e o efluente a ser aplicado tenha tratamento primário ou secundário, o risco de contato ainda é grande pois, em qualquer caso, diferentemente da contaminação do solo e dos aquíferos, ou até mesmo da contaminação por aerossóis, além de existir a presença de bactérias e vírus, existe também a presença direta de protozoários e helmintos (ovos) o que, como poder-se-á verificar mais adiante, a presença destes últimos na superfície das culturas, por contato direto, representa não somente um grande risco, como também o difícil controle e um maior período de sobrevivência no meio ambiente em relação aos outros microrganismos^{19,22,45,134,139}.

Muitos estudos mostram não ser possível a contaminação das vegetações pela introdução de organismos patogênicos na planta, através do sistema radicular ou qualquer outra parte da mesma, em situação normal, sem que existam mutilações ocasionais. Até o momento, não existem evidências de contaminação através desta via, independentemente da cultura, sejam plantas frutíferas, legumes, verduras, forragens, grãos ou outros^{51,66,120,135}.

Em experiência realizada no Instituto Jacob Blaunstein em Sde Boker - Israel, buscando pesquisar a introdução e o translocamento de patogênicos no sistema

interno dos vegetais, foram irrigadas plantas de tomate (*Lycopersicon esculentum*), com idade inicial de 30 dias, utilizando-se um sistema de distribuição por gotejamento sub-superficial.

O microrganismo utilizado na experiência foi o poliovírus, pelas pequenas dimensões e pela relativa estabilidade e versatilidade que o mesmo apresenta às condições ambientais. A irrigação foi efetuada com água pura em três concentrações diferentes do microrganismo, com 1.000, 5.000 e 10.000pfu/mL (unidades de placas formadas/mililitro), com esgoto efluente de tratamento secundário (controle) e com efluente secundário enriquecido com poliovírus na concentração de 10.000pfu/mL. Para propiciar condições mais severas, além das concentrações de poliovírus serem muito acima das encontradas normalmente nos esgotos (de 0,1 a 10pfu/mL), foram introduzidos nematóides no solo, com a finalidade de danificar os sistemas radiculares das plantas, proporcionando mutilações que viessem a facilitar a entrada dos microrganismos. Não foram encontrados poliovírus nas folhas das plantas, exceto poucos microrganismos no sistema vascular grosso das folhas das plantas que foram irrigadas com água pura enriquecida com 10.000pfu/mL. Os frutos foram colhidos e analisados em duas fases, quando verdes e quando maduros e, em nenhuma situação, foi detectado poliovírus.

As prováveis razões levantadas para a contaminação das folhas ter ocorrido somente na água pura enriquecida com 10.000pfu/mL de poliovírus, e não ter ocorrido nas mesmas condições com efluente de tratamento secundário, foram a possibilidade de interação entre os vírus e a matéria orgânica ter impedido a penetração dos mesmos nas raízes das plantas, ou a perspectiva de que a cápsula dos vírus no efluente secundário tenha recebido camadas adicionais de proteína, o que pode ter facilitado a rejeição pelos tecidos das plantas^{15,108}.

Conforme foi exposto, fica evidente que a utilização do sistema solo-planta para a disposição de esgotos, encontra sua fragilidade em termos de riscos sanitários, no contato direto entre o efluente a ser disposto e a vegetação a ser irrigada. Os níveis de contaminação dependem de diversos fatores, dentre muitos, da concentração dos microrganismos no líquido de irrigação, do sistema de distribuição, dos regimes de rega e, principalmente, do período de sobrevivência dos microrganismos. Estes, por sua vez, dependem da umidade, da temperatura, dos

níveis de irradiação solar, do tipo de microrganismo, do pH do meio, das condições de dessecação e de proteção propiciada aos mesmos pela parte aérea das plantas^{45,120,163}.

O Quadro 26 mostra o período de sobrevivência de diversos microrganismos, em diferentes condições.

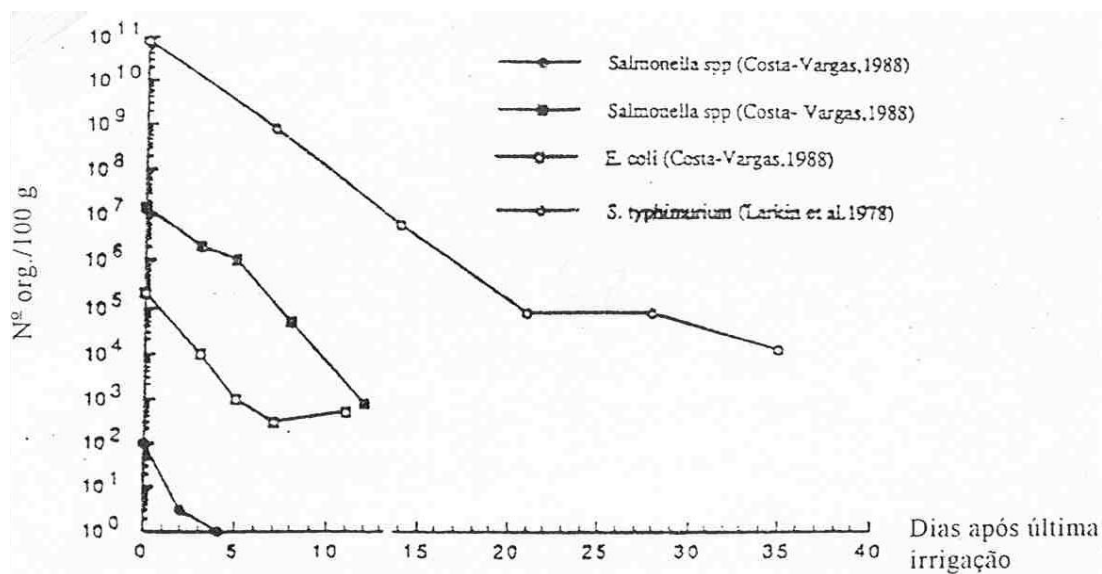
Quadro 26 - Sobrevivência de patogênicos e coliformes totais em culturas agrícolas.

ORGANISMOS	PRODUTOS E FORRAGEM	TEMPO DE SOBREVIVÊNCIA
Salmonella	Forragem	12 - >42 dias
	Raízes das plantas	10 - 53 dias
	Folhas de vegetais	1 - 40 dias
	Berries	6h - 5 dias
	Produtos de pomares	18h - 2 dias
Shigella	Forragem	<2 dias
	Folhas de vegetais	2 - 7 dias
	Produtos de pomares	6 dias
Enterovírus	Raízes das plantas	15 - 60 dias
	Folhas de vegetais	15 - 60 dias
Ascaris (ovos)	Folhas de vegetais	27 - 35 dias
Entamoeba histolytica	Folhas de vegetais	<2 - 3 dias
Coliforme total	Forragem	12 - 34 dias
	Folhas de vegetais	35 dias

Fonte: Melo¹⁰⁵

A Figura 53 apresenta a redução na sobrevivência de microrganismos em relação aos dias após a última irrigação com águas residuárias.

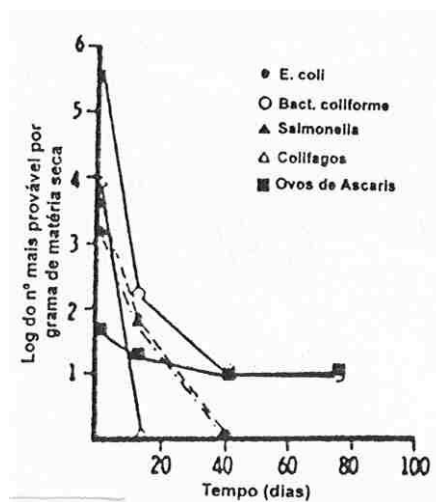
Figura 53 - Sobrevivência de *Salmonellae* e *E. coli* em hortaliças irrigadas com águas residuárias.



Fonte: Bastos¹⁵

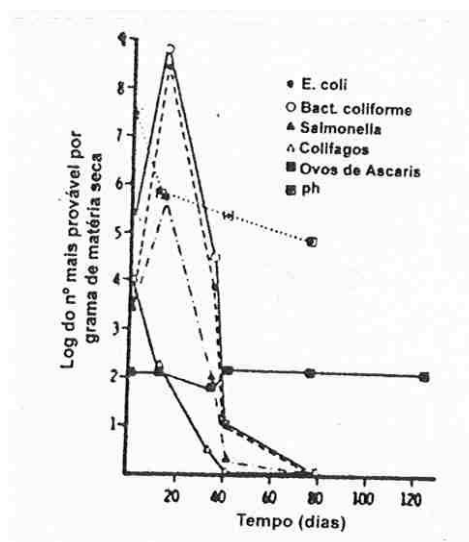
As Figuras 54 e 55 permitem visualizar o decréscimo da concentração de alguns microrganismos, respectivamente em feno e silo, feitos com cultura irrigada com esgotos. A composição da cultura foi de 90% rye grass (*Lolium perenne*), 5% white clover (*Trifolium repens*) e 5% tall fescue (*Festuca elatior*).

Figura 54 - Redução de microrganismos em feno produzido com culturas irrigadas com esgoto, em relação ao tempo.



Fonte: Grunnet & Moller¹⁶

Figura 55 - Redução de microrganismos em silagem produzida com culturas irrigadas com esgoto, em relação ao tempo.



Fonte: Grunnet & Moller¹⁶

O Quadro 27 permite verificar a sobrevivência de poliovírus na superfície de diversas culturas, inclusive comparando a redução de microrganismos em relação aos dias considerados após a irrigação.

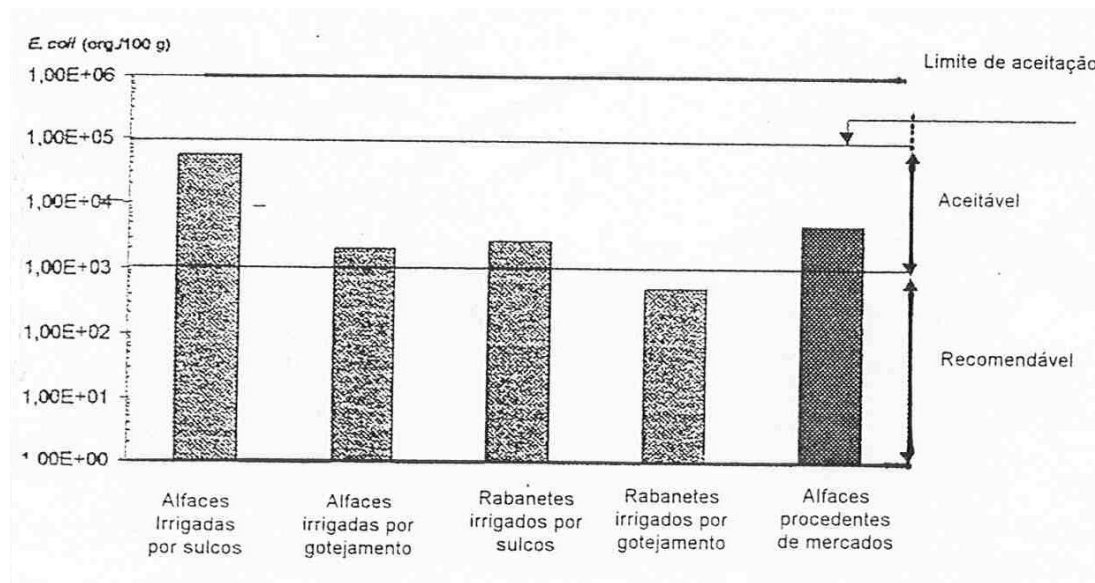
Quadro 27 - Presença de poliovírus em vegetais irrigados com água em diferentes concentrações.

Vegetal	Concentração de Poliovírus inicial (org/L)	Período após a última irrigação (dias)	Massa dos vegetais processada (kg)	Poliovírus detectado (org/kg vegetal)
Alface (imperial)	9×10^4	1	0,65	11315
		2	0,56	381
		9	0,75	0
Couve	$2,3 \times 10^4$	1	6,7	81
		2	9,8	19
		5	4,5	5
		6	5,3	0
Aipo	9,3	1	10,4	21
		2	12,2	13
Alface (Greendale)	$3,4 \times 10^3$	1	3,7	11
Espinafre	$9,6 \times 10^2$	1	3,0	221
		8	4,0	0
Tomate	$4,1 \times 10^2$	1	12,4	3

Fonte: Smith et al.¹⁴⁴

A Figura 56 mostra os níveis de contaminação de *E. coli* em hortaliças, com relação aos níveis de aceitação e recomendáveis.

Figura 56 - Níveis de contaminação de hortaliças irrigadas com efluentes de lagoas de estabilização.



Fonte: Bastos¹⁵

Devido ao longo período de sobrevivência dos helmintos (ovos), bem como à facilidade proporcionada na transmissão de doenças gastrointestinais, estes organismos assumem importante papel ao serem considerados os riscos da irrigação de verduras e legumes de consumo sem que sejam cozidos antes do uso. O Quadro 28 permite verificar a importância de proceder-se à irrigação com efluentes tratados, sendo os riscos assumidos tanto menores quanto melhores forem os níveis dos respectivos tratamentos.

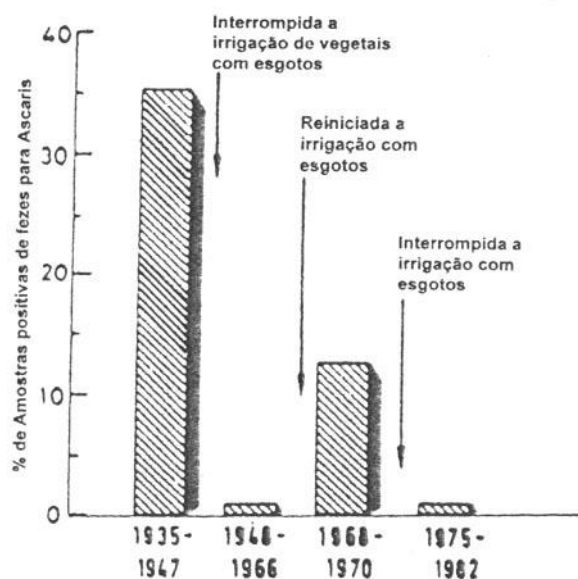
Quadro 28 - Número de ovos de *Ascaris lumbricoides* por planta de alface após 5 dias de irrigação, em diversos níveis de tratamento.

Experi- mento	Qualificação (n° ovos/L)	Esgoto bruto	Tratamento com Lagoas de Estab.		
			Anaeróbia	Facultativa	Maturação
1	Média n° de ovos esgoto de irrigação	166	14,25	0,4	0
	Média n° de ovos na alface por planta	59,74	0,56	0	0
2	Média n° de ovos esgoto de irrigação	202	18,46	0,2	0
	Média n° de ovos na alface por planta	29,26	0,58	0	0

Fonte: Blumenthal et al.²²

Em áreas onde as doenças causadas por *Ascaris* alcançam níveis endêmicos e os esgotos brutos ou com tratamentos insuficientes são utilizados para irrigar legumes e verduras, seu consumo passa a representar um importante meio de disseminação da doença, como mostra claramente a Figura 57, a qual deixa evidente a influência da prática correta e da incorreta na quebra do ciclo da doença.

Figura 57 - Níveis de contaminação em relação à utilização ou não de irrigação de legumes e verduras com esgotos brutos em Jerusalém - Israel.



Fonte: Shuval¹⁴¹

Pelo mesmo mecanismo, tanto a cólera como a febre tifóide podem ser transmitidas, mesmo em áreas não endêmicas, como ocorreu, respectivamente, em Jerusalém - Israel e Santiago – Chile¹⁴¹.

Existem somente limitadas evidências epidemiológicas que indicam a possibilidade de adquirir cisticercose por ingestão de carne bovina, proveniente de gado alimentado em pastagem irrigada com esgotos que contêm ovos de *Taenia saginata*. Entretanto, também existem indícios de que isto tenha ocorrido em Melbourne - Austrália, com animais que podem ter adquirido forte infestação pastando gramíneas que haviam sido recém-irrigadas por esgotos brutos ou, até mesmo, que tenham bebido esgotos nos canais e poças formados nos módulos de disposição.

Assim, recomenda-se, nestes casos, que após ter sido irrigada, mantenha-se a pastagem sem pastoreio, pelo menos durante 21 dias, isto como medida paliativa pois, como é sabido, ovos de *Taenia saginata* podem permanecer ativos na vegetação e no solo por 6 meses ou mais, dependendo da ocorrência de condições favoráveis. Por outro lado, existe a possibilidade de que venha a utilizar-se vacinação adequada

para os casos específicos, como em sistemas de disposição de esgotos no solo na Austrália^{132,141,163}.

3.7. Influência sócio-econômica:

Em substituição à irrigação com água de abastecimento, os esgotos, tratados ou não, têm um importante papel como recurso a ser gerenciado pois, além de preservar os mananciais como fonte de água potável para abastecimento e outros usos prioritários, o reuso dos esgotos apresenta, também, vantagens econômicas com a disposição no solo. Os objetivos primordiais no reuso dos esgotos são o de garantir que o mesmo seja efetuado racionalmente e, ao mesmo tempo, que a saúde pública seja preservada e protegida.

A disposição dos esgotos municipais representa uma fonte valiosa de energia, que é possível de ser utilizada, com conseqüente redução da poluição ambiental, assim como propiciando um grande incremento na produção agrícola, com riscos mínimos quanto aos aspectos da presença de poluentes industriais, dos metais pesados e dos efeitos maléficos dos nutrientes, porém, com uma potencialidade de risco muito grande no que refere-se à contaminação por microrganismos patogênicos. A proteção à saúde quando da disposição dos esgotos no solo, deve ser fixada através de medidas integradas que podem incluir desde tratamento preliminar dos esgotos, até o controle da exposição humana, passando pela escolha da técnica adequada de disposição, pela definição de áreas de proteção, pela escolha da cultura a ser utilizada no sistema solo-planta, e outras providências que representem barreiras sanitárias à contaminação, buscando reduzir-se os pontos frágeis dos sistemas, como poderão ser verificados a seguir^{5,64,67,163}.

A palavra “esgoto” tem uma conotação negativa para a maior parte da população, que desconhece os sistemas de tratamento e seu reuso. Rumores de que um sistema de tratamento ou de reuso de esgotos por disposição no solo está sendo proposto, podem causar uma carga emocional considerável aos residentes da localidade, principalmente àqueles que residem fisicamente próximos do local a ser utilizado para construção da planta^{109,161}.

Provavelmente, as atitudes mais restritivas à aplicação de esgotos no solo são oriundas dos possíveis efeitos adversos à saúde pública. Existe preocupação de que os metais pesados e alguns compostos orgânicos possam entrar na cadeia alimentar, ou ser diretamente ingeridos. O risco de que os organismos patogênicos e ovos de parasitas possam ser disseminados pela aplicação no solo, também representa um desconforto considerável. Não deixando de citar os possíveis maus odores, proliferação de insetos e movimentação rotineira de máquinas e caminhões.

Ameaças à saúde da comunidade e ao meio ambiente, e a possibilidade da existência de incômodos, podem romper as relações de mercado e desvalorizar propriedades próximas à área escolhida para a disposição/reuso dos esgotos causando, em muitos casos, duras resistências à implantação do sistema^{42,64,109}.

Importantes fatores sócio-culturais e religiosos afetam a praticabilidade e a aceitação de sistemas de disposição de esgotos no solo. Por exemplo, em algumas áreas da Ásia, particularmente na China, o uso de excretos sem tratamento na agricultura é profundamente enraizado e largamente aceito como norma cultural. Por outro lado, em alguns países, restrições religiosas e culturais proíbem qualquer tipo de contato com fezes humanas. A prontidão da população em aceitar novas idéias e mudanças em valores tradicionais é algo imprevisível^{80,115,157}.

Existem atitudes gerais em relação ao tratamento/reuso dos esgotos por disposição no solo que prevalecem de forma aproximada em algumas comunidades. Mulheres são menos receptivas à disposição de esgotos no solo do que os homens, pelo fato delas serem, tradicionalmente, responsáveis pela saúde e higiene dos membros da família sendo, portanto, mais relutantes às idéias e práticas que podem vir a apresentar riscos à saúde. A idade é um outro fator; inovações tecnológicas não são aceitas de pronto pelas pessoas de mais idade, e a disposição no solo não é uma exceção. O nível de instrução formal também pode vir a representar, de maneira genérica, uma certa resistência à disposição/reuso, pela facilidade ou não de compreender, de forma correta, o processo.

Quando trata-se de disposição de esgotos para fins agrícolas, está lidando-se, obviamente, com agricultores e também com fatores econômicos, sendo necessário, portanto, compatibilizar no gerenciamento destes sistemas; de um lado os interesses de produtividade e econômicos dos produtores, os quais caracterizam-se por análises,

considerações e efeitos de curto prazo e, de outro lado, os riscos e efeitos de longo termo, como por exemplo, a possibilidade de acumulação de metais pesados por 10 ou 15 anos de disposição, ou a não menos perigosa contaminação biológica dos lençóis subterrâneos, efeitos estes que podem vir a afetar a comunidade como um todo, de forma, às vezes, até irremediável^{47,51,64}.

A literatura disponível sugere a existência de pequenos riscos às pessoas que trabalham direto nas plantas de disposição, e não documentam a existência de riscos às populações adjacentes aos sistemas de disposição de esgotos bem gerenciados. Entretanto, podem ocorrer resistências à implantação/operação de sistemas de disposição de esgotos, pois as pessoas têm, intuitivamente, suspeitas de que as condições destes sistemas são inseguras, ou até mesmo insalubres, sendo indispensáveis programas que possibilitem a participação da comunidade^{42,51,64,163}.

Esta participação deve ser efetivada através de sistemas de informações a respeito do processo, desde a fase de concepção/projeto, construção, operação/manutenção e, principalmente, este canal de interação deve permanecer ativo durante o período em que o sistema estiver em regime, através de informes do desempenho e da avaliação do mesmo.

O processo de participação comunitária é tão importante que, alguns sistemas, chegaram a ser abandonados pela não aceitação das condições pela população usuária, e outros sistemas experimentaram sucesso pelas boas condições de operação/manutenção mas, principalmente, pelo efetivo envolvimento dos usuários, de maneira formal e institucional, através de comitês multidisciplinares de acompanhamento, formados por membros da comunidade, como foi o caso de alguns sistemas do Estado de Ohio, nos Estados Unidos, do sistema de disposição da Grande Chicago (EUA), Fulton Conty (EUA), Muskegon Conty (EUA), Braunschweig (Alemanha), e muitos outros^{42,51,124}.

Considera-se tão importante quanto a participação comunitária, um programa continuado de educação sanitária, para uma efetiva compreensão do processo com todas as vantagens e desvantagens do mesmo, postas de maneira clara, buscando o comprometimento saudável e efetivo dos usuários. Este assunto é tão relevante, que a Agência de Proteção Ambiental dos EUA - USEPA, dedica um capítulo inteiro aos programas públicos de informação em seu manual de reuso. Entende-se que o maior

obstáculo para a aceitação dos sistemas de disposição no solo é, justamente, a falta de informação, a qual pode distorcer ou, até mesmo, não explicitar os fatos reais^{47,51,81,163}.

O abandono de áreas para tratamento/disposição de esgotos no solo, muito raramente, deveu-se à perda da capacidade depuradora do sistema mas, principalmente, aos problemas locais decorrentes do envolvimento da área de tratamento pela expansão urbana, com os respectivos riscos à saúde pública, geração de incomodidades e dificuldades de obtenção de terras para ampliação do sistema, o que mostra a importância da integração do planejamento do tratamento e disposição final dos esgotos com as diretrizes do planejamento urbano a médio e longo prazo.

Na análise dos impactos não deve ser perdida de vista a perspectiva da implantação de controles crescentes dos riscos ambientais do tratamento/disposição de esgotos, para o atendimento da evolução natural das exigências locais. Assim, por exemplo, a aplicação de esgotos brutos ao solo poderá ser, futuramente, complementada por tratamentos prévios que a experiência operacional venha a demonstrar como convenientes e viáveis.

A disposição de esgotos no solo é, normalmente, bem aceita, onde outras fontes de água não são facilmente disponíveis, ou por razões econômicas. Devido à grande variedade de crenças culturais, dogmas religiosos, e do comportamento humano em geral, a aceitação ou rejeição da prática do tratamento/disposição de esgotos e efluentes no solo, em uma determinada cultura, não implica a sua aceitação ou rejeição de maneira indiscriminada. Um levantamento completo do contexto sócio-cultural e crenças religiosas locais, é sempre necessário como etapa preliminar do planejamento para a implantação de projetos desta natureza^{82,112}.

4. MATERIAL E MÉTODOS

A análise e a avaliação, neste trabalho, não são do processo de tratamento de esgotos domésticos por disposição no solo e, sim, dos efeitos advindos da utilização da área para tal durante anos, com a finalidade maior de verificar os limites a partir dos quais os benefícios passam a ser menores que os prejuízos e, também, a partir de que ponto os prejuízos são irreversíveis para o meio ambiente.

O sistema pesquisado recebe os esgotos do centro urbano do município de Populina, ininterruptamente, desde julho de 1984. Este município localiza-se a noroeste do Estado de São Paulo, na bacia hidrográfica do Rio Turvo – Grande, distando 625km da capital do Estado, tendo acesso pela rodovia SP-310 e SP-320 sucessivamente, vide Figura 58.

Figura 58 - Localização do município de Populina no Estado de São Paulo.



Fonte: Paganini¹¹⁷

A população total do município, no censo de 2000, foi de 4433 habitantes contando, atualmente, com 1296 ligações de água e 1173 ligações de esgoto. A temperatura média no município é de 32°C nas estações quentes do ano, e de 24°C nas estações mais frias.

Considerando-se a escassez da bibliografia a respeito dos efeitos da disposição de esgotos no solo, principalmente quando trata-se de estações que estão em regime de operação e manutenção por tantos anos, nas condições controladas em que encontra-se a planta de Populina e que, quando existem informações dos referidos efeitos, elas são muito específicas com relação a um ou outro elemento, ou de efeitos que interessaram detalhadamente a um pesquisador, isto é, nunca tratam da estação como um todo, já fazendo parte do ecossistema e de seus efeitos naquele ambiente, a proposta deste trabalho foi estabelecer condições para que os efeitos detectados na estação de tratamento de Populina possibilitassem uma avaliação global permitindo extrapolar, com segurança, parâmetros e técnicas de operação/manutenção adaptadas para a realidade das nossas condições brasileiras. Assim, propõe-se a subdivisão abaixo para os itens acompanhados e analisados, com a expectativa de que possibilitem uma visão global das condições em que o sistema inseriu-se nos recursos naturais da localidade.

4.1. Planta de tratamento dos esgotos:

Projetada em 1983 para uma capacidade de 500 ligações domiciliares de esgoto e colocada em operação em julho de 1984, o tratamento é constituído por gradeamento, desarenamento, seguidos de quatro módulos de disposição com dimensões individuais de 25m de largura por 70m de comprimento e 2% de declividade, configurando-se assim os quatro planos inclinados, nos quais a massa líquida escoava pelo cultivo de gramíneas, onde efetiva-se o tratamento propriamente dito. Em seguida, o efluente é recolhido em canaletas de coleta, dispostas a jusante dos referidos planos inclinados, e encaminhado ao corpo receptor, conforme Figuras 59 e 60.

Figura 59 – Croqui da estação de tratamento de esgoto de Populina.

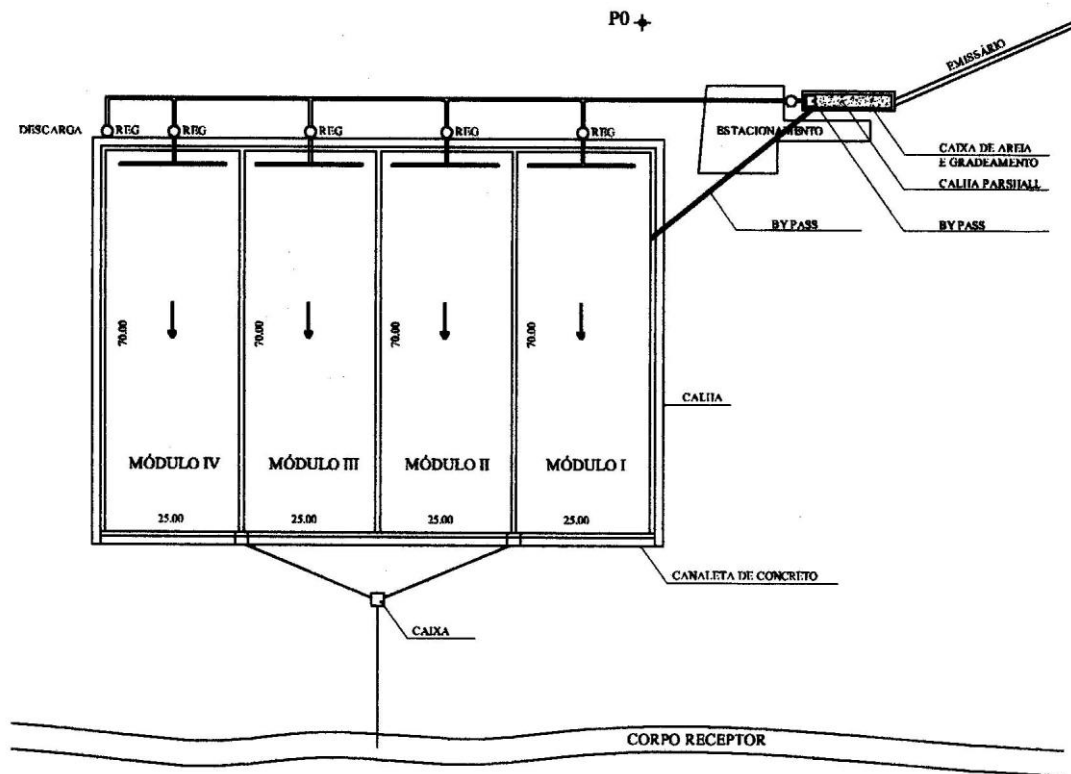
Fonte : Terada¹⁵¹

Figura 60 – Vista geral da estação de tratamento de esgotos de Populina.



Fonte: Paganini¹¹⁷

A estação de tratamento dista 1.200m do centro urbano e lança seus efluentes no córrego Vista Alegre^{117,151}.

No que refere-se à capacidade e eficiência da planta, pode-se considerar quatro momentos distintos, levando-se em conta o número de ligações a ser atendidas pelo tratamento, conforme descrito abaixo:

- Momento 1: início da operação com 280 ligações de esgoto conectadas ao sistema;
- Momento 2: alcance da vida útil para a qual o tratamento foi calculado – 500 ligações;
- Momento 3: limite no qual a planta começou a apresentar sinais de perda da eficiência pela sobrecarga na disposição – 900 ligações;
- Momento 4: situação atual, na qual o tratamento acontece de maneira parcial, pelo incremento da sobrecarga – 1173 ligações.

Note-se que, embora o sistema tenha alcançado a sua sobrecarga a partir do momento 3, isto por volta de 1993 e 1994, ele nunca deixou de receber os esgotos de Populina em nível operacional, o que não invalida a quantificação e a qualificação dos efeitos da disposição destes no solo.

4.1.1. Concepção e projeto:

Como poderá ser observado adiante, muito da concepção e do projeto do sistema de Populina foi desenvolvido de maneira empírica, resultado de observações e cuidados práticos no tratamento dos esgotos tendo, também, um pequeno embasamento teórico, retirado da escassa literatura disponível à época, e que foi-se complementando com o passar dos anos, vindo a auxiliar nas modificações realizadas durante o período de operação/manutenção.

4.1.1.1. Concepção do sistema:

As condições locais de solo, temperatura e insolação, no município de Populina, favorecem a utilização da disposição de esgotos por escoamento à superfície. O sistema foi concebido para dispor esgotos domésticos brutos, sem a utilização de aspersores ou de energia elétrica, simplesmente procedendo à retirada de materiais grosseiros pelo gradeamento, e do material sedimentável (areia e outros) pela ação da caixa de areia, conforme detalhes mostrados na Figura 61.

Figura 61 - Detalhes do sistema de gradeamento e caixa de areia. Pré-tratamento da planta de tratamento de Populina.



Fonte: Paganini¹¹⁷

Outra característica da estação de tratamento, foi a concepção de quatro módulos de disposição, buscando flexibilidade operacional nas fases de corte e manutenção, bem como permitir condições otimizadas quando da definição do período e da frequência de aplicação.

4.1.1.2. Parâmetros do projeto:

Diferentemente dos sistemas extensivos de disposição no solo, onde não existem preocupações maiores com relação à área necessária, os sistemas intensivos,

como é o caso da planta de Populina, necessitam utilizar o mínimo possível de área, para que apresentem competitividade e vantagens em relação aos outros processos de tratamento de esgotos.

Além da utilização de área mínima, os sistemas intensivos de disposição devem apresentar eficiência elevada e, para tanto, os parâmetros de projeto devem ser ajustados e utilizados em sintonia e conjugação, de forma a tratar os esgotos aos níveis esperados. Portanto, quanto mais intensivo for o sistema, maior será a precisão requerida dos parâmetros de projeto, bem como da qualidade das obras e dos cuidados operacionais.

a. Declividade dos módulos:

A declividade dos módulos, adotada inicialmente, foi de 5%, valor médio entre os valores extremos recomendados pela literatura (entre 2 e 8%). Iniciando-se a operação dos módulos 1 e 2 com 5%, observou-se que o tempo de detenção não era suficiente para um efetivo tratamento.

Além da declividade excessiva, foram observados fluxos preferenciais, zonas mortas e declividades transversais ao fluxo, o que inviabilizou a operação do sistema dentro dos níveis mínimos exigidos. Na Figura 62, pode-se observar os efeitos negativos descritos anteriormente nos módulos I e II, enquanto que os módulos III e IV ainda encontravam-se em fase de implantação.

Figura 62 - Mostra efeitos de declividade elevada, fluxos preferenciais, zonas mortas e declividades transversais nos módulos I e II.



Fonte: Paganini¹¹⁷

A solução adotada foi a colocação de anteparos de concreto no sentido transversal ao fluxo, a cada 10m, nos módulos I e II, com a finalidade de redistribuir o fluxo a cada anteparo, corrigir declividade lateral e, com pequenos movimentos de corte e aterro, reduzir a declividade de 5 para 2%.

b. Comprimento dos módulos:

O comprimento dos módulos foi adotado, empiricamente, utilizando-se 70m. Entretanto, consultando posteriormente a literatura americana, verificou-se que o comprimento dos módulos poderia ser da ordem de 30 a 45m, pois o tratamento em

si, no escoamento à superfície, efetiva-se, em grande parte e de maneira geral, nesta distância média, a partir do ponto de aplicação dos esgotos.

A afirmação acima é válida para situações onde não se caracterize a sobrecarga do sistema, ou seja, em condições normais. Por outro lado, quando utiliza-se comprimentos de módulos no limite (30 a 45m), serão necessários mais módulos para flexibilizar a operação, e absorver as sobrecargas. No caso de Populina, talvez por ter-se utilizado o comprimento de 70m, é que a planta suportou, com bons resultados, o dobro da carga prevista, inicialmente, para a sua vida útil, pois pode-se imaginar a utilização de praticamente dois módulos sendo operados em série, num único ciclo de rega.

c. Frequência de aplicação:

A estação de tratamento foi colocada em operação, utilizando-se dias de rega alternados com dias de secagem, ou seja, os módulos I e III eram irrigados no mesmo dia, seguidos da disposição concomitante dos esgotos nos módulos II e IV. Desta maneira, cada módulo tinha um dia de rega, seguido por um dia de secagem. Esta frequência de aplicação mostrou-se ineficiente pois, além de dificultar a aeração do solo, propiciou o incremento das condições anaeróbias, com a ocorrência de maus odores, além de retardar sensivelmente o desenvolvimento da vegetação.

O arranjo mais eficiente, dentre os testados, foi a irrigação de um módulo por dia. Com este arranjo, cada módulo recebe esgotos por um dia, permanecendo três dias em secagem.

Os benefícios com esta rotina operacional foram muitos, indo desde uma aeração perfeita do solo, sem permitir a desidratação da biota e do biofilme fixado, até um bom balanço das condições aeróbias e anaeróbias e, também, a facilidade operacional, tanto do dia-a-dia, como quando da necessidade de isolar-se um módulo para colheita ou manutenção.

d. Período de aplicação:

O período de aplicação, adotado empiricamente, por facilidade operacional, e também para evitar erros ou sobrecargas, foi o de 24 horas/dia. Com este período de operação, a manobra é feita todos os dias no mesmo horário, e uma única vez ao dia.

Desde o início, quando os módulos operavam de dois em dois, simultaneamente, o período de aplicação adotado também foi de 24 horas/dia evitando, assim, a permanência de operadores na planta.

e. Taxa de aplicação:

Referida como a vazão distribuída por unidade de largura dos módulos, no caso de Populina, pode-se considerar os quatro momentos referidos anteriormente, momentos caracterizados pelos diferentes números das ligações a serem atendidas pelo tratamento.

Adotando-se 3,8 habitantes por ligação, 100L/hab./dia de contribuição para o sistema de esgotos da comunidade, e que não aconteceram ampliações nas instalações da planta, o Quadro 29 compara as taxas de aplicação utilizadas nos diferentes momentos.

Quadro 29 - Comparação das taxas de aplicação em diferentes momentos da estação de tratamento de esgotos de Populina.

Momentos	Nº de ligações de esgoto (unidades)	Vazão (m³/hora)	Taxa de aplicação (m³/hora x m)
1	280	4,43	0,1772
2	500	7,92	0,3168
3	900	14,25	0,5700
4	1173	18,58	0,7432

Fonte: Paganini¹¹⁷

Muito embora as taxas de aplicação praticadas, encontrem-se acima do recomendado pela literatura (EPA⁵⁵), que é de 0,06 a 0,24m³/h x m, a planta apresentou bons resultados, até alcançar o limite do momento 3 (900 ligações). Isto deve-se, provavelmente, ao fato dos módulos possuírem comprimentos superiores aos sugeridos pela mesma literatura.

Se a relação entre a largura e o comprimento (L/C) fosse maior, a taxa de aplicação seria menor, pois existiriam mais unidades lineares de largura para a disposição dos esgotos e, desta forma, as taxas de aplicação estariam enquadradas

conforme a literatura (EPA⁵⁵), porém, certamente, com a eficiência também limitada às ligações existentes no momento 3.

Outro fator que permite a obtenção de bons resultados com a planta operando em altas taxas de aplicação consiste, sem dúvida alguma, nas condições ótimas locais de elevadas temperaturas e insolação, características marcantes da região.

f. Taxa de aplicação superficial:

Considerada como o volume de esgotos aplicados numa determinada área, num determinado período de tempo, resulta na definição da altura da lâmina d'água aplicada num período de tempo, como por exemplo, cm/dia. De forma semelhante à taxa de aplicação, aqui também pode-se considerar os mesmos quatro momentos em relação ao número de ligações a serem atendidas pelo tratamento em Populina. O Quadro 30 mostra as taxas de aplicação superficial resultantes dos quatro momentos.

Quadro 30 - Comparação das taxas de aplicação superficial em diferentes momentos da estação de tratamento de esgotos de Populina.

Momentos	Nº de ligações de esgoto (unidades)	Vazão (m³/hora)	Taxa de aplicação superficial (cm/dia)
1	280	4,43	1,52
2	500	7,92	2,71
3	900	14,25	4,88
4	1173	18,58	6,36

Fonte: Paganini¹¹⁷

Estes números confirmam os comentários efetuados no item anterior pois, apesar das taxas de aplicação estarem acima do recomendado, praticamente desde o início, as taxas de aplicação superficial só excederam os limites sugeridos pela literatura, que estão entre 0,9 e 3cm/dia, a partir do momento 3. Foi a partir do limite superior deste momento (900 ligações), que a planta começou a apresentar sinais de subdimensionamento.

Vale salientar, que as análises não devem ser efetuadas por simples comparações numéricas de taxas, pois cada caso é um caso, e deve-se considerar,

também, as peculiaridades de temperatura, solo, insolação, umidade do ar, etc., as quais podem ser completamente diferentes de local para local.

Outro fator que deve ser levado em conta na análise das taxas a serem aplicadas, é que as comparações são feitas pelas vazões, considerando-se a correlação de carga orgânica a ser aplicada pelos valores característicos dos esgotos domésticos; qualquer contribuição industrial que venha a modificar esta correlação, deverá ser analisada independentemente, e com os cuidados adicionais que o caso exija.

4.2. Caracterização dos esgotos:

Para uma padronização e para tornar possível estabelecer condições de que a tecnologia e os seus parâmetros sejam extrapolados para outras localidades e condições, inclusive de esgotos com características diferentes, torna-se de suma importância a caracterização dos esgotos afluentes à planta, o que deu-se por meio da análise dos parâmetros, conforme recomenda Von Sperling¹⁶⁰.

As análises realizadas para a caracterização dos esgotos brutos efetuaram-se de acordo com o especificado nos padrões do “*Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater*”, preconizados pela Water Collection Control Federation.

4.3. Efeitos avaliados:

Como a proposta deste projeto foi verificar os efeitos da disposição de esgotos domésticos no solo, isto realizou-se da maneira mais abrangente possível, razão pela qual, abaixo serão detalhadas as maneiras em que foram analisados e avaliados aqueles ítems que, entende-se, são os mais significativos para que seja formada uma idéia global destes efeitos no nicho em que insere-se a estação de tratamento de esgotos.

4.3.1. Corpo receptor:

Pelo Decreto 10.755 de 22 de novembro de 1977, o qual dispõe sobre o enquadramento dos corpos d'água receptores na classificação prevista no Decreto 8.468 de 8 de setembro de 1976, o corpo receptor dos efluentes da estação de tratamento córrego Vista Alegre, que é corpo d'água da Bacia do Rio Turvo, está classificado como CLASSE 2. Assim, é que realizou-se, neste trabalho, levantamentos adicionais, a montante e a jusante do ponto de lançamento dos efluentes da planta, com o objetivo de verificar os níveis de atendimento à legislação citada que, em seu Artigo 11, estabelece parâmetros e limites a serem respeitados, bem como, avaliar as condições sanitárias e de uso do corpo receptor.

4.3.1.1. Plano de amostragem e de análises:

- a. Para efeito de verificação do atendimento à legislação pertinente, efetuaram-se todas as análises e verificações acima citadas, em dois pontos distintos, ou seja, 70 metros a montante e 70 metros a jusante do ponto de lançamento dos efluentes da estação de tratamento, por questões estratégicas de acompanhamento e confirmação da influência de alguns focos de poluição não pontuais, existentes a montante da estação de tratamento, mesmo antes do início de sua operação.
- b. Com a finalidade de analisar e avaliar os efeitos no corpo receptor do lançamento dos efluentes do tratamento dos esgotos domésticos por disposição no solo, foram tomadas amostras em 9 pontos diferentes, sendo dois a montante, com 20 e 50 metros do ponto de lançamento dos efluentes, e sete a jusante, um com 20 metros do ponto de lançamento e, os seis restantes, de 50 em 50 metros do mesmo ponto, até totalizar 300 metros. Para efeito desta avaliação, efetuaram-se as análises citadas abaixo, as quais acompanharam os padrões citados no item 4.2.:
 - Demanda Bioquímica de Oxigênio
 - Oxigênio dissolvido
 - pH
 - Amônia
 - Nitrito
 - Nitrato

- Fósforo
- Resíduo total
- Resíduo total fixo
- Resíduo total volátil
- Coliformes totais
- Coliformes fecais

Além das análises acima citadas, foi feito um inventário da fauna e da vegetação ciliar que tinham dependência do corpo receptor, baseado em entrevistas e inquéritos com a população local, e comparado com os levantamentos registrados através dos anos de pesquisa e acompanhamento da estação de tratamento.

4.3.2. Solo:

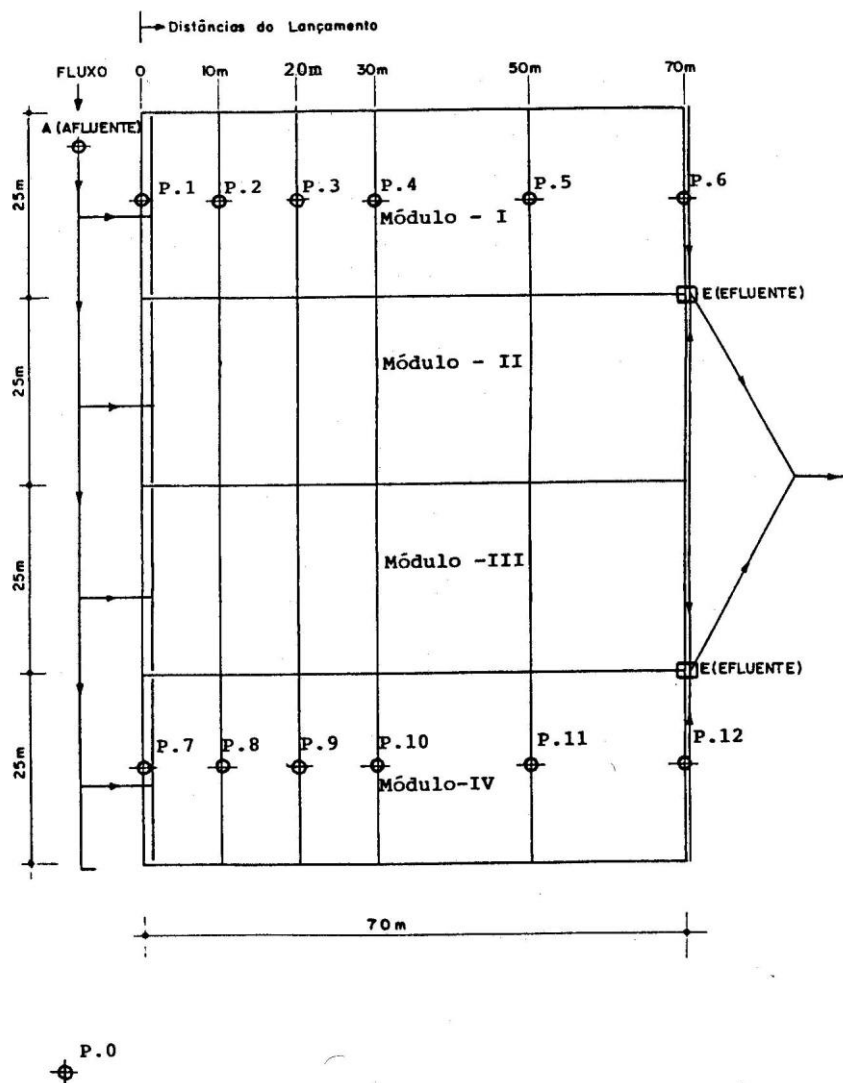
Para que a avaliação dos efeitos conferidos ao solo pela disposição dos esgotos fosse a mais completa e didática possível, esta foi subdividida em três partes distintas: a avaliação física, a química e a biológica.

Com a finalidade de visualização das alterações no solo, tanto no caso das suas características, como no caso da acumulação/retenção dos elementos, coletaram-se, estrategicamente, amostras em 13 diferentes pontos e, em dois módulos de distribuição, distintos pontos para as análises físicas, químicas e biológicas buscando, assim, uma maior representatividade dos resultados. Estes pontos foram, estrategicamente, locados de maneira a que representassem o que ocorreu ao longo dos módulos de distribuição, em relação à distância do ponto de aplicação dos esgotos no mesmo, como mostram as Figuras 63, 64, 65 e 66, e o detalhamento abaixo:

- P.0 - ponto testemunha, localizado fora dos módulos de tratamento, no terreno natural;
- P.1 e P.7 - pontos localizados dentro dos módulos de tratamento I e IV, respectivamente, junto aos pontos de aplicação (afluentes);
- P.2 e P.8 - pontos localizados dentro dos módulos de tratamento I e IV, respectivamente, 10m a jusante dos pontos de aplicação;

- P.3 e P.9 - pontos localizados dentro dos módulos de tratamento I e IV, respectivamente, 20m a jusante dos pontos de aplicação;
- P.4 e P.10 - pontos localizados dentro dos módulos de tratamento I e IV, respectivamente, 30m a jusante dos pontos de aplicação;
- P.5 e P.11 - pontos localizados dentro dos módulos de tratamento I e IV, respectivamente, 50m a jusante dos pontos de aplicação;
- P.6 e P.12 - pontos localizados dentro dos módulos de tratamento I e IV, respectivamente, 70m a jusante dos pontos de aplicação (efluentes).

Figura 63 – Localização dos pontos de coleta das amostras do solo e do vegetal.



Fonte: Paganini¹¹⁷

Figura 64 - Localização do ponto testemunha (P0) em relação aos módulos de tratamento.



Figura 65 - Localização das trincheiras dos pontos de controle de P1 a P6 no módulo I.



Figura 66 - Detalhe das trincheiras abertas para coleta de amostras no módulo I.



4.3.2.1. Efeitos físicos:

No caso da avaliação dos efeitos físicos conferidos ao solo pela aplicação dos esgotos, conforme recomendações de Lemos & Santos⁹⁵, para cada perfil amostrado descrito coletaram-se amostras em quatro diferentes profundidades, ou seja, de 0 (superfície) a 5cm, de 5 a 10cm, de 10 a 20cm e, finalmente, de 20 a 50cm. Julgou-se não ser necessária a coleta de amostras a profundidades maiores para uma avaliação

das modificações físicas conferidas ao solo, muito embora nos pontos P0 e P7, profundidades maiores foram verificadas para efeito de prospecção e segurança nas hipóteses elaboradas. Para esta avaliação, foram coletados perfis em dois blocos distintos. Para o primeiro bloco, coletaram-se amostras em quatro pontos, sendo um testemunha fora dos módulos de distribuição (P0) e três em pontos de controle dentro do módulo IV, no início do módulo (P7), outro no meio do módulo (P10) a 30 metros do ponto de lançamento dos esgotos e, outro, no final do módulo IV (P12), a 70 metros do ponto de lançamento dos esgotos, conforme item 4.3.2. As análises desenvolvidas, neste bloco, com esta amostragem, foram as seguintes:

- Densidade do solo – método do anel volumétrico;
- Porosidade total – método indireto;
- Densidade de partículas – método do balão volumétrico;
- Análise granulométrica – método da pipeta;
- Condutividade hidráulica – permeâmetro de carga constante;

Para o segundo bloco de verificações, as quais serviram para a descrição morfológica, coletaram-se amostras no ponto testemunha fora dos módulos (P0), e nos seis pontos de controle do módulo IV, no ponto de lançamento dos esgotos (P7), a 10 metros do lançamento (P8), a 20 metros (P9), a 30 metros (P10), a 50 metros (P11) e a 70 metros no final do módulo (P12). As profundidades verificadas, foram aquelas determinadas pelas alterações dos horizontes nos perfis, limitando a descrição morfológica até aos 60cm abaixo da superfície. As avaliações morfológicas caracterizaram-se através da cor, da estrutura, da consistência, das raízes e da textura.

4.3.2.2. Efeitos químicos:

Para o caso da avaliação dos efeitos químicos, conforme recomenda a Embrapa em seu “Manual de métodos de análise de solo”⁴⁶, em cada ponto descrito acima, foram coletadas amostras em nove profundidades diferentes, conforme estabelecido abaixo:

- de 0cm (superfície) a 5cm
- de 5cm a 10cm
- de 10cm a 15cm

- de 15cm a 20cm
- de 20cm a 25cm
- de 25cm a 30cm
- de 30cm a 60cm
- de 60cm a 90cm
- de 90cm a 120cm

As análises realizadas para esta avaliação envolveram:

- Matéria orgânica
- Nitrogênio
- Fósforo
- Potássio
- Sódio
- Cálcio
- Magnésio
- Enxofre
- pH
- Capacidade de troca catiônica
- Condutividade elétrica
- Relação de adsorção de sódio
- Metais pesados
 - ferro
 - cobre
 - manganês
 - alumínio
 - zinco
 - chumbo
 - cádmio
 - níquel
 - mercúrio
 - molibdênio

As análises do solo seguiram os padrões e métodos recomendados por Raij & Quaggio – Métodos de análise de solo para fins de fertilidade¹²⁷, bem como as análises para detectar as concentrações dos metais pesados, realizadas com o auxílio de um espectrofotômetro de absorção atômica.

4.3.2.3. Efeitos biológicos:

Para avaliação dos efeitos biológicos, coletaram-se amostras de três maneiras diferentes, para o primeiro bloco de análises, com a coleta das amostras em 13 pontos, conforme descrito no item 4.3.2., sempre na superfície, em profundidade não superior a 15cm. As análises para este bloco englobaram:

- Biomassa microbiana;
- Liberação de gás carbônico;
- Micorrização arbuscular (esporulação e colonização radicular);
- Identificação de grupos microbianos diversos (heterótrofos em geral, amonificantes, nitrificantes, fixadores assimbióticos de nitrogênio atmosférico dentre outros).

Para o segundo bloco de análises, as amostras foram coletadas nestes mesmos 13 pontos, em nove diferentes profundidades, conforme estabelecido para os efeitos químicos no item 4.3.2.2.. Para este bloco, realizaram-se as seguintes análises:

- Identificação do número mais provável de coliformes fecais;
- Identificação do número mais provável de coliformes totais.

Com relação ao terceiro bloco, coletaram-se as amostras nestes mesmos 13 pontos, em duas diferentes profundidades, na superfície (0cm), e a 30cm de profundidade. Realizaram-se, para este bloco as análises de parasitologia, para detecção de helmintos (ovos e larvas viáveis) e protozoários (cistos).

4.3.3 Lençol freático:

Considerando-se o risco de contaminação do lençol freático, por encontrar-se a uma profundidade de 120cm nos pontos mais a jusante dos módulos de tratamento, e a não existência de normas nacionais específicas que recomendem formas de

monitoramento de lençóis subterrâneos, no caso de tratamento por disposição de esgotos no solo, foram consultadas normas nacionais e internacionais referentes à disposição de lodo de esgotos no solo, levando-se em conta a semelhança do material a ser lixiviado para o lençol freático. Assim, consultou-se a norma americana U.S. EPA – 40 CFR Part 503⁵⁴, o manual canadense EPS 6-EP-84-1⁴⁸ e a proposta de norma brasileira em elaboração³⁵, donde concluiu-se a importância da avaliação dos efeitos da disposição dos esgotos no solo, através das seguintes análises:

- Coliformes totais
- Coliformes fecais
- Matéria orgânica
 - Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO_{5,20}
 - Demanda Química de Oxigênio
- Nitrogênio total
 - Nitrogênio orgânico
 - Amônia
 - Nitrito
 - Nitrato
- Fósforo
 - Fósforo orgânico
 - Fósforo inorgânico
- pH
- Metais Pesados
 - ferro
 - cobre
 - manganês
 - alumínio
 - zinco
 - chumbo
 - cádmio
 - níquel
 - mercúrio
 - molibdênio

As coletas das amostras para as referidas análises efetuaram-se uma em cada ponto mais a jusante dos módulos I e IV, bem como em mais três pontos testemunhas no lençol freático, sendo um 100 metros a montante e os outros dois, 100 metros e 300 metros a jusante da estação de tratamento de esgotos.

4.3.4. Biomassa produzida:

Para a análise e avaliação dos efeitos da disposição dos esgotos no sistema solo – vegetal, ou seja, para verificar-se os efeitos na biomassa produzida, a AOAC¹⁰ propõe que as verificações sejam subdivididas em duas linhas distintas, a de produtividade e a de acumulação de metais pesados, sendo indispensáveis as seguintes análises:

- Produtividade
 - Matéria seca
 - Proteína
- Acumulação de nutrientes
- Acumulação de metais pesados
 - ferro
 - cobre
 - manganês
 - alumínio
 - zinco
 - chumbo
 - cádmio
 - níquel
 - mercúrio
 - molibdênio

Estas análises referentes aos metais, efetuaram-se através do extrato do vegetal utilizando-se, para tal, o espectrofotômetro de absorção atômica.

Com relação às amostras, para a verificação dos resultados da produtividade, coletaram-se sete parcelas, sendo uma testemunha fora dos módulos, e seis dentro do módulo I, em distâncias crescentes a partir do ponto de lançamento dos esgotos,

acompanhando a distribuição e as distâncias detalhadas em 4.3.2. Para a avaliação da acumulação de nutrientes e metais pesados, foram coletadas 13 parcelas, todas elas coincidentes com os pontos descritos no item 4.3.2. (Figura 63), inclusive considerando-se o ponto testemunha como um canteiro separado dos módulos de aplicação dos esgotos.

4.3.5. Influência sócio-econômica:

A palavra esgoto tem uma conotação negativa para a maior parte da população que desconhece os sistemas de tratamento e seu reuso. Notícias de que um sistema de tratamento ou de reuso de esgotos por disposição no solo encontra-se em construção podem causar desconforto emocional, principalmente aos residentes fisicamente próximos do local a ser utilizado para a construção da planta. A idéia da possibilidade de ameaças à saúde da comunidade circunvizinha, ao meio ambiente, e a possibilidade da existência de incômodos, podem romper as relações de mercado e desvalorizar propriedades próximas à área escolhida para a disposição/reuso dos esgotos causando, em muitos casos, duras resistências à implantação do sistema^{117,120}.

Assim, é que verificaram-se os efeitos sócio-econômicos decorrentes da implantação e da operação/manutenção da planta de tratamento, ocorridos durante todos estes anos, como foi que a população circunvizinha conviveu com os possíveis efeitos ao meio ambiente, tenham sido eles reais ou não do ponto de vista técnico, perceptíveis ou não do ponto de vista do conforto de cada indivíduo, se existiu emissão de maus odores ou proliferação de insetos, enfim, foram levantadas, através de entrevistas específicas com inquéritos aplicando-se questionários padronizados, informações que avaliaram a percepção da população em relação ao tratamento dos esgotos, especificamente através deste sistema de disposição de esgotos no solo, para que seja possível minimizar estes efeitos nos empreendimentos futuros. O questionário utilizado para tal fim, está apresentado, em detalhes, adiante, no item 5.6.1.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A proposta deste trabalho é de que, com a discussão e o conhecimento dos resultados obtidos nas pesquisas e verificações efetuadas, possam ser avaliados os efeitos da disposição dos esgotos no solo, não sendo mais o interesse maior o desempenho do processo ou da planta de tratamento. O conteúdo dos resultados e das discussões estará voltado para estabelecer relações entre as características dos esgotos que foram dispostos nestes últimos 16 anos, e os efeitos no corpo receptor, no solo, nos lençóis subterrâneos, na biomassa produzida na estação, bem como a influência da planta de tratamento com relação às expectativas sócio-econômicas que envolvem, diretamente, a população local. Assim, com estes resultados e observações, espera-se auxiliar os técnicos envolvidos na implantação, operação e manutenção de sistemas semelhantes, no que diz respeito aos efeitos esperados através dos anos, considerando-se as características do que está dispondo-se e, em que condições esta disposição no solo está sendo feita.

A discussão dos resultados apresentados a seguir, tem a finalidade de apresentar uma visão global (holística) dos efeitos causados no ecossistema como um todo. Desta maneira, não existe a pretensão de que as avaliações dos efeitos maléficos ou benéficos da disposição dos esgotos no solo sejam esgotadas ou exploradas ao máximo, ainda restam muitas pesquisas e averiguações a fazer, algumas das quais recomendadas neste trabalho, como pesquisas a serem desenvolvidas futuramente.

5.1. Caracterização dos esgotos a serem tratados:

A caracterização dos esgotos aplicados no sistema de Populina é de fundamental importância pois, desta forma, poderão ser extrapolados parâmetros e a tecnologia, guardando as peculiaridades de cada situação, em regiões distintas. Como os efeitos causados pela disposição no solo têm relação direta com as características dos esgotos utilizados, é primordial o conhecimento, o mais aprofundado possível, do que foi disposto, pois com estes dados será possível estabelecer relações entre as

qualidades dos esgotos, as condições de cada localidade e os efeitos que poderão ser esperados, ao menos de uma forma geral.

Atualmente, a zona urbana de Populina conta com 1173 ligações de esgotos, todas conectadas ao sistema que drena para a estação de tratamento, sendo que 1062 são domiciliares, 22 públicas, 87 comerciais com atividades diversas de bares, lanchonetes, supermercados, açougues e dois postos de abastecimento de combustível. Existem ainda duas ligações classificadas como industriais, sendo uma padaria e uma sorveteria.

Abaixo estão identificadas as características e os dados mais importantes referentes aos esgotos dispostos no sistema de disposição de esgotos no solo por escoamento à superfície, da sede do município de Populina:

DADOS DO AFLUENTE

pH	7,3
Demanda Bioquímica de Oxigênio	592mg/L
Demanda Química de Oxigênio	1340mg/L
Oxigênio Dissolvido	0,0mg/L
Resíduo Sedimentável	8,0mL/L
Resíduo Total	9434mg/L
Resíduo Total Fixo	733mg/L
Resíduo Total Volátil	8701mg/L
Resíduo Não Filtrável Total	604mg/L
Resíduo Não Filtrável Total Fixo	124mg/L
Resíduo Não Filtrável Volátil	480mg/L
Sulfato	64mg/L
Sulfeto	0,00mg/L
Fluoreto	0,8mg/L
Alcalinidade Total (CaCO ₃)	348mg/L
Nitrogênio Amoniacal	61,2mg/L
Nitrogênio Total	90,1mg/L
Nitrato	0,27mg/L
Nitrito	N.D.
Alcalinidade Bicarbonato	349mg/L

Resultados e Discussão

Alcalinidade carbonato	N.D.
Fósforo Total	13,20mg/L
Fósforo Orgânico	2,30mg/L
Ferro	1,441mg/L
Manganês	0,061mg/L
Cloreto	60,87mg/L
Óleos e graxas	189mg/L
Alumínio	N.D.
Arsênico	N.D.
Bário	N.D.
Cádmio	N.D.
Chumbo	N.D.
Cobre	N.D.
Cromo Hexavalente	N.D.
Cromo Total	N.D.
Estanho	N.D.
Mercúrio	N.D.
Níquel	N.D.
Prata	N.D.
Selênio	N.D.
Zinco	0,174mg/L
Boro	0,086mg/L
Molibdênio	N.D.
Cianeto	N.D.
Fenóis	0,205mg/L
Carbono Orgânico Total	250mg/L
Bacteriófagos Fecais específicos	7,6x10 ⁶ UFP/100mL
Estreptococos Fecais – TTM	1,1x10 ⁵ NMP/100mL
Coliformes Totais	1,3x10 ⁸ NMP/100mL
Coliformes Fecais	2,2x10 ⁷ NMP/100mL

Ancilostomídeo (helminto)	3 larvas/L
<i>Endolimax nana</i> (protozoário)	10 cistos/L
<i>Entamoeba coli</i> (protozoário)	29 cistos/L
<i>Giardia sp.</i> (protozoário)	26 cistos/L

Onde: N.D. = não detectado; UFP = unidade formadora de placa; NMP = número mais provável.

Tanto a DBO como o cloreto, que estão acima do que pode-se esperar de um esgoto estritamente doméstico, tiveram seus valores verificados e confirmados através de análises efetuadas periodicamente, desde 1986. Os valores elevados de sulfato também chamam a atenção, tratando-se de esgotos domésticos, porém, este valor não foi possível de ser confirmado com dados históricos. Os números encontrados para ovos de helmintos e de cistos de protozoários podem ser considerados baixos, o que foi alvo de análises confirmatórias, e os dados encontrados foram muito próximos dos citados anteriormente.

Os dados de vazão afluente média estão próximos de 5,5L/s, guardando uma distribuição conforme hidrograma típico para esgotos domésticos apresentado na Figura 1, enquanto que a vazão média do corpo receptor está na faixa de 30 a 35L/s.

5.2. Corpo receptor:

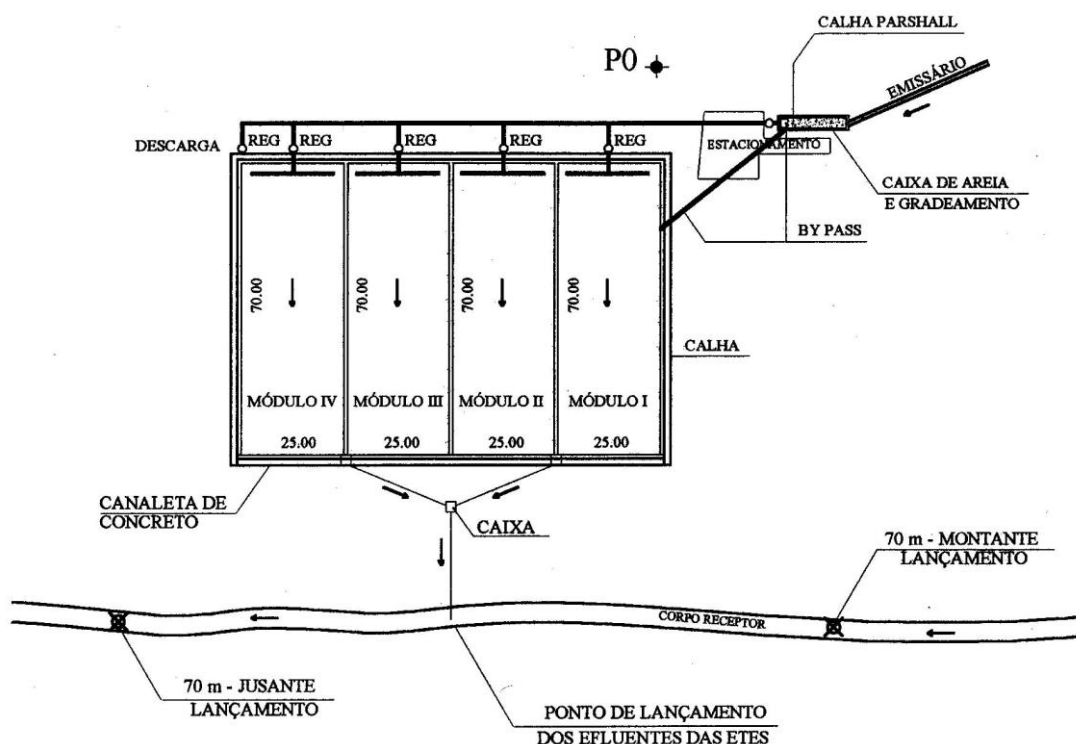
A avaliação simplificada do corpo receptor, através destes anos, em termos médios e no que diz respeito somente ao oxigênio dissolvido (OD), que é o que dita os níveis de vida no mesmo, mostrou que o ribeirão contou com uma concentração de 6,60mg/L de OD, 10 metros a montante do ponto de lançamento dos efluentes do tratamento dos esgotos, os quais contaram, em média, com 2,9mg/L de oxigênio, e a evolução da concentração de OD, a partir daí, foi de 5,3mg/L, 5 metros a jusante do ponto de lançamento, e 7,00mg/L a 300 metros abaixo do mesmo ponto. Muito embora estes números mostrem, aparentemente, poucos efeitos maléficis ao corpo receptor, entende-se que ainda são escassos os dados para que adote-se tal afirmação

como completamente verdadeira e, por esta razão, é que propõe-se neste trabalho levantamentos adicionais, com o objetivo de verificar os níveis de atendimento à legislação que estabelece e define o Córrego Vista Alegre como sendo de Classe 2, bem como as condições sanitárias e de uso do corpo d'água.

5.2.1. Atendimento à legislação:

A verificação do atendimento à legislação no que refere-se à manutenção do corpo d'água como de Classe 2, realizou-se de maneira comparativa, antes e depois do lançamento dos efluentes no córrego, ou seja, foi verificado se o córrego mantinha as características de Classe 2 antes de receber os efluentes, e quais as suas condições após receber os efluentes da planta de tratamento. Desta forma, para que não existissem interferências, foram coletadas amostras 70 metros a montante do ponto de lançamento, e 70 metros a jusante do ponto de lançamento, conforme Figura 67.

Figura 67 - Croqui de localização dos pontos de amostragem para verificação do atendimento à legislação.



Resultados e Discussão

Os resultados das análises encontram-se no Quadro 31, abaixo:

Quadro 31 - Resultados comparativos quanto ao atendimento à legislação de amostras coletadas, a montante e a jusante do ponto de lançamento dos efluentes.

Parâmetros e limites Corpo receptor – Classe 2	70 metros montante do lançamento	70 metros a jusante do lançamento
I – Virtualmente ausentes:	ausente	Ausente
a. materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais;		
b. substâncias solúveis em hexana;	ausente	Ausente
c. substâncias que comuniquem gosto ou odor;	ausente	Ausente
d. no caso de substâncias potencialmente prejudiciais, até os limites máximos abaixo relacionados:		
1. Amônia 0,5mg/L	0,39	2,27
2. Arsênio 0,1mg/L	N.D.	N.D.
3. Bário 1,0 mg/L	N.D.	N.D.
4. Cádmio 0,01mg/L	N.D.	N.D.
5. Cromo (total) 0,05mg/L	N.D.	N.D.
6. Cianeto 0,2mg/L	N.D.	N.D.
7. Cobre 1,0mg/L	N.D.	N.D.
8. Chumbo 0,1mg/L	N.D.	N.D.
9. Estanho 2,0mg/L	N.D.	N.D.
10. Fenóis 0,001mg/L	0,050	0,057
11. Flúor 1,4mg/L	0,10	0,10
12. Mercúrio 0,002mg/L	N.D.	N.D.
13. Nitrato 10,0mg/L	0,2	0,22
14. Nitrito 1,0mg/L	N.D.	N.D.
15. Selênio 0,01mg/L	N.D.	N.D.
16. Zinco 5,0mg/L	0,036	0,033
II – Proibição de presença de corantes artificiais que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração, convencionais;	ausente	Ausente
III – Número Mais Provável (NMP) de Coliformes até 5.000, sendo 4.000 o limite para os de origem fecal, em 100mL, para 80% de, pelo menos, 5 amostras coletadas num período de até 5 semanas consecutivas	Coliformes Totais 6.890 Coliformes Fecais 2.350	Coliformes Totais 7.940 Coliformes Fecais 2.640
IV – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em 5 dias a 20°C, em qualquer amostra até 5mg/L	0,40	4,10
V – Oxigênio Dissolvido (OD), em qualquer amostra, não inferior a 5mg/L	5,6	5,0

As análises do ponto localizado a montante do lançamento dos efluentes, demonstraram o atendimento às características de corpo de Classe 2, com exceção da presença de fenóis e o número mais provável de coliformes totais. Chama a atenção a presença de fenóis e de zinco, muito embora o segundo abaixo dos limites aceitáveis. Não foram encontradas razões plausíveis para a presença destes dois elementos a montante, o que deverá ser fruto de pesquisas e averiguações futuras.

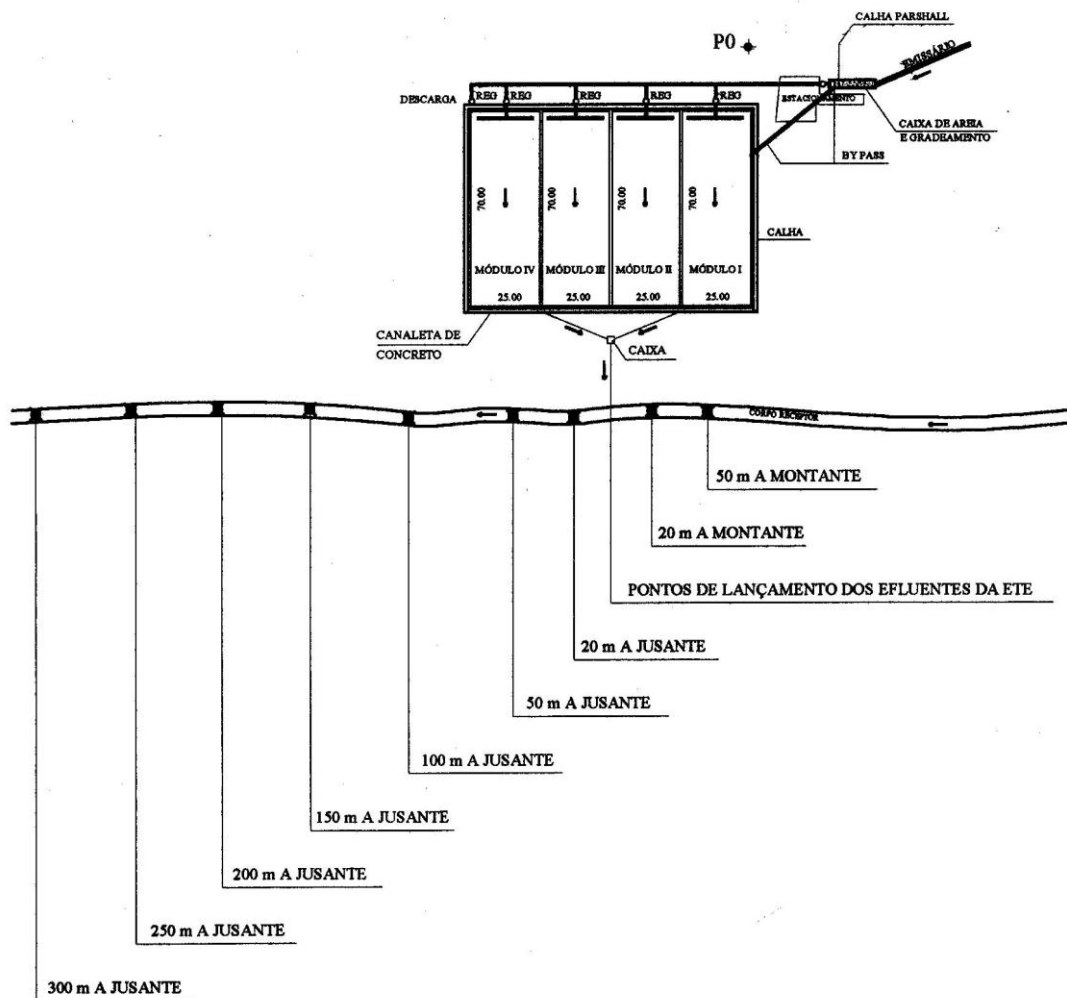
No ponto 70 metros a jusante do lançamento, permanecem as presenças de fenóis e de zinco, além do número mais provável de coliformes totais estar acima do permitido para corpos de Classe 2. A presença de amônia, em níveis acima do permitido (4,5 vezes acima), pode ser explicado pelo aumento da vazão atual, que está 2,5 vezes maior do que a vazão nominal para a qual a estação foi projetada, o que reduziu o tempo de detenção, aumentando o arraste e reduzindo as atividades de nitrificação e desnitrificação e, portanto, diminuindo a disponibilidade do nitrogênio para o sistema solo-planta, e a redução do elemento na estação de tratamento, sendo rapidamente retirada pelos efluentes.

5.2.2. Condições sanitárias e de uso:

Para avaliar os efeitos da disposição dos efluentes da planta de tratamento sobre as condições sanitárias e de uso do corpo d'água, foram coletadas amostras em 9 pontos distintos, sendo dois a montante e sete a jusante do ponto de lançamento. Os pontos a montantes foram localizados a 20 e a 50 metros de distância; os pontos a jusante foram localizados a 20, 50, 100, 150, 200, 250 e 300 metros de distância do lançamento, conforme Figura 68.

Resultados e Discussão

Figura 68 - Pontos de coleta de amostras para verificação das condições sanitárias e de uso do corpo receptor.



Os resultados obtidos estão apresentados no Quadro 32.

Resultados e Discussão

Quadro 32 - Resultados da avaliação, a montante e a jusante, das condições sanitárias e de uso do corpo receptor.

Parâmetro	Montante do lançamento		Jusante do lançamento						
	50m	20m	20m	50m	100m	150m	200m	250m	300m
DBO (mg/L)	2,50	4,30	7,50	9,40	11,00	11,00	10,00	7,50	6,00
OD (mg/L)	5,00	5,00	4,80	5,40	4,40	4,20	4,20	4,80	5,00
pH	6,2	6,5	6,8	6,8	6,8	6,8	6,8	6,8	6,8
Amônia (mg/L)	0,67	2,37	1,89	0,01	2,01	1,95	2,18	0,59	1,90
Nitrito (mg/L)	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,50
Nitrato (mg/L)	0,04	0,15	0,11	0,07	0,08	0,09	0,13	0,15	0,14
Fósforo (mg/L)	0,40	0,83	0,74	0,40	0,53	0,26	0,53	0,42	0,29
Resíduo Total (mg/L)	108	83	88	126	112	120	124	190	161
Resíduo Total Fixo (mg/L)	22	31	29	48	51	76	61	97	10
Resíduo Total Volátil (mg/L)	86	52	59	78	61	44	63	93	151
Coliformes Totais (NMP/100mL)	6890	9590	10500	9200	8200	10500	12800	11000	10500
Coliformes Fecais (NMP/100mL)	2350	2000	2100	4800	7400	9700	8400	5100	6800

Tanto as medições de DBO, como de resíduos, de oxigênio dissolvido e de coliformes totais e fecais apresentaram uma piora a partir de 50 até 200 metros a jusante, provavelmente pelas condições do córrego que encontra-se com baixa velocidade neste trecho, até mesmo com a calha muito aumentada e obstruída por galhos e raízes da vegetação ciliar. A partir de 250 e 300 metros a jusante, as condições melhoram, pois o córrego volta a ter uma calha definida e declividade favorável para aeração e insolação. O mesmo não ocorre significativamente com o

pH, nitrito e fósforo, que permanecem basicamente inalterados de montante a jusante. Atenção especial deve ser dada à amônia que eleva-se, substancialmente, a partir do lançamento dos efluentes no córrego, tendência esta apresentada de maneira mais discreta no caso do nitrato, confirmando os dados apresentados pelo Quadro 31.

As condições de uso do Córrego Vista Alegre, pela população ribeirinha, permaneceram inalteradas ao longo destes 16 anos de operação da estação de tratamento, apesar das discretas pioras nas condições sanitárias dadas pelo nitrogênio e pelos coliformes, especialmente os de origem fecal. Os usos preponderantes são de pesca, irrigação e dessedentação de animais, os quais não foram restringidos, conforme demonstra a Figura 69, e mostrar-se-á reforçada pelos resultados de questionário aplicado em uma amostra da população de Populina.

Figura 69 - Animal bebendo água do Córrego Vista Alegre, 300 metros a jusante do ponto de lançamento dos efluentes do tratamento.



5.2.3. Presença de peixes e vegetação ciliar:

Para uma avaliação dos tipos de peixes presentes ao longo do córrego, em relação ao ponto de lançamento dos efluentes, foram capturados espécimes a montante numa faixa de 20 a 300 metros do lançamento, e a jusante numa faixa de 20 a 400 metros do lançamento, e os resultados podem ser observados no Quadro 33.

Quadro 33 - Espécies de peixes encontrados a montante e a jusante do ponto de lançamento dos efluentes do tratamento.

	NOME CIENTÍFICO	NOME VULGAR
Montante do lançamento	<i>Astyanax bimaculatus</i>	Tambiú
	<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra
	<i>Hyphessobrycon sp.</i>	Lambari
	<i>Gymnotus carapo</i>	Tuvira
	<i>Cichlasoma paranaense</i>	Cará
	<i>Corydoras aeneus</i>	Cascudo coquinho
	<i>Rhamdia sp.</i>	Bagre
Jusante do lançamento	<i>Astyanax bimaculatus</i>	Tambiú
	<i>Hyphessobrycon sp.</i>	Lambari
	<i>Corydoras aeneus</i>	Cascudo coquinho
	<i>Hypostomus sp.</i>	Cascudo
	<i>Rhamdia sp.</i>	Bagre
	<i>Cichlasoma paranaense</i>	Cará

Pode-se notar que 80% dos peixes detectados a montante foram encontrados a jusante e vice-versa, com um diferencial a ser observado de que, as espécies mais exigentes em relação ao oxigênio, como é o caso do lambari e do tambuí, foram encontradas a montante em toda a extensão pesquisada, e a jusante a partir de 150 metros de distância do lançamento dos efluentes. Nesta faixa, de 20 a 150 metros do ponto de lançamento, foram encontradas espécies menos exigentes em relação ao oxigênio, como cascudo e cará, as quais também foram observadas a montante. Vale

lembrar que estas espécies são aquelas referidas pelos moradores como sendo as que existiam no Córrego Vista Alegre mesmo antes da implantação do tratamento às suas margens, conforme dados e testemunhos colhidos no questionário aplicado a ser apresentado mais adiante.

Esta verificação estaria mais completa se tivesse sido efetuado um inventário específico, não somente das espécies encontradas, como também, do número de espécimes encontrados e sua preferência de localização mais exata; entretanto, os resultados obtidos dão conta de que, nestes 16 anos de existência da planta de tratamento, pouca ou nenhuma influência foi registrada no aspecto de prejudicar ou restringir a presença de espécies de peixes, mesmo porque, a população local ainda faz uso do córrego para pescaria.

No que refere-se à vegetação ciliar, tanto a montante como a jusante, não apresentou modificações marcantes, nem em espécies, nem em quantidades. O que pode ser observado, foi o efeito da proteção e preservação da vegetação ciliar a jusante do tratamento que transformou-se de vegetação arbustiva, como mostra a Figura 70 em foto tirada em 1988, para vegetação mais abundante e formada por uma predominância de árvores de porte maior, conforme Figura 71 em foto recente. Isto ocorreu, de forma mais acentuada, na faixa de 70 a 500 metros abaixo do ponto de lançamento dos efluentes, no sentido do córrego. Este fator pode ter ocorrido, não só pela preservação natural, como pode ter sido facilitado pela presença maior de nutrientes dada pelos efluentes do tratamento a partir de 1993, quando a estação começou a apresentar sinais de estar subdimensionada para os volumes que passou a receber.

Figura 70 - Aspecto geral da vegetação ciliar do Córrego Vista Alegre, a jusante do lançamento dos efluentes, em foto de 1988.



Figura 71 - Aspecto da vegetação ciliar do Córrego Vista Alegre, a jusante do lançamento dos efluentes, em foto de 2001, mostrando a presença de árvores em abundância.



5.3. Solo:

5.3.1. Avaliação dos efeitos físicos:

5.3.1.1. Características e análises físicas do solo:

Para as análises referentes às verificações dos efeitos físicos causados no solo pela disposição dos esgotos, foram coletadas amostras nos quatro pontos, sendo um testemunha fora dos módulos de distribuição (P0) e três em pontos de controle dentro do módulo IV, no início do módulo (P7), outro no meio do módulo (P10) a 30 metros do ponto de lançamento dos esgotos, e outro no final do módulo IV (P12) a 70 metros do ponto de lançamento dos esgotos, conforme item 4.3.2.1. Para estas coletas foram utilizados equipamentos e metodologias específicas, conforme Figuras de 72 a 75.

Figura 72 - Detalhe da coleta de amostras com anéis volumétricos.



Figura 73 - Detalhe da coleta de amostras indeformadas para confecção de lâminas delgadas dentro do módulo de disposição IV.



Figura 74 - Detalhe da abertura de trincheira para instalação de infiltrômetro multidisco.



Figura 75 - Infiltrômetro multidisco instalado para medição da condutividade hidráulica.



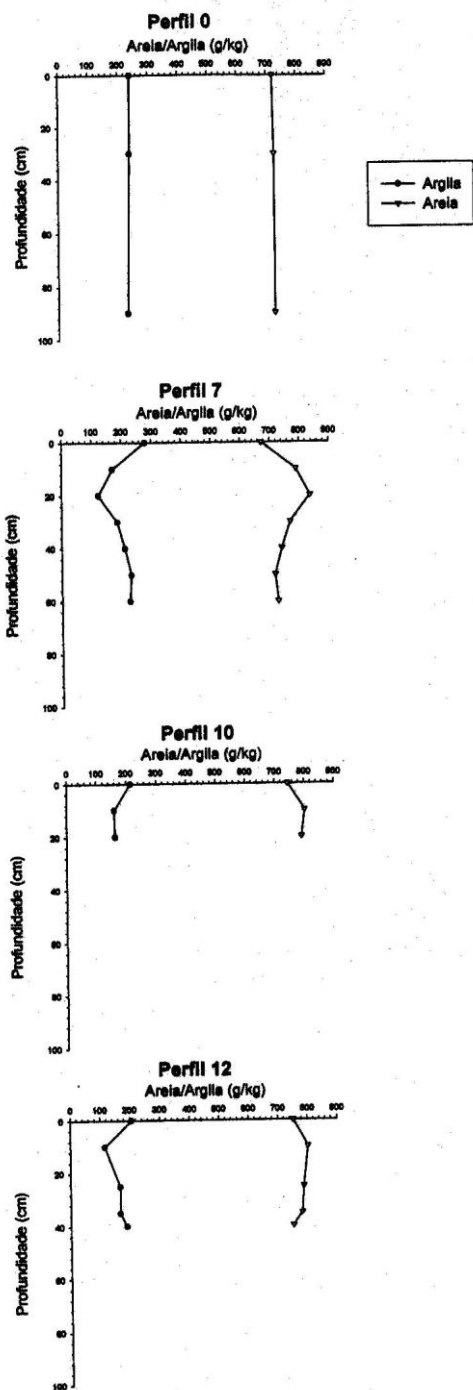
Dentre as análises físicas, foram determinadas a granulometria, a densidade do solo e de partículas, e a condutividade hidráulica, utilizando-se um infiltrômetro multidisco.

Na Figura 76 observa-se os resultados da granulometria dos quatro pontos estudados. No ponto testemunha (P0), nota-se uma distribuição muito homogênea da granulometria em profundidade, fato esperado devido às características do solo da região onde está implantada a estação de tratamento de esgotos. Nos pontos dentro do canteiro da planta de tratamento, que originalmente apresentavam as mesmas características do P0, percebe-se uma modificação bastante importante na

distribuição granulométrica em profundidade. Uma diminuição de argila e aumento de areia é observada nas profundidades entre 5 e 30cm em todos os perfis; esta variação é mais significativa no P7, que recebe os esgotos na forma bruta, configurando uma transição abrupta de textura entre a camada de solo a 20cm de profundidade e as camadas subjacentes.

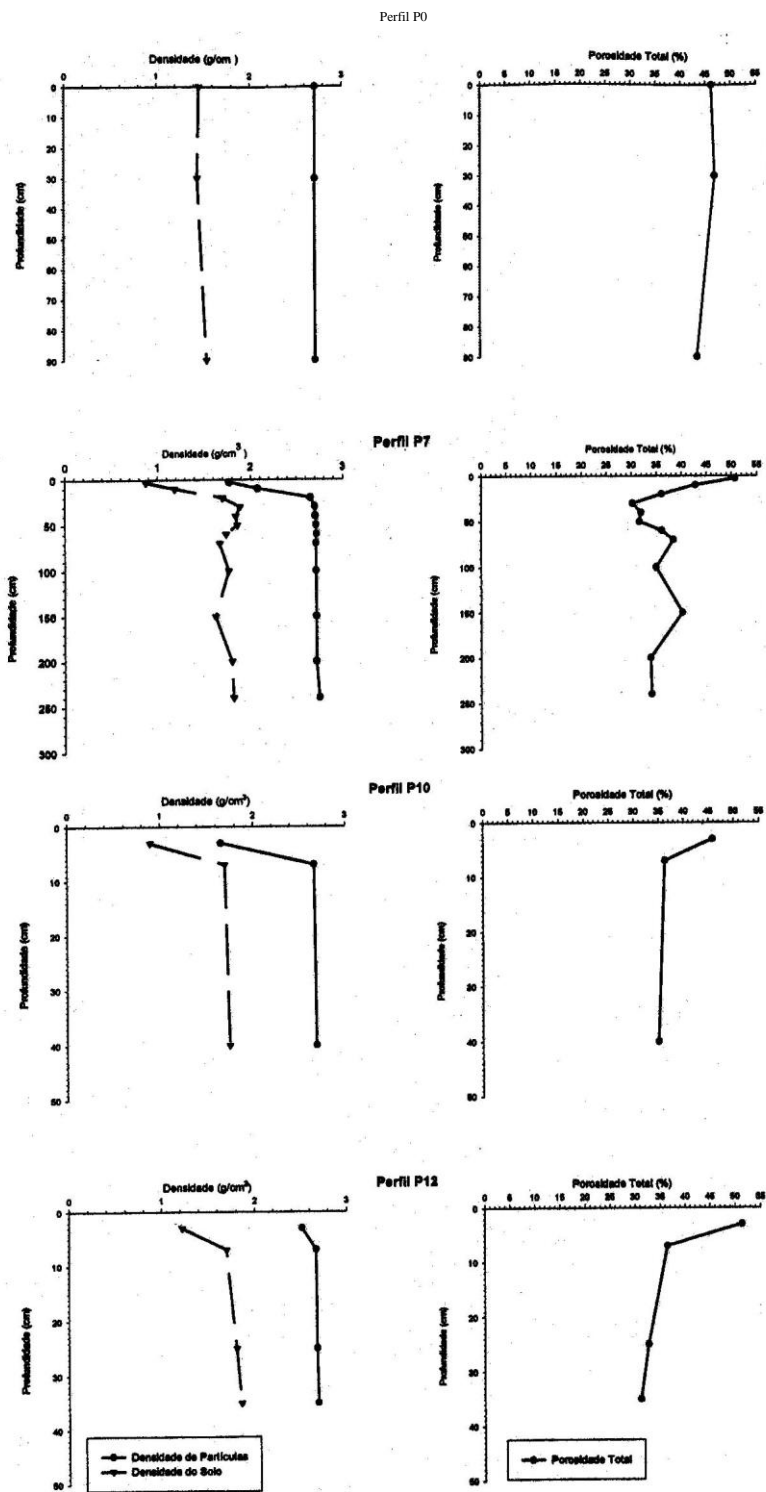
Os valores de densidade do solo e de partículas em todos os perfis apresentam-se muito altos a partir dos 30cm de profundidade, conforme Figura 77. Observa-se, em todos eles, um aumento da densidade do solo entre 30 e 50cm. A densidade de partículas sofre um aumento drástico nos primeiros 10 a 20cm, estabilizando-se num patamar constante, a partir dos 30cm de profundidade. Nesta mesma Figura 77 aparecem, ainda, os dados de porosidade total, calculados a partir da densidade do solo e das partículas. A tendência verificada para os três perfis, dentro do módulo, é a mesma que a observada para os valores de densidade, havendo uma diminuição da porosidade total nas camadas onde a densidade do solo aumenta. No perfil P7, tanto para os valores de densidade como para os valores de porosidade total, percebe-se um aumento importante da densidade do solo e, conseqüentemente, uma diminuição considerável da porosidade total entre as profundidades de 30 a 50cm. Esta observação correlaciona-se com os dados da descrição morfológica onde, nesta profundidade, notou-se uma camada mais adensada, com a presença de poucas raízes e uma porosidade, visualmente avaliada, pouco desenvolvida. Quando comparados os perfis P7, P10 e P12 com perfil P0, repete-se o dito para os dados de granulometria, ou seja, os valores de densidade e de porosidade total no perfil P0 foram extremamente homogêneos em todo o perfil.

Figura 76 - Resultados das análises granulométricas dos quatro perfis estudados.



Resultados e Discussão

Figura 77 - Resultado das análises de densidade do solo, densidade de partículas e porosidade dos perfis estudados.

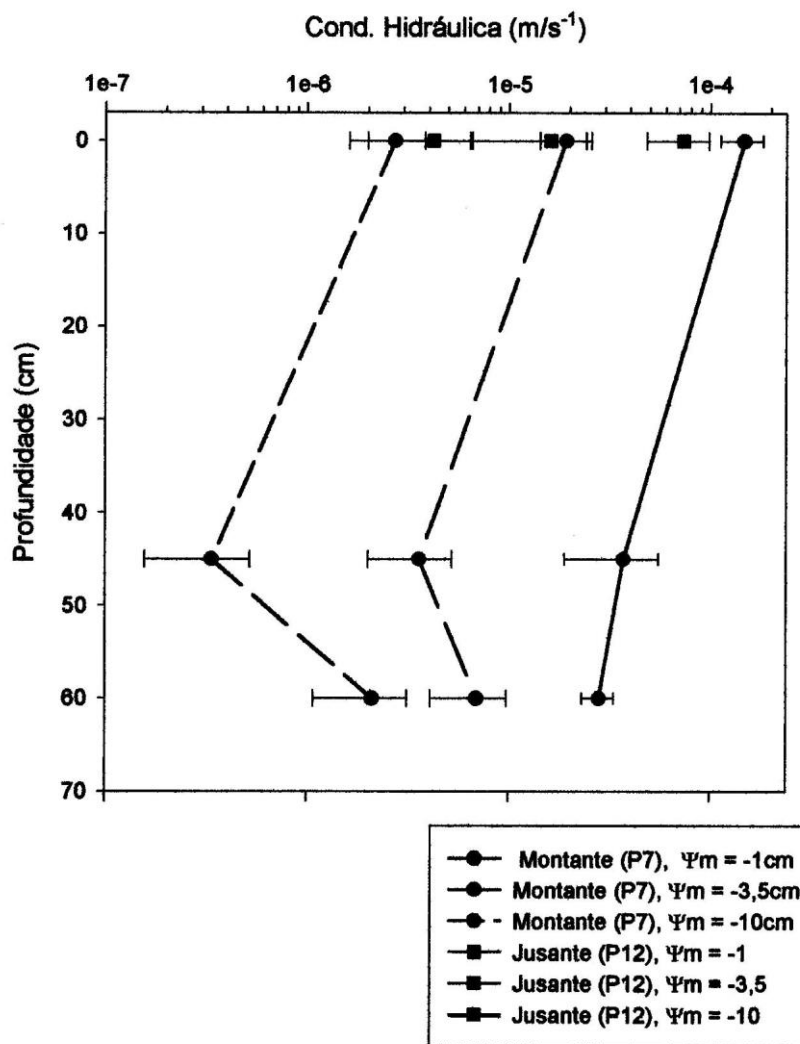


A condutividade hidráulica, determinada de maneira completa somente no perfil P7 e na superfície do perfil P12, mostra uma diminuição da capacidade do solo de conduzir água na camada entre 30 e 50cm, conforme Figura 78, enquanto que, nas outras camadas, esta capacidade é mais próxima aos valores normais para este tipo de solo. Estes dados coincidem com aqueles de granulometria, densidade e porosidade, onde na camada que tem a maior quantidade de argila, maior densidade e menor porosidade, a condutividade hidráulica tende a diminuir, como observa-se na Figura 78. A determinação da condutividade hidráulica a três potenciais matriciais diferentes, ou seja, três estados de umidade do solo diferente, mostrou que à medida que o solo seca (apesar da perda de água ser pequena), a diminuição da capacidade do solo de conduzir água aumenta. Isto pode ser explicado pelo tipo de poro que participa na condução de água dentro do solo. A potenciais matriciais mais próximos a zero (ou seja, próximo da saturação), poros maiores (macroporos) e do tipo biológico participam na condução da água. No caso do presente estudo pode-se dizer que, nesta condição, existe uma leve diminuição da condutividade hidráulica na camada mais adensada, mas não é tão marcante como nos potenciais mais baixos (caracterizados por uma condução de água através de macroporos menores, não saturados e de origem estrutural), devido a uma rede importante de poros de origem biológica formados pela alta atividade biológica encontrada no módulo de tratamento. À medida que o solo vai secando, ocorre uma diminuição drástica da condutividade hidráulica nas camadas mais adensadas, devido ao esvaziamento dos poros biológicos maiores e o início da participação na condução de água dos poros de origem estrutural, isto é, aquela porosidade formada devido ao arranjo das partículas e agregados do solo, favorecendo a permanência do esgoto aplicado nas camadas mais superficiais.

Em função da menor quantidade de matéria orgânica, presente na superfície do perfil P12, ocorre uma leve diferença nos valores de condutividade hidráulica desta camada quando comparada com a camada superficial do perfil P7. Retomando a explicação dada acima para a condutividade hidráulica a diferentes potenciais no perfil P7, pode-se dizer que a diminuição da condutividade no potencial matricial -1cm no perfil P12, deve-se ao menor desenvolvimento dos poros biológicos nesta camada, como consequência da diminuição da matéria orgânica. Os valores da

condutividade, nos outros potenciais, para esta camada do P12, não apresentam diferenças significativas em relação à mesma camada do P7.

Figura 78 - Condutividade hidráulica do perfil P7 e da superfície do perfil P12.



Pelo exposto acima, pode-se dizer que a aplicação de esgoto bruto no solo, provocou modificações relativamente importantes nas características, propriedades e funcionamento dos solos, quando comparados com o mesmo solo que não recebeu a aplicação dos esgotos. Estas modificações são maiores ou menores dependendo de onde estão localizados os pontos de amostragem. Quanto mais próximo ao ponto de

lançamento dos esgotos, significando com isto a recepção de um esgoto mais bruto e menos tratado, o impacto sobre as características e propriedades do solo é maior, diminuindo à medida que os pontos de amostragem afastam-se da fonte alimentadora. Mas, em todos os pontos observou-se sempre, apesar de, como dito anteriormente, com diferentes graus de impacto, alguma modificação nos atributos físicos do solo.

Os principais efeitos do esgoto bruto sobre o solo são: (i) aumento drástico da matéria orgânica nos primeiros 15cm do solo, conseqüentemente melhorando a estrutura do solo e aumentando a atividade biológica, o que provoca uma influência positiva sobre outros atributos como a condutividade hidráulica; e (ii) aparecimento de uma camada mais adensada entre 30 e 50cm de profundidade e um gradiente textural entre as camadas superficiais, influenciando negativamente a estruturação do solo, a condutividade hidráulica e o crescimento das raízes, mas que pode ter um efeito positivo através da maior permanência do esgoto em superfície evitando, assim, o aporte de contaminantes para as camadas mais profundas do solo e para os lençóis subterrâneos.

Quatro hipóteses podem ser levantadas para a explicação do adensamento da camada de 30-50cm. A primeira hipótese refere-se à possível ação compactadora das máquinas que foram utilizadas para a construção dos módulos de disposição. Segundo esta hipótese a pressão dos pneus das motoniveladoras, utilizadas para a realização das obras de corte e aterro, teriam compactado o solo até uma certa profundidade, o que explicaria a presença da camada compactada entre 30 e 50cm. Se esta hipótese for verificada poder-se-ia concluir, então, que o esgoto, pelo menos nos primeiros 20cm, proporcionou uma ação “descompactadora”, melhorando a estrutura e a porosidade do solo. A segunda hipótese refere-se aos altos teores de Na, presentes nas camadas superficiais do solo. Neste caso, o excesso de Na trocável na solução do solo, poderia ter causado a dispersão das partículas de argila em superfície, provocando a sua migração em profundidade e posterior iluviação, tendo como conseqüência o entupimento de poros e o adensamento da camada de 30 a 50cm. Isto também explicaria o gradiente textural abrupto entre as camadas de 0-20cm e 30-50cm do perfil P7, conforme Figura 76. Finalmente a terceira hipótese refere-se a uma possível herança de uma camada mais adensada, presente no solo

original, e que teria a sua origem na gênese do próprio solo ou de uma possível litomorfogênese. Finalmente, a quarta hipótese é dada pela elevação da Relação de Adsorção de Sódio (RAS) nos horizontes abaixo de 40cm, pela presença de Na trocável em todo o perfil do solo, presença esta acompanhada pelo Ca e pelo Mg somente até aos 40cm de profundidade. Muito embora a concentração de Na seja menor nos horizontes abaixo de 40cm, as presenças de Ca e Mg são muito reduzidas nesta profundidade, elevando assim a RAS, o que pode ter reduzido sensivelmente a permeabilidade nos horizontes abaixo de 40cm de profundidade.

Para poder identificar qual das três hipóteses é a que explica o comportamento e a evolução do solo dentro do módulo de tratamento de esgotos, um estudo mais aprofundado na área de solos deve ser realizado. Neste caso, técnicas mais específicas e seguitos, a longo prazo, da dinâmica da água no solo e da composição química da solução do solo e do complexo de troca, devem ser efetuados para elucidar estas questões que surgiram durante o presente trabalho.

5.3.1.2. Análise morfológica:

As verificações e as análises morfológicas foram efetuadas através do ponto testemunha, fora do módulo de tratamento (P0), e nos seis pontos de controle no módulo IV (de P7 a P12), conforme item 4.3.2.1.

• Perfil P0

0-5cm Horizonte húmifero homogêneo 5YR 3/4 (bruno avermelhado escuro). Estrutura grumosa, porosidade forte, textura franco argilo-arenosa. Presença de areia branca. Raízes abundantes. Consistência macia (seco). Limite nítido (cor) 1cm.

5-10cm Horizonte 5YR 4/4 (bruno avermelhado). Estrutura poliédrica, porosidade forte, textura franco argilo-arenosa. Presença de areia lavada e abundantes carvões pretos de até 1cm. Consistência macia (seco). Transição pouco nítida (cor) 5cm.

10-40 Horizonte homogêneo 5YR 4/6 (vermelho amarelado). Estrutura poliédrica, porosidade fina a média de até 1mm, textura franco argilo-arenosa. Presença menos abundante de areia lavada. Poucas raízes finas de até 1mm. Consistência ligeiramente dura (seco). Limite pouco nítido (cor) 5cm.

40-60cm Horizonte 2,5YR 3/6 (vermelho escuro), homogêneo, mais compacto. Estrutura poliédrica, porosidade biológica forte, textura franco argilo-arenosa. Raízes finas. Presença de pequenos nódulos ferruginosos arredondados de até 2mm. Muito seco. Consistência dura (seco), vide Figura 79.

Figura 79 - Perfil do ponto testemunha, fora do módulo de tratamento – P0.



• **Perfil P7**

0-5cm Horizonte preto N/0 rico em matéria orgânica. Não há desenvolvimento de estrutura. Textura franco argilo-arenosa. Raízes muito abundantes e serapilheira. Na superfície ocorrem crostas de decantação e dessecação de 2mm de espessura, pouco densa. Solto (úmido).

5-15 Horizonte orgâno-mineral 5YR 3/3 (bruno avermelhado escuro) com volumes pretos e vermelhos. Estrutura granular pouco desenvolvida. Textura franco argilo-arenosa. Diminuem as raízes que são oblíquas. Pouco compacto. A 15cm aparece

uma linha de volumes pretos. Consistência macia. Transição é nítida e brusca (cor) 1cm.

15-25cm Horizonte 2,5YR 3/4 (vermelho) com volumes 5YR 5/3 (bruno avermelhado) de 1 a 5cm de diâmetro. Estrutura granular pouco desenvolvida. Textura franco arenosa. Raízes muito finas. Pouco compacto. Consistência macia (seco). Transição pouco nítida (cor) 3cm.

25-50cm Horizonte homogêneo 2,5YR 3/6 (vermelho escuro), mais compacto. Estrutura poliédrica, textura franco arenosa. Raízes finas. Consistência fraca (seco), vide Figura 80.

Figura 80 - Perfil do ponto P7, no lançamento dos esgotos no módulo IV.



• Perfil P8

0-3cm (idem anterior) Horizonte preto N/0 rico em matéria orgânica. Não há desenvolvimento de estrutura. Textura franco argilo-arenosa. Raízes muito abundantes e serapilheira. Na superfície ocorrem crostas de decantação e dessecação de 2mm de espessura, pouco densa. Muito macio.

3-12cm Horizonte orgânico-mineral 5YR 3/3 (bruno avermelhado escuro) com volumes pretos e vermelhos. Textura franco argilo-arenosa. Diminuem as raízes que são obliquas. Pouco compacto. Consistência macia (seco). O limite inferior a 12cm é marcado por uma linha de volumes pretos idênticos ao encontrado anteriormente (P7).

12-20cm Horizonte 2,5YR 3/4 (vermelho) com volumes 5YR 5/3 (bruno avermelhado). (idem ao 15-25cm do perfil P7).

20-50cm Horizonte vermelho-escuro (idem P7), vide Figura 81.

Figura 81 - Perfil do ponto P8, a 10 metros do lançamento dos esgotos no módulo IV.



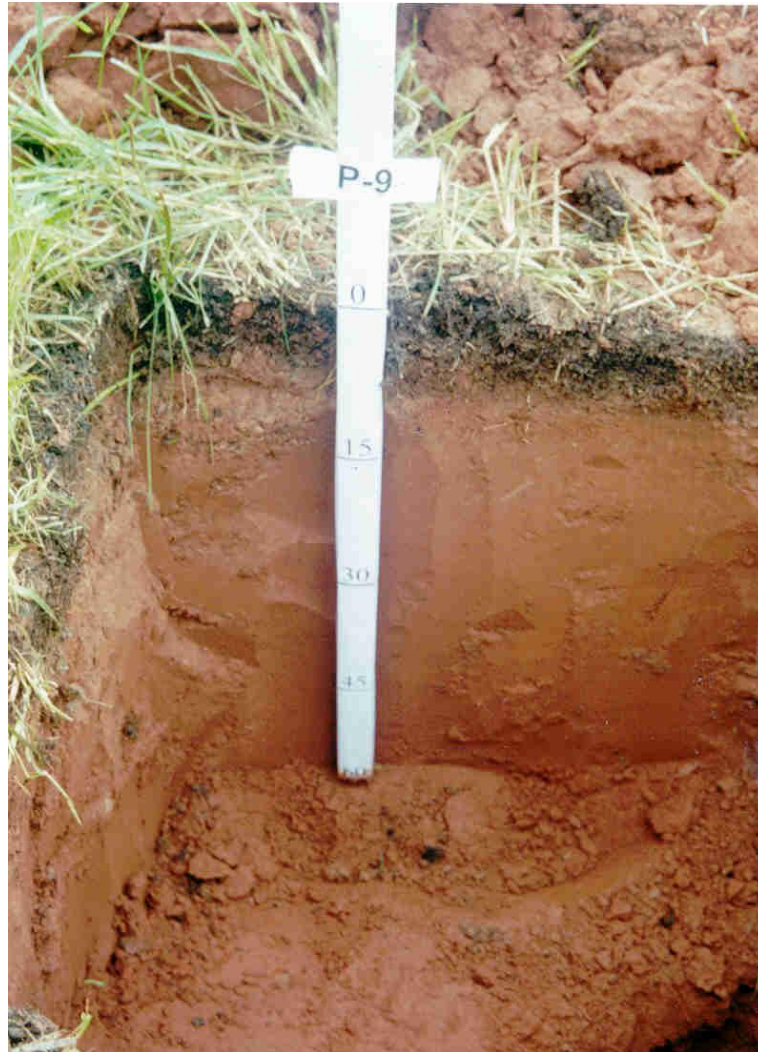
• **Perfil P9**

0-10cm Horizonte homogêneo 5YR 4/6 (vermelho-amarelado). Não há desenvolvimento de estrutura. Textura franco argilo-arenosa, pouco compacto. Presença de raízes verticais. Não há crostas de dessecação e decantação na superfície do solo. Transição nítida (cor) a 1cm.

10-15cm Horizonte 2,5YR 3/4 (vermelho) com volumes cinza claro. Estes são arenosos em forma de bandas horizontais de alguns milímetros de espessura. Estrutura poliédrica. Compacto. Textura franco argilo-arenosa. Presença de raízes horizontais. Consistência dura (seco). Limite pouco nítido a 3cm.

15-60cm Horizonte homogêneo 2,5YR 3/6 (vermelho escuro). A 60cm aparecem volumes 2,5YR 3/4 (bruno-avermelhado-escuro). Estrutura poliédrica. Textura franco argilo-arenosa. Pouco compacto. Consistência ligeiramente dura (seco), vide Figura 82.

Figura 82 - Perfil do ponto P9, a 20 metros do lançamento do esgotos no módulo IV.



• **Perfil P10**

0-1cm Horizonte orgânico, preto . Não há desenvolvimento de estrutura. Textura franco areno argilosa. Raízes abundantes. Consistência solta.

1-8cm Horizonte 5YR 3/4 (bruno-avermelhado-escuro). Textura franco argilo-arenosa. Pouco compacto. Raízes abundantes. Consistência dura. Limite nítido (cor) a 1cm.

8-12cm Horizonte vermelho com volumes cinza (idem 10-15cm em P9). Limite nítido (cor), transição abrupta a 5mm. Raízes raras. Estrutura granular desenvolvida. Textura franco arenosa. Consistência muito dura (seco).

12-20cm Horizonte 2,5YR 3/4 (vermelho), mais violáceo e com volumes cinza vertical e horizontal mais finos que no horizonte anterior. Algumas pontuações pretas podem ser encontradas. Estrutura poliédrica. Textura franco arenosa. Raízes quase ausentes. Consistência muito dura (seco). Transição nítida (cor) a 2cm.

20-30cm Idem, porém aumentam os volumes cinza-claro.

30-60cm Horizonte 2,5YR 3/6 (vermelho escuro). Estrutura poliédrica. Textura franco arenosa. Muito compacto. Consistência dura (seco), vide Figura 83.

Figura 83 - Perfil do ponto P10, a 30 metros do lançamento dos esgotos no módulo IV.



• **Perfil P11**

0-5mm Horizonte orgânico.

5mm-4cm Horizonte 7,7YR 3/3 (bruno-escuro). Não há desenvolvimento de estrutura. Textura franco argilo-arenosa. Limite nítido (cor) e transição abrupta a 1cm. Pouco compacto.

4-25cm Horizonte 2,5YR 3/6 (vermelho escuro). Estrutura poliédrica. Textura franco argilo-arenosa. Praticamente desaparecem as raízes. Consistência dura (seco). Limite nítido de compactação a 3 cm.

25-60cm Horizonte 2,5YR 2/4 (bruno-avermelhado-escuro) com volumes vermelhos mais claros horizontais. Estrutura poliédrica. Textura franco argilo-arenoso. Compacto. Consistência muito forte (seco), vide Figura 84.

Figura 84 - Perfil do ponto P-11, a 50 metros do lançamento dos esgotos no módulo IV.



• **Perfil P12**

0-5mm Horizonte orgânico

5mm-3cm Horizonte heterogêneo 7,7YR 3/3 (bruno escuro) com volumes vermelhos. Textura franco argilo-arenosa. Consistência dura (seco). Limite nítido (cor) 1cm.

3-6cm Horizonte vermelho com volumes cinza claro (idem P10). Estrutura poliédrica. Textura franco arenosa. Consistência dura (seco) Raízes abundantes.

6-35cm Horizonte heterogêneo comportando volumes vermelhos e cinza (aterro?). Estrutura poliédrica. Textura franco arenosa. Consistência dura (seco). Raízes pouco abundantes.

35cm Horizonte limite do aterro com 5mm de espessura.

35-45cm Horizonte homogêneo 2,5YR 3/6 (vermelho escuro). Idem outros perfis.

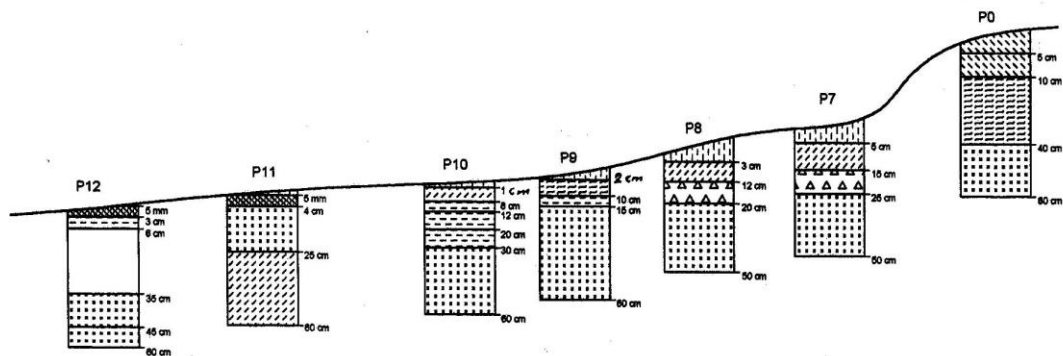
45-60cm Horizonte homogêneo 2,5YR 3/4 (vermelho). Similar ao anterior exceto pela cor mais clara, vide Figura 85.

Figura 85 - Perfil do ponto P12, a 70 metros do lançamento dos esgotos, no final do módulo IV.



A Figura 86 mostra, esquematicamente, os horizontes dos perfis descritos, dados estes que, juntados com as descrições e Figuras de 80 a 86, fornecem informações de que a camada orgânica inicia no ponto P7 (início do módulo) com aproximadamente 20cm de espessura, reduzindo-se ao longo do módulo, chegando à espessura de 3,0cm no ponto P12 ao final do módulo, numa situação muito próxima da verificada nos horizontes do perfil testemunha P0, fora dos módulos de disposição. A descrição morfológica dos horizontes nos perfis pesquisados, confirma as avaliações e as hipóteses desenvolvidas no item anterior, 5.3.1.1.

Figura 86 - Detalhes esquemáticos dos horizontes dos perfis – P0, e de P7 a P12.



LEGENDA

Pop0

- humífero
- transição humífero
- vermelho amarelado
- vermelho escuro

Pop9

- orgânico
- vermelho amarelado
- vermelho com volumes cinzas
- vermelho escuro

Pop7

- orgânico
- bruno-avermelhado-escuro
- vermelho
- vermelho escuro

Pop10

- orgânico
- bruno-avermelhado-escuro
- vermelho com volumes cinzas
- vermelho com volumes cinzas
- vermelho com volumes cinzas
- vermelho escuro

Pop8

- orgânico
- bruno-avermelhado-escuro
- vermelho
- vermelho escuro

Pop11

- orgânico
- bruno escuro
- vermelho escuro
- bruno-avermelhado-escuro

Pop12

- orgânico
- bruno escuro
- vermelho com volumes cinzas
- horizonte heterogêneo
- vermelho escuro

• LENÇOL FREÁTICO

O trabalho de campo foi realizado na estação seca (período de 6 a 8 de maio de 2000). Sondagens por trado revelaram que a altura do lençol freático é de 1,58cm de profundidade no ponto mais a jusante do módulo IV, P12, e diminui para 35cm de profundidade no terraço do córrego. Em direção a montante, no ponto P9 (a 20m do lançamento dos esgotos), a altura do lençol é de 3m de profundidade sendo que, a partir deste ponto a montante, não foi mais possível encontrá-lo por tradagens (até 6m de profundidade).

5.3.2. Avaliação dos efeitos químicos:

Para as análises referentes aos efeitos sobre as características químicas do solo, e conforme os itens 4.3.2. e 4.3.2.2., foram coletadas amostras nos módulos I e IV, nos 12 pontos de controle e no ponto testemunha, como mostram os detalhes das Figuras 87 e 88.

Figura 87 – Detalhe do início das coletas das amostras nas trincheiras para as análises químicas do solo.



Figura 88 – Detalhe de uma trincheira com amostras já coletadas para análises químicas do solo, nas diferentes profundidades.



5.3.2.1. Matéria orgânica:

A matéria orgânica concentrou-se, principalmente, nos primeiros 30 metros do ponto de lançamento dos esgotos nos módulos, não permanecendo a profundidades maiores que 20cm. Fato importante a ser notado é que, nos pontos mais a jusante dos módulos (P6 e P12), a partir dos 20cm de profundidade, as quantidades de matéria orgânica encontradas chegaram a ser menores que aquelas verificadas no ponto testemunha (P0), nas mesmas profundidades (vide Quadro 34 e Figuras 89-A e B).

Considerando-se que 10g/dm^3 é igual a 1%, para efeito de comparação, um solo é considerado fraco quando possui quantidade de matéria orgânica abaixo de 1,5%, médio quando possui entre 1,5 e 5,0%, e rico quando possui acima de 5,0%, que são os solos necessários para hortaliças. No caso de Populina, encontraram-se valores de até 13,1% no início dos módulos de disposição.

Resultados e Discussão

Quadro 34 - Quantidade de matéria orgânica em relação aos pontos de lançamento dos esgotos e à profundidade nos módulos I e IV (g/dm^3).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1 (Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	22,0	116,0	116,0	107,0	113,0	45,0	51,0
5 - 10	20,0	73,0	114,0	107,0	73,0	30,0	22,0
10 - 15	19,0	47,0	51,0	69,0	41,0	22,0	17,0
15 - 20	18,0	23,0	17,0	34,0	23,0	18,0	14,0
20 - 25	18,0	14,0	10,0	12,0	12,0	16,0	10,0
25 - 30	15,0	8,0	28,0	14,0	13,0	14,0	9,0
30 - 60	9,0	7,0	14,0	8,0	7,0	12,0	9,0
60 - 90	8,0	4,0	8,0	6,0	7,0	10,0	9,0
90 - 120	7,0	4,0	6,0	4,0	6,0	7,0	8,0
Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1 (Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	22,0	131,0	131,0	128,0	124,0	35,0	61,0
5 - 10	20,0	113,0	87,0	42,0	81,0	22,0	41,0
10 - 15	19,0	87,0	53,0	22,0	50,0	14,0	18,0
15 - 20	18,0	69,0	30,0	10,0	24,0	10,0	6,0
20 - 25	18,0	42,0	17,0	15,0	18,0	7,0	7,0
25 - 30	15,0	6,0	10,0	10,0	14,0	7,0	6,0
30 - 60	9,0	4,0	4,0	7,0	9,0	8,0	5,0
60 - 90	8,0	5,0	4,0	5,0	7,0	9,0	8,0
90 - 120	7,0	4,0	4,0	4,0	4,0	8,0	7,0

Figura 89-A - Redução da quantidade de matéria orgânica em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.

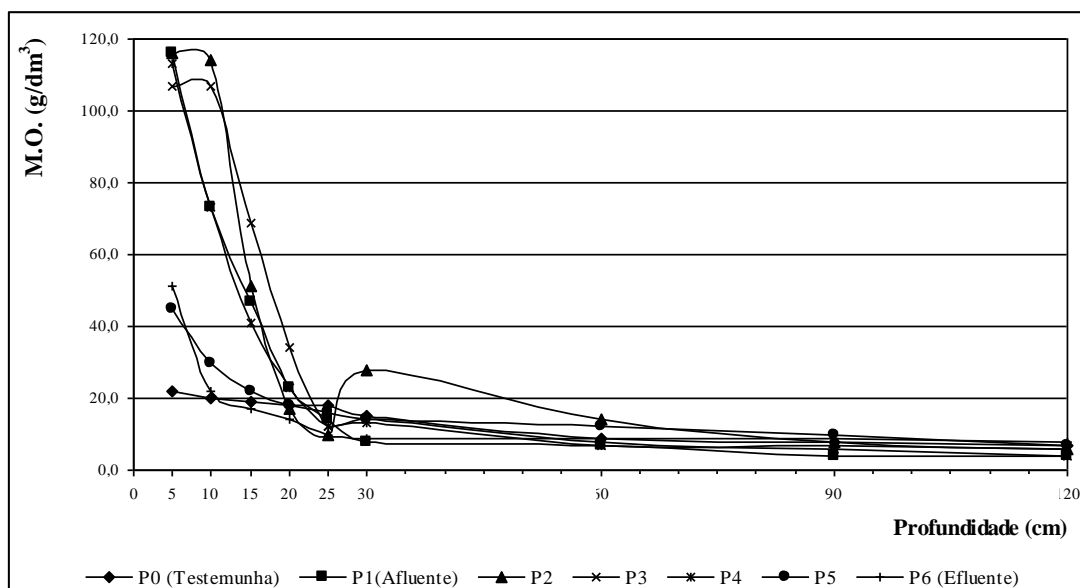
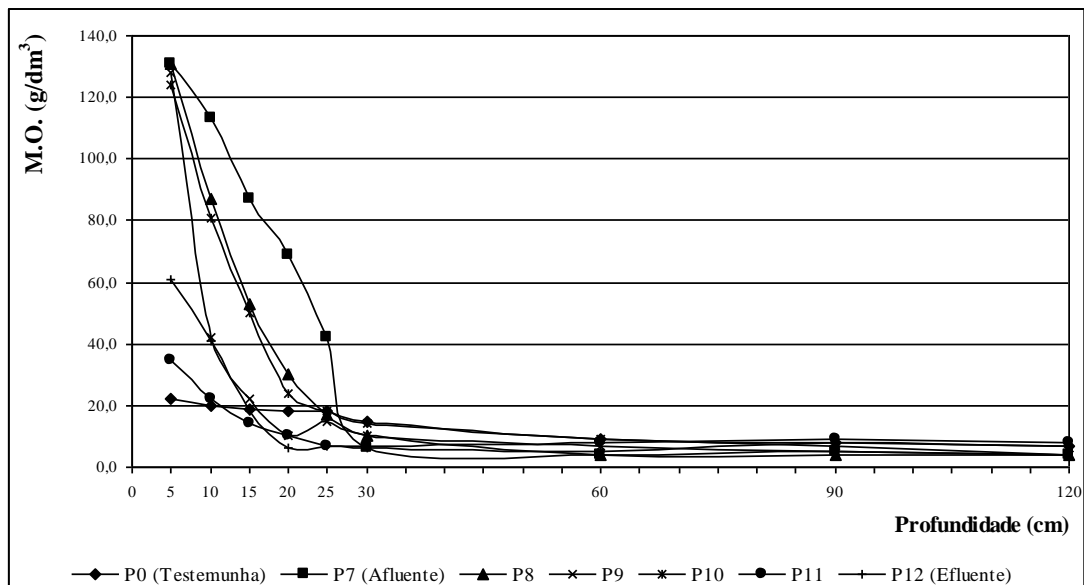


Figura 89-B - Redução da quantidade de matéria orgânica em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.



5.3.2.2. Nitrogênio:

A principal forma de nitrogênio nos solos é a de integrante de componentes orgânicos (principalmente aminoácidos e proteínas) que, após sofrerem transformações efetuadas por microrganismos, sobretudo bactérias, são convertidas em formas minerais, nitrato e amônio. As variações da quantidade de nitrogênio nos módulos acompanharam, de forma semelhante às ocorridas com a matéria orgânica, porém, de maneira mais drástica. As maiores quantidades ocorreram nos pontos de 10 a 30 metros dos lançamentos dos esgotos, de forma seletiva, até no máximo 10cm de profundidade. Vale salientar que, em todos os pontos de amostragem, a partir dos 15cm de profundidade, as quantidades de nitrogênio igualaram-se às do ponto testemunha e, a partir dos 30cm de profundidade, as quantidades observadas, em todos os pontos, foram menores que as do ponto P0 (testemunha), o qual nunca recebeu qualquer tipo de irrigação com esgotos (vide Quadro 35 e Figuras 90-A e 90-B).

Chama a atenção o fato de não ter ocorrido deposição significativa de nitrogênio logo no primeiro metro a partir do lançamento dos esgotos (P1 e P7); isto

Resultados e Discussão

pode ter ocorrido pelo pouco tempo de detenção e pela elevada carga hidráulica nesta fixa imediata da aplicação.

Quadro 35 - Quantidade de nitrogênio em relação aos pontos de lançamento dos esgotos e à profundidade nos módulos I e IV (g/kg).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1(Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	0,51	2,82	8,33	9,28	5,64	0,68	0,82
5 - 10	0,30	0,98	5,15	1,93	0,70	0,40	0,39
10 - 15	0,28	0,51	0,39	0,35	0,33	0,28	0,23
15 - 20	0,28	0,25	0,19	0,26	0,19	0,18	0,18
20 - 25	0,28	0,11	0,18	0,19	0,18	0,28	0,18
25 - 30	0,25	0,11	0,23	0,23	0,14	0,23	0,14
30 - 60	0,21	0,19	0,19	0,16	0,19	0,19	0,19
60 - 90	0,19	0,09	0,11	0,11	0,12	0,12	0,21
90 - 120	0,16	0,09	0,09	0,11	0,09	0,21	0,18
Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P7 (Afluente)	P8	P9	P10	P11	P12 (Efluente)
0 - 5	0,51	0,96	7,74	9,52	9,73	1,07	1,40
5 - 10	0,30	1,65	1,66	5,25	0,77	0,16	0,25
10 - 15	0,28	0,28	0,35	0,28	0,21	0,11	0,16
15 - 20	0,28	0,95	0,23	0,21	0,16	0,23	0,16
20 - 25	0,28	0,35	0,14	0,16	0,19	0,16	0,21
25 - 30	0,25	0,18	0,07	0,23	0,18	0,14	0,18
30 - 60	0,21	0,11	0,11	0,14	0,12	0,19	0,12
60 - 90	0,19	0,14	0,09	0,14	0,18	0,12	0,26
90 - 120	0,16	0,11	0,09	0,07	0,18	0,12	0,21

Figura 90-A - Redução da quantidade de nitrogênio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.

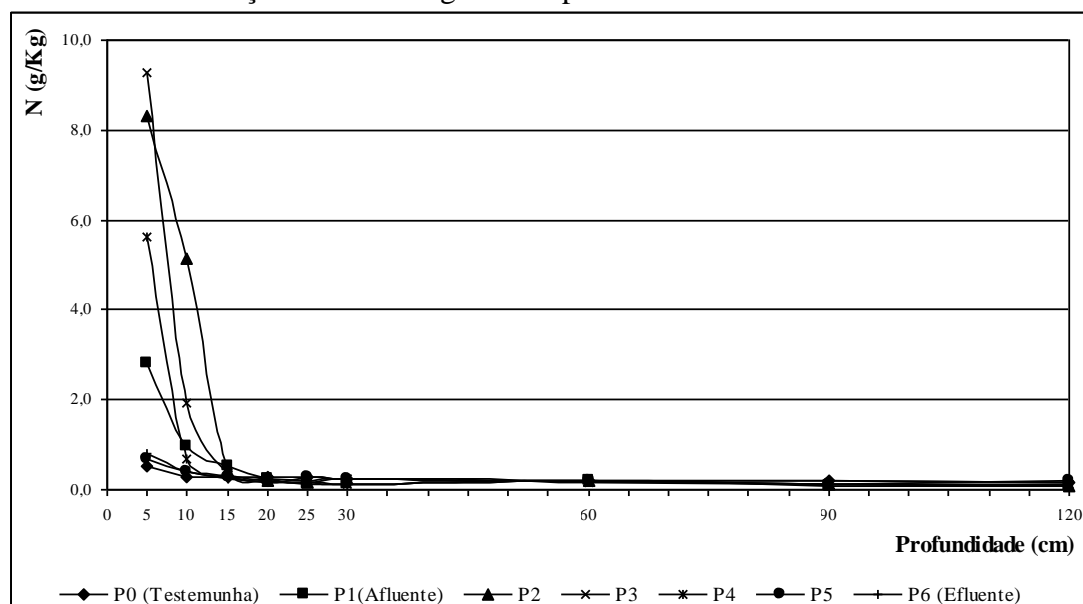
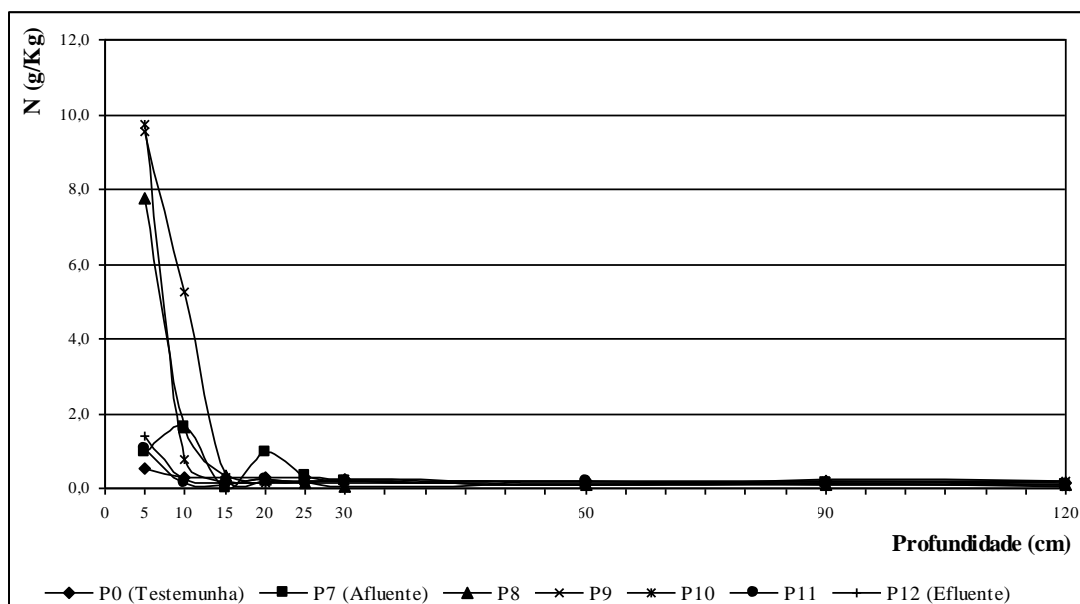


Figura 90-B - Redução da quantidade de nitrogênio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.



5.3.2.3. Fósforo:

Mesmo o fósforo não tendo elevada mobilidade, as altas taxas de aplicação superficial fazem com que o mesmo permeie os solos em profundidades razoáveis; esta lixiviação é muito facilitada pela presença de grandes quantidades de fósforo aplicadas ao solo, como é o caso da aplicação de esgotos, os quais são ricos em fósforo. No caso de Populina, este efeito ficou muito claro, pois ocorreu lixiviação de fósforo em todos os 12 pontos de monitoramento, inclusive sendo significativa a presença do elemento a profundidades maiores que 120cm, como ocorreu nos pontos P4, P5, P7, P10 e P12. Para efeito de compreensão, e considerando-se que $1\text{mg}/\text{dm}^3$ é igual a 1ppm, conforme o Quadro 36, pode-se verificar concentrações de 513ppm em profundidades de 0 a 5cm, bem como, concentrações de 180ppm a profundidades de 120cm.

O fósforo sofre a adsorção específica, que é a adsorção com alta energia por causa de ligações covalentes que o fósforo faz com as superfícies dos minerais, numa interação muito intensa que o retém, mantendo-o com pouca mobilidade. Com a supersaturação, os pontos de adsorção específica são atingidos e sobrecarregados, iniciando a movimentação do elemento no solo, com a possibilidade da lixiviação

Resultados e Discussão

atingir os lençóis subterrâneos que é, provavelmente, o que poderá ocorrer no caso de Populina com relação ao lençol freático, vide Figuras 91-A e B.

Normalmente, o fósforo é melhor absorvido pelas plantas em solos arenosos, em que o elemento está em estado mais disponível que em solos argilosos, onde ocorre a adsorção específica, a qual mantém o fósforo adsorvido aos minerais e não disponível para as plantas, pois esta liberação, em situação que não ocorra a supersaturação, chamada de retrogradação, pode levar anos.

Para avaliar-se a grandeza das concentrações encontradas no sistema de disposição de esgotos de Populina, a ocorrência de um solo com 30ppm de fósforo é suficiente para promover uma produção de milho da ordem de 6 a 8ton./ha/ano, que é considerada ótima.

Quadro 36 - Quantidade de fósforo em relação aos pontos de lançamento dos esgotos e à profundidade nos módulos I e IV (mg/dm^3).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1 (Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	17,0	271,0	465,0	430,0	501,0	221,0	191,0
5 - 10	5,0	349,0	430,0	423,0	228,0	146,0	79,0
10 - 15	3,0	276,0	292,0	272,0	199,0	141,0	46,0
15 - 20	4,0	171,0	202,0	119,0	135,0	111,0	29,0
20 - 25	3,0	141,0	128,0	202,0	103,0	96,0	16,0
25 - 30	1,0	109,0	82,0	143,0	67,0	87,0	11,0
30 - 60	1,0	44,0	45,0	130,0	96,0	116,0	1,0
60 - 90	1,0	39,0	3,0	112,0	118,0	169,0	7,0
90 - 120	1,0	29,0	1,0	34,0	103,0	180,0	6,0
Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1 (Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	17,0	513,0	314,0	292,0	303,0	186,0	281,0
5 - 10	5,0	253,0	343,0	349,0	257,0	29,0	123,0
10 - 15	3,0	239,0	199,0	156,0	156,0	20,0	118,0
15 - 20	4,0	349,0	163,0	163,0	125,0	13,0	103,0
20 - 25	3,0	126,0	128,0	116,0	86,0	8,0	78,0
25 - 30	1,0	163,0	111,0	86,0	88,0	3,0	78,0
30 - 60	1,0	11,0	69,0	50,0	47,0	1,0	106,0
60 - 90	1,0	73,0	3,0	7,0	88,0	1,0	50,0
90 - 120	1,0	164,0	2,0	5,0	68,0	1,0	99,0

Figura 91-A - Redução da quantidade de fósforo em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.

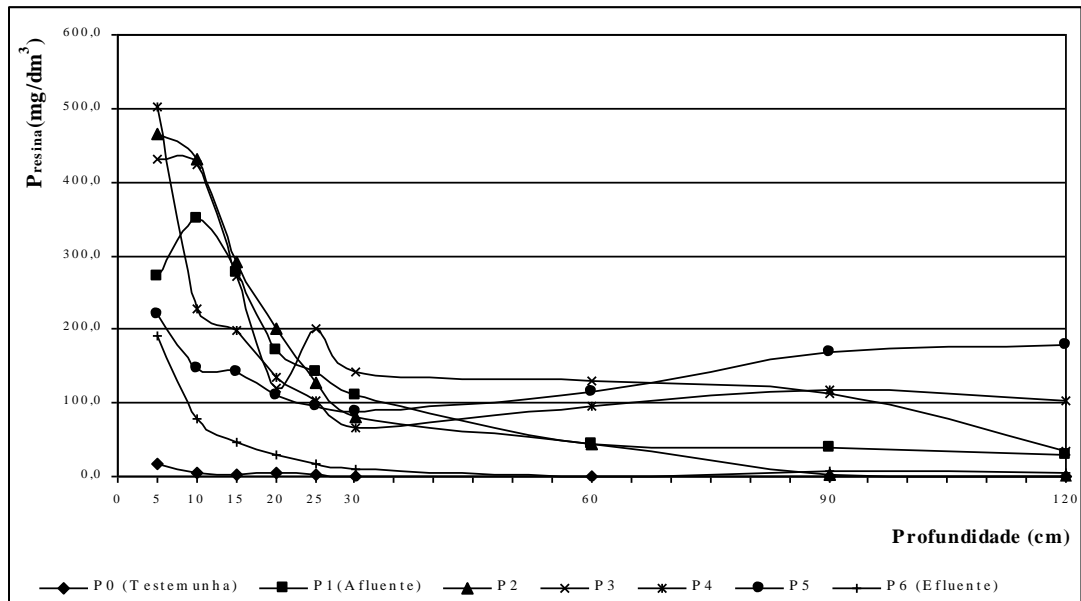
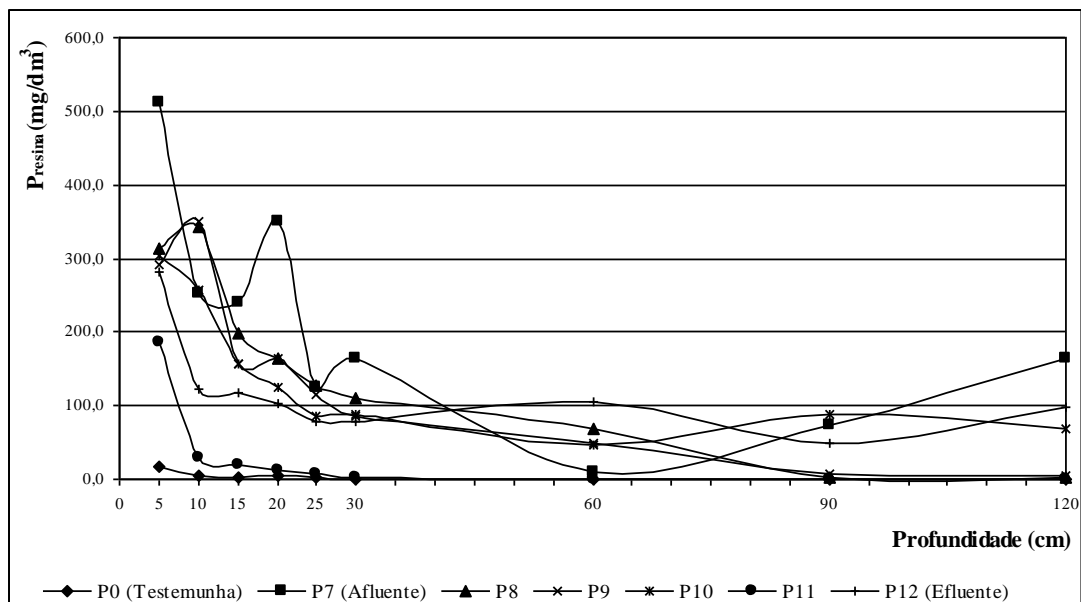


Figura 91-B - Redução da quantidade de fósforo em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.



5.3.2.4. Potássio:

O potássio é um elemento de alta mobilidade no solo; esta característica, somada às altas taxas de aplicação superficial da planta de tratamento de Populina, ou seja, associada às altas cargas hidráulicas, resultou num movimento de lixiviação do elemento, o que pode ser comprovado pelas baixas quantidades de potássio encontradas em todos os pontos de controle, quando comparados com o ponto testemunha (P0), conforme mostra o Quadro 37.

Esta lixiviação pode ser melhor comprovada, nos pontos de controle do módulo I, quando verifica-se que, somente nas profundidades de 90 e 120cm, é que as quantidades de potássio nos pontos de controle superam as encontradas no ponto testemunha, o qual não recebeu esgotos, e sofre influência única e exclusiva das cargas hidráulicas causadas pelas chuvas (vide Figuras 92-A e B).

Vale lembrar que os esgotos trazem mais cálcio e magnésio do que potássio, ou seja, as pequenas quantidades de potássio encontradas nos pontos de controle são fruto da mobilidade e lixiviação do elemento mas, também, das poucas quantidades trazidas de potássio pelos esgotos. Para ter-se uma idéia dos resultados encontrados e compará-los com as necessidades agronômicas, 90% das quantidades encontradas são consideradas médias, pois esta faixa média, está entre 1,6 e 3,0mmol/dm³, e os valores considerados muito altos estão acima de 6,0mmol/dm³.

Resultados e Discussão

Quadro 37 - Quantidade de potássio em relação aos pontos de lançamento dos esgotos e à profundidade nos módulos I e IV (mmol/dm³).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1(Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	5,2	3,8	5,7	3,6	5,8	2,3	2,2
5 - 10	5,2	2,3	2,4	2,0	1,3	1,3	0,9
10 - 15	5,2	2,2	1,4	1,4	1,1	1,2	0,5
15 - 20	3,9	1,1	1,0	1,0	1,0	0,9	0,4
20 - 25	3,6	1,2	1,4	1,3	0,8	0,7	0,3
25 - 30	3,1	1,1	0,7	1,2	0,8	0,7	0,3
30 - 60	3,2	1,3	0,5	1,2	1,1	0,9	0,4
60 - 90	1,5	1,2	0,5	0,8	1,0	1,7	0,5
90 - 120	0,5	1,1	0,5	1,1	1,0	1,8	0,5
Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P7 (Afluente)	P8	P9	P10	P11	P12 (Efluente)
0 - 5	5,2	4,9	5,8	9,0	6,3	0,9	2,7
5 - 10	5,2	3,2	1,7	3,4	1,4	0,1	0,8
10 - 15	5,2	2,5	1,1	0,8	0,7	0,1	0,4
15 - 20	3,9	2,3	0,8	0,6	0,5	0,1	0,2
20 - 25	3,6	1,0	0,9	0,5	0,3	0,1	0,2
25 - 30	3,1	1,0	0,8	0,4	0,4	0,1	0,2
30 - 60	3,2	0,7	0,5	0,1	0,4	0,4	0,3
60 - 90	1,5	1,0	0,5	0,1	1,0	0,2	0,7
90 - 120	0,5	1,0	0,5	0,1	1,1	0,4	0,5

Figura 92-A - Redução da quantidade de potássio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.

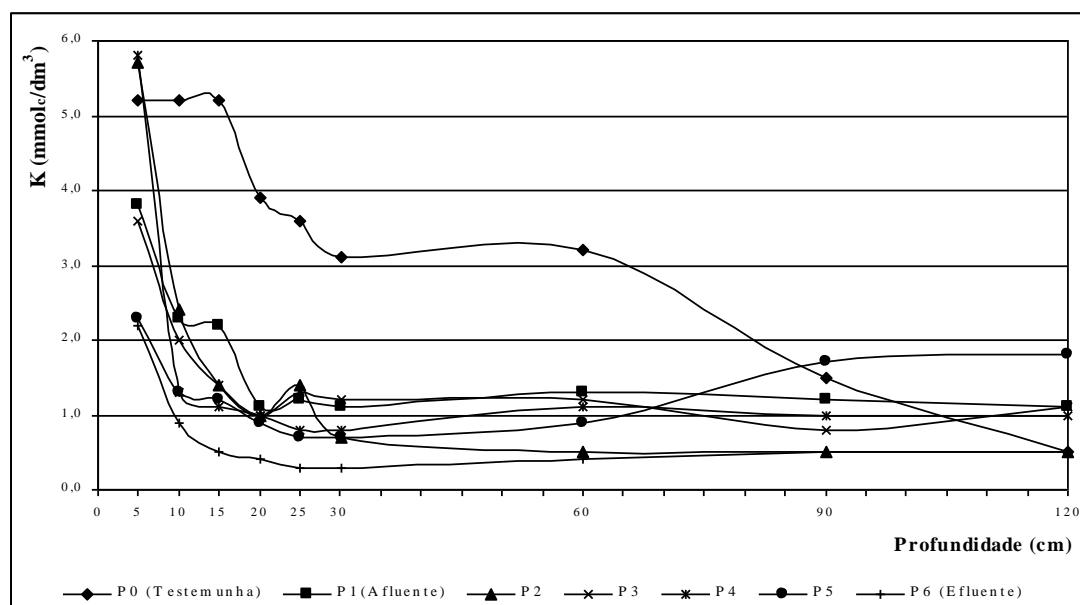
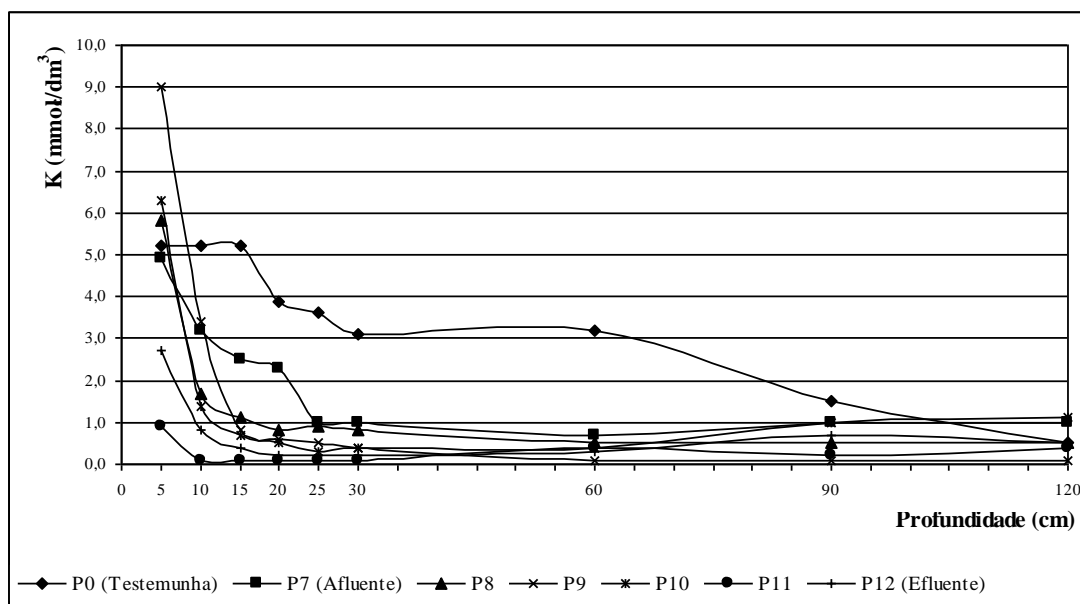


Figura 92-B - Redução da quantidade de potássio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.



5.3.2.5. Cálcio:

O cálcio é, naturalmente, mais abundante que o magnésio nos solos naturais, além de o cálcio trocável ser mais retido no solo por ser um íon hidratado de menor diâmetro.

A distribuição do cálcio ao longo dos módulos e em relação à profundidade, é extremamente semelhante à encontrada na matéria orgânica, ou seja, a retenção do elemento deu-se nos primeiros 30 metros em relação ao ponto de lançamento dos esgotos, e as retenções mais importantes ocorreram nas profundidades de até 20cm, vide Quadro 38 e Figuras 93-A e B.

Mesmo assim, diferentemente da matéria orgânica, os valores encontrados nos pontos de controle, às profundidades máximas pesquisadas de 120cm, foram todos maiores que o valor correspondente encontrado no ponto testemunha (P0).

Resultados e Discussão

Quadro 38 - Quantidade de cálcio em relação aos pontos de lançamento dos esgotos e à profundidade nos módulos I e IV ($\text{mmol}_c/\text{dm}^3$).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1(Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	14,0	92,0	144,0	95,0	81,0	35,0	43,0
5 - 10	11,0	45,0	75,0	64,0	39,0	23,0	26,0
10 - 15	9,0	38,0	39,0	32,0	32,0	23,0	21,0
15 - 20	9,0	23,0	31,0	20,0	25,0	21,0	19,0
20 - 25	9,0	20,0	24,0	24,0	23,0	22,0	15,0
25 - 30	8,0	17,0	22,0	21,0	22,0	22,0	14,0
30 - 60	5,0	15,0	19,0	17,0	16,0	19,0	7,0
60 - 90	5,0	13,0	12,0	13,0	16,0	22,0	7,0
90 - 120	5,0	12,0	10,0	11,0	16,0	20,0	6,0
Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P7 (Afluente)	P8	P9	P10	P11	P12 (Efluente)
0 - 5	14,0	95,0	95,0	144,0	117,0	54,0	50,0
5 - 10	11,0	45,0	60,0	85,0	38,0	20,0	19,0
10 - 15	9,0	36,0	32,0	23,0	25,0	23,0	17,0
15 - 20	9,0	53,0	26,0	23,0	22,0	19,0	17,0
20 - 25	9,0	25,0	22,0	23,0	21,0	18,0	15,0
25 - 30	8,0	20,0	18,0	22,0	24,0	14,0	14,0
30 - 60	5,0	11,0	12,0	14,0	18,0	5,0	21,0
60 - 90	5,0	16,0	11,0	12,0	16,0	5,0	19,0
90 - 120	5,0	16,0	11,0	12,0	12,0	4,0	19,0

Figura 93-A - Redução da quantidade de cálcio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.

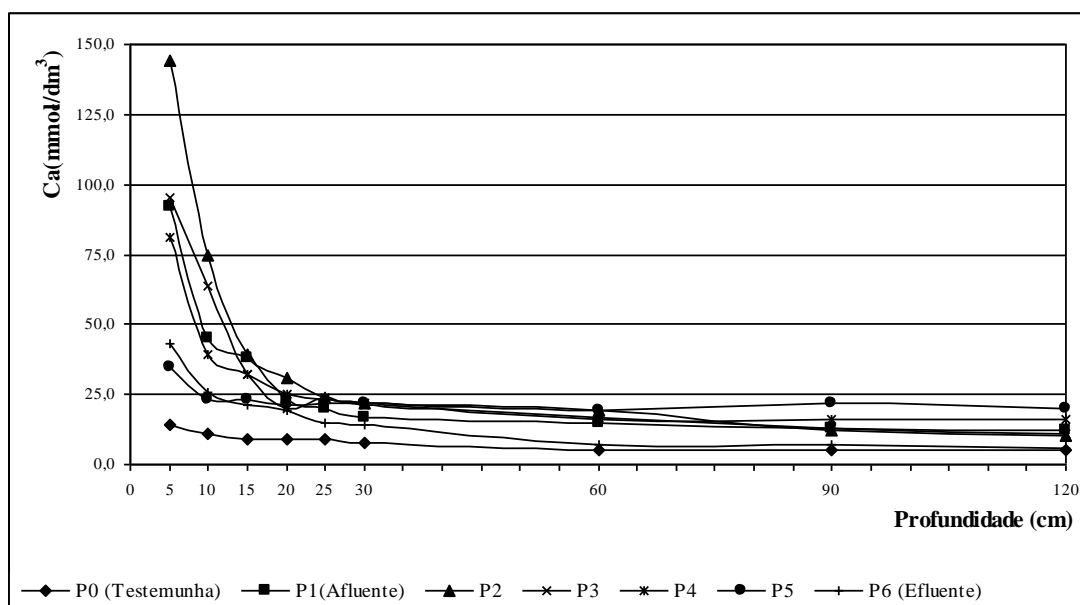
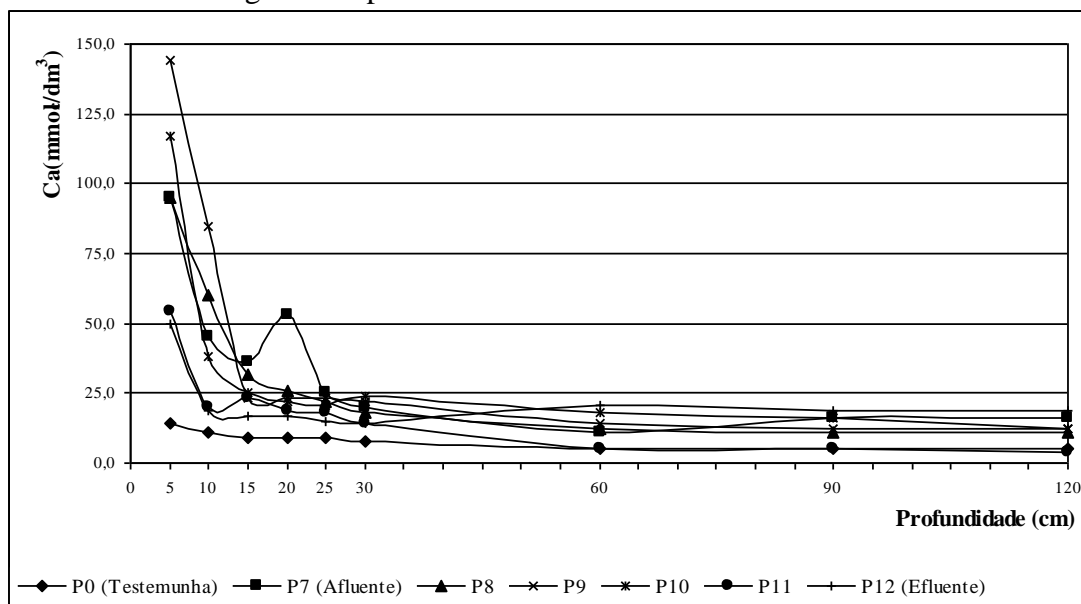


Figura 93-B. Redução da quantidade de cálcio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.



5.3.2.6. Magnésio:

Como o cálcio e o potássio, o magnésio é um importante cátion de caráter básico, daí ser denominado também de base trocável. O magnésio não é adsorvido fortemente pelas superfícies das argilas e da matéria orgânica como o cálcio, por esta razão, é mais facilmente lixiviado.

As maiores quantidades do magnésio trazidas pelos esgotos depositaram-se nos primeiros 30 metros de distância dos pontos de lançamento sendo que, a partir dos 50 metros dos pontos de lançamento dos esgotos, as concentrações de magnésio equipararam-se com as encontradas no ponto testemunha em todas as profundidades (vide Quadro 39). Outra constatação é que, em todos os pontos de controle, a partir da profundidade de 60cm, as quantidades de magnésio foram semelhantes às encontradas no ponto testemunha mostrando que, no caso de Populina, ocorreram poucas alterações no solo em relação ao elemento nas profundidades maiores que 60cm, conforme Figuras 94-A e B.

Para solos naturais adubados quimicamente, as concentrações de 0 a 4mmol/dm³ são consideradas baixas, enquanto que na faixa de 5 a 8 são consideradas médias e, acima de 8mmol/dm³ é que são consideradas altas.

Resultados e Discussão

Quadro 39 - Quantidade de magnésio em relação aos pontos de lançamento dos esgotos e à profundidade nos módulos I e IV (mmol/dm^3).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1 (Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	15,0	29,0	34,0	29,0	31,0	12,0	14,0
5 - 10	9,0	10,0	22,0	20,0	12,0	7,0	9,0
10 - 15	5,0	8,0	11,0	10,0	10,0	7,0	8,0
15 - 20	4,0	6,0	9,0	7,0	9,0	7,0	7,0
20 - 25	4,0	5,0	8,0	9,0	8,0	7,0	6,0
25 - 30	4,0	5,0	7,0	8,0	8,0	6,0	5,0
30 - 60	3,0	5,0	6,0	6,0	6,0	6,0	5,0
60 - 90	4,0	4,0	4,0	4,0	6,0	8,0	4,0
90 - 120	4,0	4,0	3,0	5,0	7,0	8,0	3,0
Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P7 (Afluente)	P8	P9	P10	P11	P12 (Efluente)
0 - 5	15,0	29,0	29,0	43,0	34,0	14,0	17,0
5 - 10	9,0	14,0	17,0	27,0	11,0	6,0	7,0
10 - 15	5,0	10,0	9,0	8,0	8,0	8,0	6,0
15 - 20	4,0	14,0	7,0	7,0	7,0	6,0	6,0
20 - 25	4,0	6,0	7,0	7,0	6,0	7,0	5,0
25 - 30	4,0	5,0	6,0	7,0	7,0	6,0	5,0
30 - 60	3,0	4,0	5,0	5,0	6,0	3,0	8,0
60 - 90	4,0	5,0	4,0	4,0	6,0	1,0	7,0
90 - 120	4,0	5,0	4,0	4,0	5,0	2,0	7,0

Figura 94-A - Redução da quantidade de magnésio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.

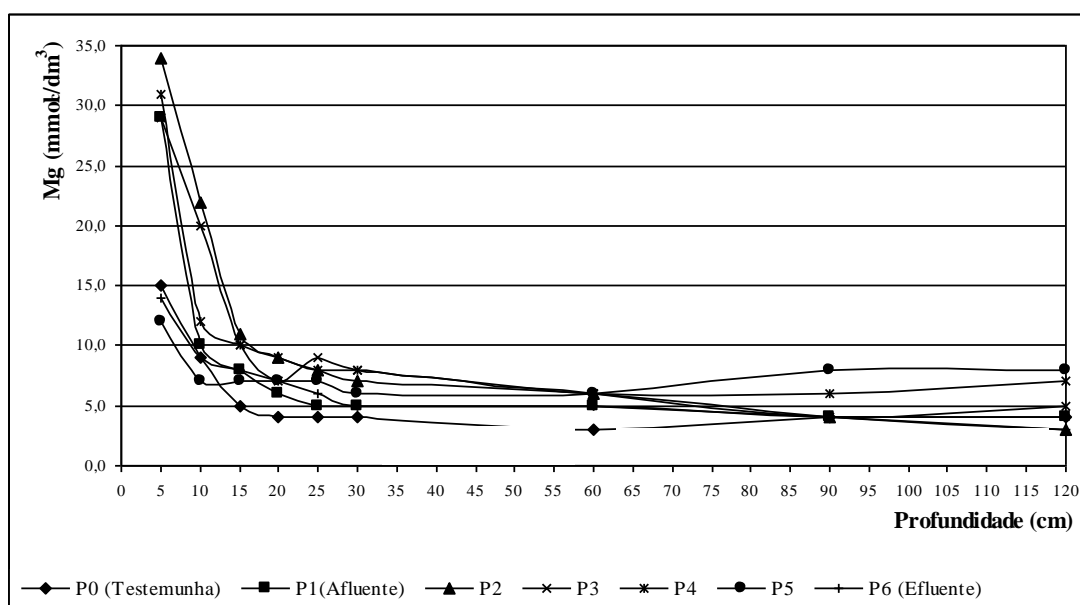
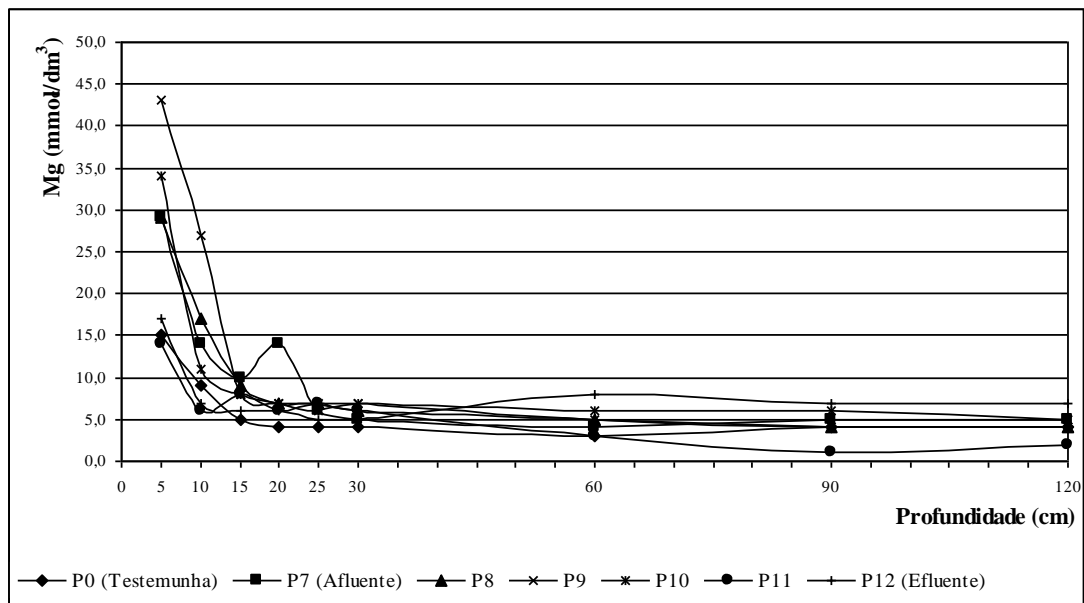


Figura 94-B - Redução da quantidade de magnésio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.



5.3.2.7. Enxofre:

Do total do enxofre presente nos solos úmidos, 70% está na forma orgânica (aminoácidos, proteínas, vitaminas, coenzimas, ésteres, antibióticos, etc.), enquanto que as principais formas inorgânicas são os sulfatos e o enxofre elementar.

O enxofre é facilmente lixiviado no solo pelas águas pluviais, ou por cargas hidráulicas artificiais, como foi o caso da planta de Populina. Este elemento encontra-se em equilíbrio delicado com o fósforo, o qual mobiliza, e por sua vez é imobilizado, tornando-se móvel quando este equilíbrio é desestabilizado.

A mobilidade do enxofre é elevada e, portanto, pode apresentar concentrações maiores em horizontes mais profundos, como mostra o Quadro 40, onde pode-se observar a elevação das concentrações do enxofre a partir de 60cm de profundidade, em todos os pontos, com exceção do ponto testemunha, que manteve valores decrescentes em todo o seu perfil, característica dos solos naturais.

As maiores concentrações de enxofre ocorreram nos primeiros 30 metros a partir dos pontos de lançamento nos dois módulos, notadamente até a profundidade de 10cm, conforme resultados apresentados nas Figuras 95-A e B.

Resultados e Discussão

Quadro 40 - Quantidade de enxofre em relação aos pontos de lançamentos de esgotos e à profundidade nos módulos I e IV ($\text{mmol}_c/\text{dm}^3$).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1 (Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	5,0	302,0	179,0	134,0	51,0	12,0	7,0
5 - 10	5,0	14,0	54,0	35,0	9,0	4,0	4,0
10 - 15	7,0	8,0	7,0	7,0	4,0	4,0	5,0
15 - 20	6,0	4,0	3,0	6,0	4,0	3,0	4,0
20 - 25	6,0	3,0	3,0	5,0	3,0	2,0	4,0
25 - 30	5,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	4,0
30 - 60	4,0	3,0	3,0	5,0	5,0	3,0	3,0
60 - 90	3,0	10,0	13,0	5,0	5,0	4,0	7,0
90 - 120	3,0	10,0	17,0	6,0	6,0	5,0	10,0
Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P7 (Afluente)	P8	P9	P10	P11	P12 (Efluente)
0 - 5	5,0	80,0	117,0	130,0	65,0	9,0	7,0
5 - 10	5,0	19,0	29,0	30,0	10,0	4,0	11,0
10 - 15	7,0	10,0	7,0	3,0	3,0	4,0	10,0
15 - 20	6,0	7,0	5,0	4,0	3,0	3,0	8,0
20 - 25	6,0	3,0	5,0	4,0	4,0	3,0	7,0
25 - 30	5,0	3,0	4,0	4,0	4,0	3,0	7,0
30 - 60	4,0	6,0	6,0	5,0	4,0	3,0	8,0
60 - 90	3,0	7,0	14,0	7,0	14,0	6,0	29,0
90 - 120	3,0	7,0	15,0	10,0	16,0	5,0	7,0

Figura 95-A - Redução da quantidade de enxofre em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.

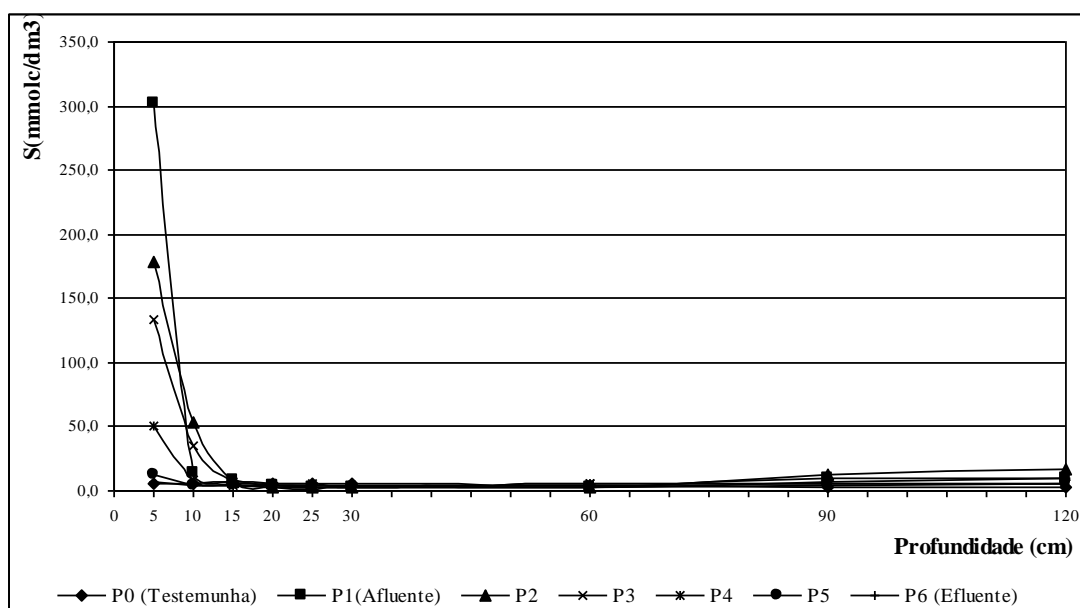
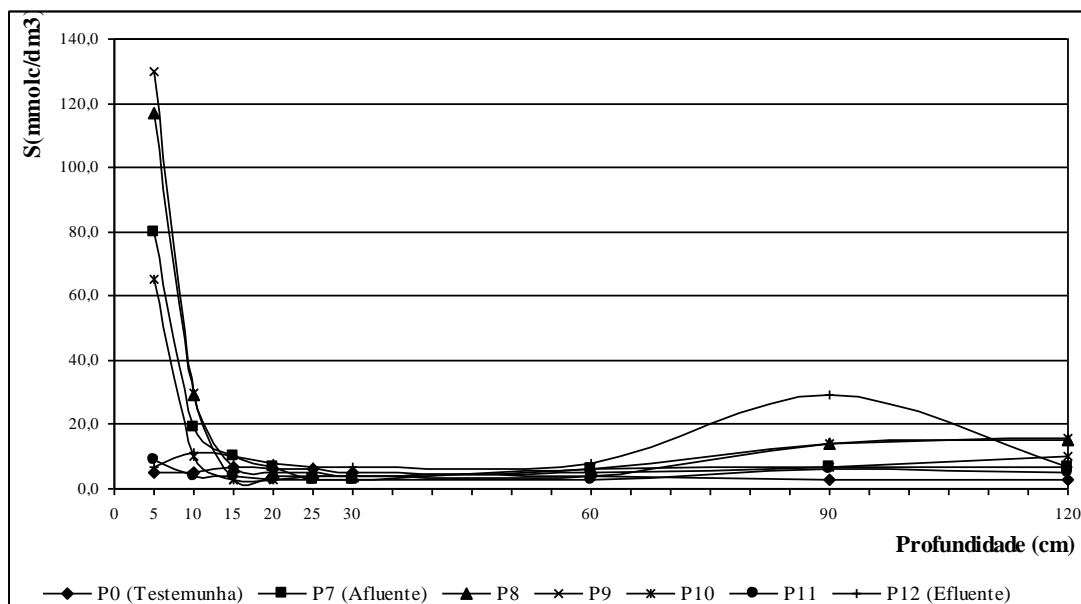


Figura 95-B - Redução da quantidade de enxofre em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.



5.3.2.8. pH:

A presença da matéria orgânica no solo eleva a capacidade de troca catiônica, proporcionando o aparecimento de cargas negativas, e o efeito de tamponamento nos valores do pH, encontrados em todos os pontos de controle que tiveram seus valores aumentados em relação aos da superfície. Os baixos níveis encontrados de Alumínio, também propiciaram a discreta elevação dos valores de pH observados com o aumento da profundidade, em todos os pontos de controle. No ponto testemunha, o pH foi reduzindo-se, em relação à profundidade, pelas razões opostas às acima descritas.

Além do acréscimo da quantidade de matéria orgânica, outro fator que concorreu para o efeito de tamponamento do pH, foram as subemergências causadas pelas aplicações dos esgotos a cada 4 dias, que proporciona um aumento do pH nos solos ácidos e a sua diminuição nos solos básicos, independente do valor original do pH do solo, conforme pode ser verificado no Quadro 41.

Os valores considerados muito baixos para o pH dos solos são aqueles abaixo de 4,3; os baixos estão na faixa de 4,4 a 5,0; os médios entre 5,1 a 5,5; os altos de 5,6

Resultados e Discussão

a 6,0 e, acima de 6,0, muito altos. Assim, os valores encontrados no ponto testemunha foram de médios a baixos e, os verificados nos pontos de controle, de baixos e médios a altos e muito altos, conforme demonstram o Quadro 41 e as Figuras 96-A e B.

Quadro 41 - Valores de pH em relação aos pontos de lançamento dos esgotos e à profundidade nos módulos I e IV (CaCl₂).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1 (Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	5,2	5,4	4,8	4,9	4,9	4,9	5,1
5 - 10	4,9	4,8	5,0	5,0	5,2	5,0	5,3
10 - 15	4,6	4,7	5,2	5,1	5,3	5,2	5,5
15 - 20	4,5	5,2	5,4	5,2	5,4	5,2	5,6
20 - 25	4,6	5,2	5,4	5,1	5,6	5,3	5,6
25 - 30	4,5	5,1	5,7	5,3	5,5	5,2	5,6
30 - 60	4,6	5,5	5,6	5,2	5,4	5,3	5,0
60 - 90	4,5	6,0	6,0	5,1	5,3	5,4	4,5
90 - 120	4,5	5,9	5,9	5,5	5,5	5,2	4,3
Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P7 (Afluente)	P8	P9	P10	P11	P12 (Efluente)
0 - 5	5,2	5,3	5,1	4,9	4,6	5,6	4,9
5 - 10	4,9	4,7	5,2	4,7	4,7	6,3	4,7
10 - 15	4,6	4,6	5,4	5,3	5,1	6,4	5,0
15 - 20	4,5	4,8	5,5	5,5	5,3	6,4	5,2
20 - 25	4,6	5,0	5,5	5,6	5,5	6,4	5,3
25 - 30	4,5	5,2	5,6	5,7	5,5	6,2	5,4
30 - 60	4,6	5,9	5,5	5,7	5,7	4,4	5,5
60 - 90	4,5	5,6	5,6	5,5	5,2	4,4	5,0
90 - 120	4,5	5,5	5,7	5,7	4,9	4,5	5,4

Resultados e Discussão

Figura 96-A - Evolução dos valores do pH em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.

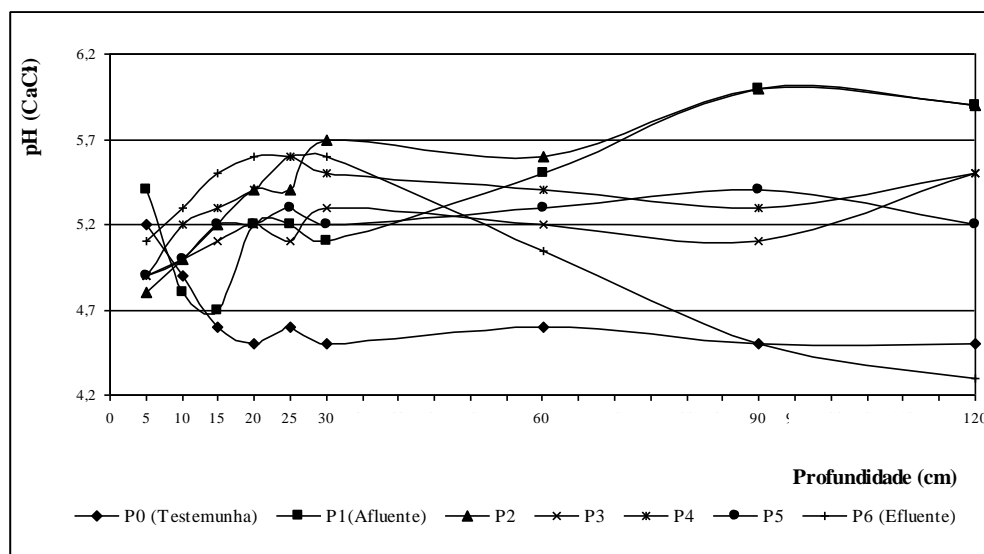
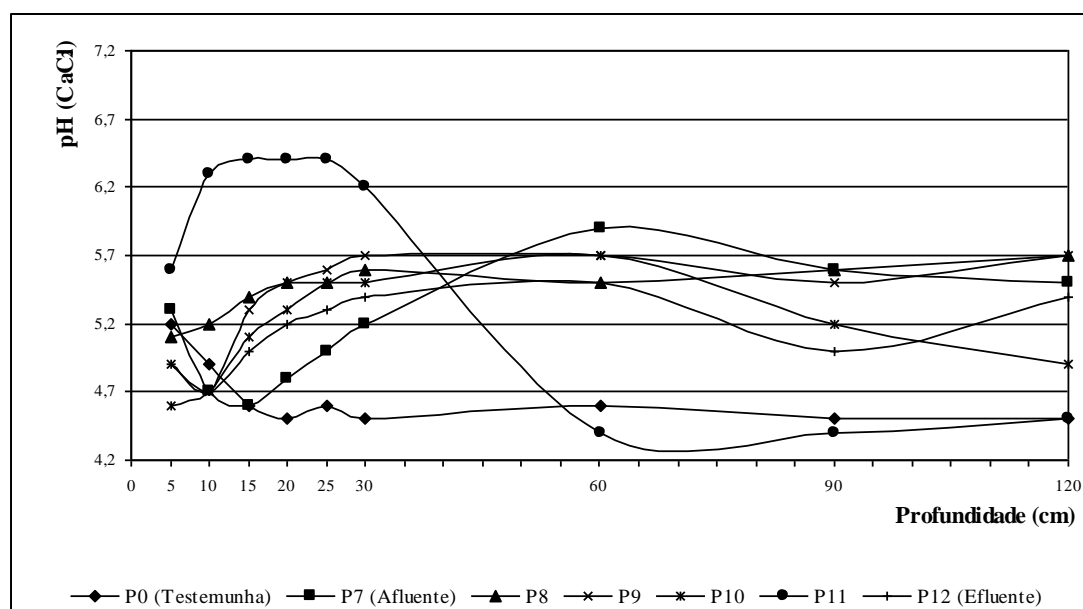


Figura 96-B - Evolução dos valores do pH em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.



5.3.2.9. Capacidade de troca catiônica:

A capacidade de troca de cátions do solo (CTC) é definida como sendo a soma total de cátions que o solo pode reter nas superfícies coloidais (argila e matéria orgânica), prontamente disponível à assimilação pelas plantas.

A presença de matéria orgânica eleva, proporcionalmente, os valores de CTC, daí a grande semelhança na distribuição dos valores da CTC e da matéria orgânica, tanto em relação aos pontos de lançamento, como em relação às profundidades, conforme Quadro 42 e Figuras 97-A e B.

A maior parte da CTC (99%) é dada pelos cátions Ca, Mg, K, Al e H, o restante é dado por outros cátions como Fe, Cu, Mn, entre outros, com efeito desprezível. O Ca, o Mg e o K são cátions de caráter básico, daí serem chamados de bases trocáveis, de onde originam e compõem a Soma de Bases Trocáveis, enquanto que o Al e o H, são cátions de caráter ácido, de onde originam a acidez potencial.

Quadro 42 - Valores de capacidade de troca catiônica (CTC) em relação aos pontos de lançamento dos esgotos e à profundidade nos módulos I e IV ($\text{mmol}_c/\text{dm}^3$).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1 _(Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	52,0	155,0	245,0	191,0	164,0	81,0	91,0
5 - 10	44,0	88,0	146,0	128,0	77,0	51,0	54,0
10 - 15	42,0	82,0	73,0	64,0	62,0	50,0	45,0
15 - 20	38,0	51,0	59,0	42,0	51,0	45,0	41,0
20 - 25	39,0	44,0	50,0	56,0	49,0	47,0	35,0
25 - 30	35,0	38,0	45,0	49,0	46,0	46,0	32,0
30 - 60	27,0	35,0	39,0	43,0	40,0	43,0	29,0
60 - 90	28,0	29,0	27,0	34,0	40,0	73,0	34,0
90 - 120	23,0	28,0	24,0	30,0	38,0	49,0	33,0
Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P7 (Afluente)	P8	P9	P10	P11	P12 (Efluente)
0 - 5	52,0	166,0	174,0	272,0	233,0	88,0	104,0
5 - 10	44,0	114,0	113,0	190,0	80,0	36,0	47,0
10 - 15	42,0	85,0	59,0	103,0	54,0	42,0	41,0
15 - 20	38,0	109,0	50,0	47,0	45,0	36,0	38,0
20 - 25	39,0	52,0	44,0	44,0	41,0	36,0	34,0
25 - 30	35,0	42,0	38,0	42,0	47,0	32,0	32,0
30 - 60	27,0	26,0	29,0	32,0	38,0	29,0	43,0
60 - 90	28,0	37,0	28,0	28,0	39,0	23,0	43,0
90 - 120	23,0	37,0	28,0	28,0	34,0	23,0	41,0

5.3.2.10. Condutividade elétrica:

A condutividade elétrica (CE) de uma solução é proporcional à sua concentração iônica; esta relação permite conhecer a salinidade de uma solução através da medição de sua condutividade elétrica. Dentre os elementos responsáveis pela salinização (aumento da CE) de um solo, sobremaneira com a disposição de esgotos domésticos é o Sódio.

Como regra genérica, valores de CE acima de 4dS/m podem apresentar problemas pois, pelo desequilíbrio do potencial osmótico, as plantas podem perder água para o solo, e a busca deste equilíbrio demanda consumo de energia e, portanto, prejudica o desenvolvimento do vegetal. Este valor de CE foi ultrapassado, no caso do sistema de tratamento de Populina, nas faixas de 10 a 30 metros de distância dos pontos de lançamentos dos esgotos, a profundidades inferiores a 10cm, conforme pode ser observado no Quadro 43 e nas Figuras 98-A e B.

Quadro 43 - Valores de Condutividade Elétrica (CE) em relação aos pontos de lançamento dos esgotos e à profundidade nos módulos I e IV (dS/m).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1 (Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	0,27	0,32	4,33	3,19	4,21	0,16	0,15
5 - 10	0,11	2,85	2,14	2,17	0,12	0,67	0,47
10 - 15	0,16	1,68	1,15	0,83	0,65	0,45	0,31
15 - 20	0,17	0,71	0,65	0,54	0,48	0,27	0,27
20 - 25	0,16	0,44	0,47	0,33	0,25	0,30	0,32
25 - 30	0,14	0,32	0,32	0,97	0,27	0,21	0,29
30 - 60	0,16	0,26	0,30	0,47	0,80	1,07	0,18
60 - 90	0,09	0,29	0,23	0,93	1,20	0,33	0,19
90 - 120	0,08	0,31	0,19	1,07	0,30	0,27	0,22
Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P7 (Afluente)	P8	P9	P10	P11	P12 (Efluente)
0 - 5	0,27	2,05	0,29	7,18	4,08	3,21	3,28
5 - 10	0,11	4,74	0,19	3,04	2,10	0,57	1,26
10 - 15	0,16	2,53	0,81	0,79	0,74	1,24	0,63
15 - 20	0,17	3,14	0,51	0,55	0,41	0,02	0,47
20 - 25	0,16	0,15	0,27	0,30	0,34	0,31	0,16
25 - 30	0,14	0,81	0,29	0,28	1,21	0,28	0,19
30 - 60	0,16	0,30	0,20	0,32	0,20	0,27	0,23
60 - 90	0,09	0,42	0,25	0,24	0,32	0,18	0,30
90 - 120	0,08	0,22	0,29	0,27	0,59	0,23	0,25

Figura 98-A - Evolução dos valores da CE em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.

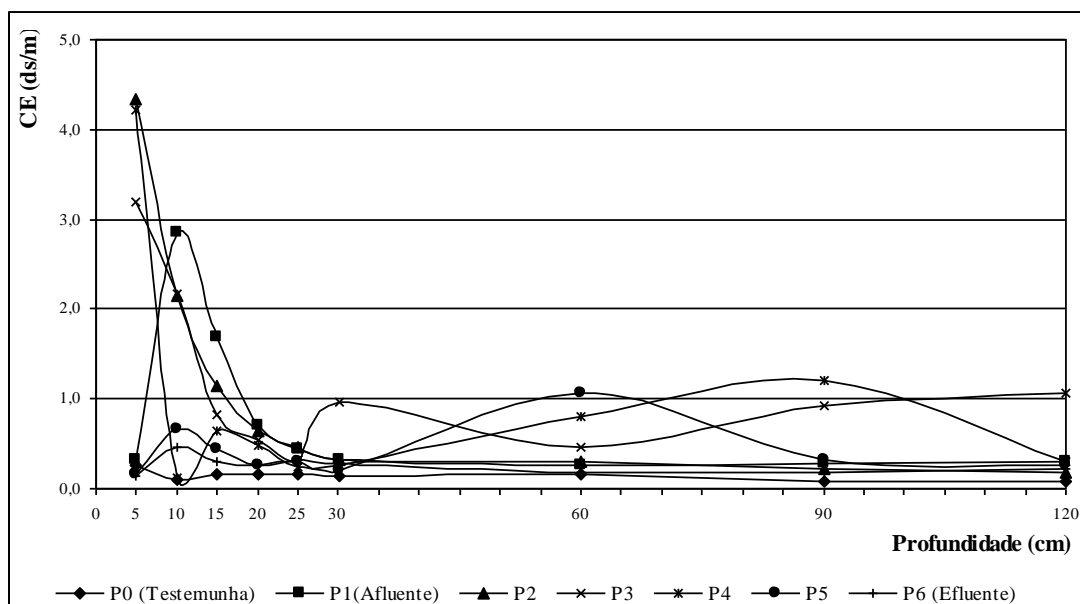
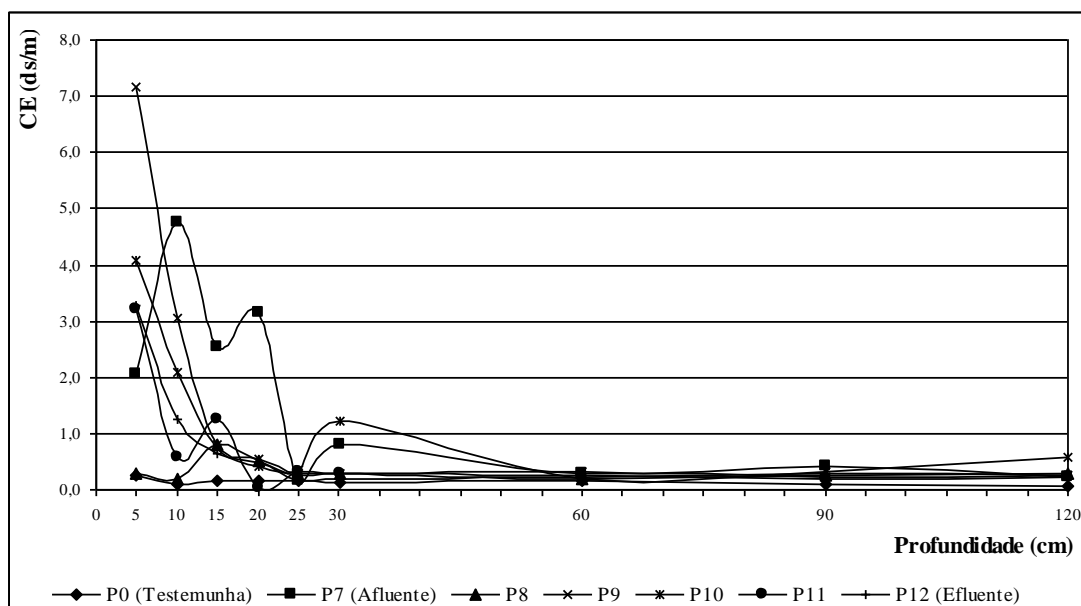


Figura 98-B - Evolução dos valores da CE em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.



5.3.2.11. Relação de adsorção de sódio:

De uma forma simplificada, pode-se dizer que a relação de adsorção de sódio (RAS) mede o equilíbrio entre a presença de sódio e cálcio mais magnésio, ou seja, é

diretamente proporcional à concentração de sódio e inversamente proporcional à raiz quadrada da metade da soma das concentrações de cálcio e magnésio, com as concentrações expressas em mEq/L.

Em 1984, a RAS medida na planta de Populina foi de 0,50 na superfície e 0,83mEq/L a 30cm de profundidade; em 1996, os valores encontrados foram de 1,44 na superfície, e 1,78mEq/L a 30 cm de profundidade.

O sódio é um elemento de alta mobilidade e apareceu em todos os pontos de controle e em todos os horizontes, com valores elevados nas profundidades até 20cm; entretanto, como as concentrações mais significativas de cálcio e magnésio foram encontradas nas profundidades de até 10cm, até estas profundidades, a RAS manteve-se em níveis aceitáveis, vindo a elevar-se abaixo dos 15cm de profundidade, onde existem concentrações menores de sódio, porém menores ainda e pouco significativas de cálcio e magnésio. Estas relações estão demonstradas no Quadro 44 e nas Figuras 99-A e B.

As plantas possuem cargas elétricas negativas e têm, portanto, tendência a absorver cátions, em busca da neutralidade. Assim, os cátions competem pelos mesmos sítios no mecanismo carregador, para entrar nas células das raízes; neste caso, pela abundância de Na em relação aos outros cátions (supersaturação), as plantas absorvem o sódio em detrimento da absorção de Ca, Mg e K, mesmo o sódio não sendo nutriente, o que causará deficiências induzidas nos vegetais plantados em solos com estas características.

Resultados e Discussão

Quadro 44 - Valores de RAS em relação aos pontos de lançamento de esgotos e às profundidades nos módulos I e IV.

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1(Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	1,14	4,74	4,75	5,44	4,52	6,79	7,94
5 - 10	3,22	4,10	6,83	8,07	12,77	14,51	11,99
10 - 15	3,22	4,31	10,02	10,95	13,53	17,62	2,74
15 - 20	3,40	10,87	9,65	12,83	13,77	5,60	2,88
20 - 25	3,86	12,56	3,20	3,66	14,48	16,55	3,15
25 - 30	3,00	3,41	3,40	13,69	12,87	4,88	4,35
30 - 60	2,22	3,33	3,53	13,74	10,64	17,03	8,92
60 - 90	0,08	2,65	3,41	3,00	13,01	17,35	9,41
90 - 120	0,89	3,39	3,49	3,18	4,43	18,06	12,31
Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P7 (Afluente)	P8	P9	P10	P11	P12 (Efluente)
0 - 5	1,14	6,66	7,55	5,07	4,89	5,27	5,08
5 - 10	3,22	4,22	7,16	5,00	5,97	11,77	8,44
10 - 15	3,22	4,48	10,34	10,28	9,75	3,51	8,44
15 - 20	3,40	4,33	13,34	2,91	2,95	3,40	2,89
20 - 25	3,86	6,57	3,56	3,36	13,02	4,12	3,07
25 - 30	3,00	13,57	3,46	13,68	12,62	4,70	3,44
30 - 60	2,22	3,50	3,29	11,42	3,43	6,70	3,41
60 - 90	0,08	11,94	2,94	2,77	3,80	6,18	3,25
90 - 120	0,89	3,34	2,74	2,90	10,47	6,57	4,44

Figura 99-A - Evolução dos valores de RAS em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.

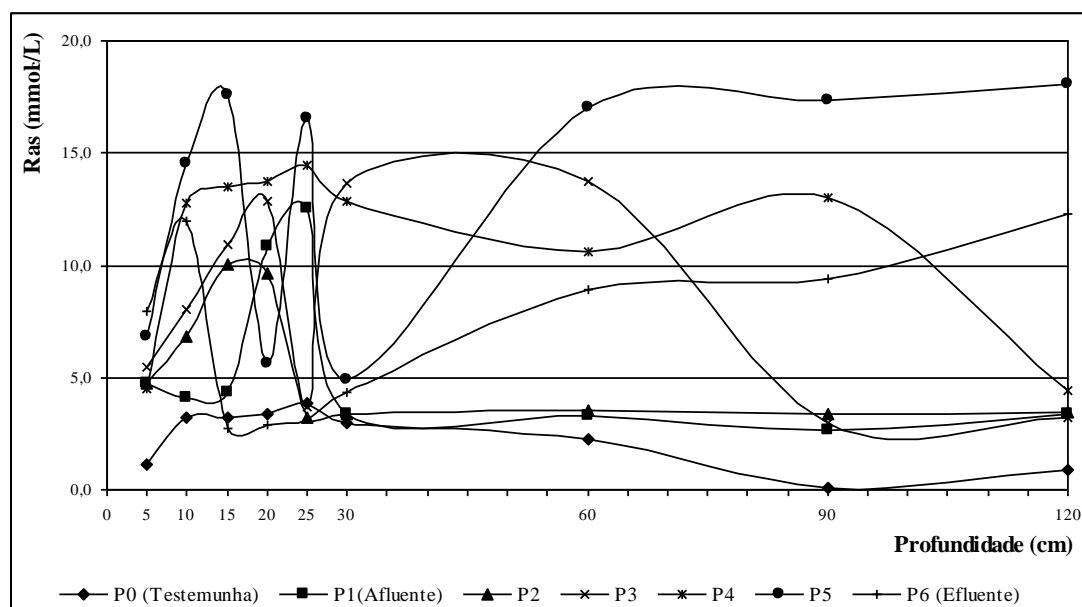
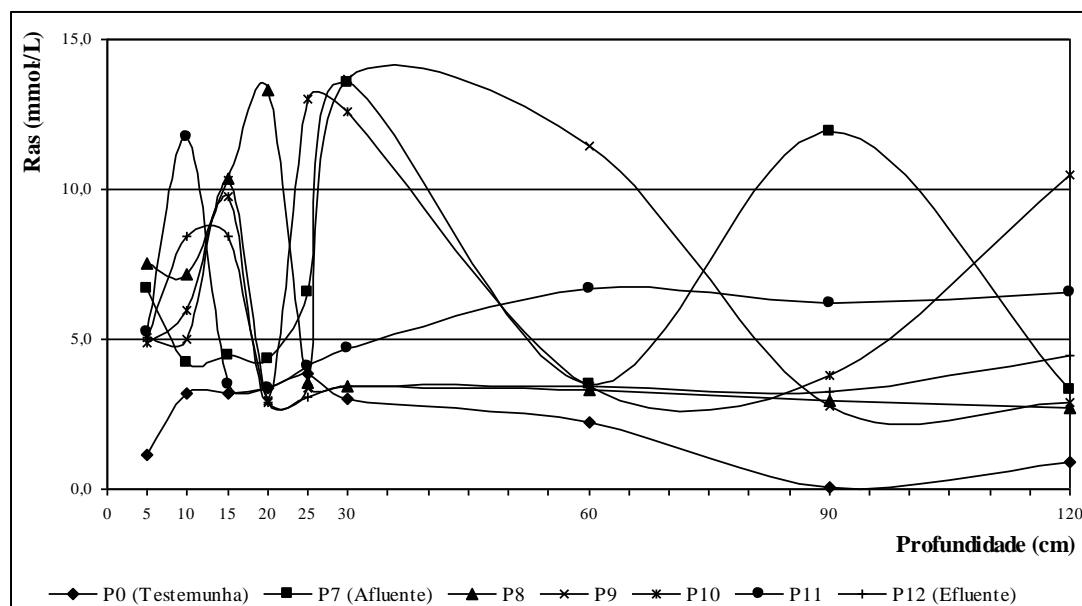


Figura 99-B - Evolução dos valores de RAS em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo IV.



5.3.2.12. Sódio trocável:

O sódio trocável foi detectado em todos os pontos de controle nos módulos I e IV e, também, em todas as profundidades destes pontos, as maiores concentrações deram-se, mais significativamente, nas profundidades até 30cm, conforme Quadro 45 e Figuras 100-A e B. Os valores encontrados foram muito superiores aos verificados no ponto testemunha, fora dos módulos de tratamento (P0). Dois fatos merecem destaque, o primeiro é que os valores verificados nos dois pontos localizados imediatamente nos lançamentos dos esgotos (P1 e P7), têm seus valores menores que os valores dos pontos de controles a jusante até os 30 metros de distância destes; este fato poderá, em futuras pesquisas, fornecer respostas interessantes a respeito da movimentação do sódio trocável no solo, entretanto um dos fatores pode ser a carga hidráulica concentrada logo no lançamento dos esgotos. O segundo fato é que, nos pontos mais a jusante dos módulos, o sódio pode estar atingindo o lençol freático.

Resultados e Discussão

Quadro 45 - Valores de sódio trocável em relação aos pontos de lançamento e à profundidade nos módulos I e IV (mmol/dm^3).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1(Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	0,48	7,50	8,80	9,00	11,60	5,44	5,57
5 - 10	0,48	4,00	7,80	10,90	5,83	3,48	2,52
10 - 15	0,52	3,30	4,00	3,30	3,39	2,65	1,87
15 - 20	0,52	2,80	2,80	3,00	2,74	2,52	1,87
20 - 25	0,48	2,00	2,20	3,00	2,39	2,39	1,65
25 - 30	0,52	1,70	1,90	2,40	2,13	2,22	1,78
30 - 60	1,00	1,50	1,80	2,10	2,35	2,17	3,43
60 - 90	0,13	1,30	1,30	1,90	1,96	2,65	2,87
90 - 120	0,09	1,70	1,30	1,80	1,96	2,74	2,83
Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P7 (Afluente)	P8	P9	P10	P11	P12 (Efluente)
0 - 5	0,48	8,39	9,48	16,17	15,30	5,57	7,52
5 - 10	0,48	7,65	11,09	13,91	6,35	2,17	2,52
10 - 15	0,52	5,65	3,04	2,83	2,39	2,17	1,91
15 - 20	0,52	6,04	2,26	2,17	1,96	2,06	1,83
20 - 25	0,48	3,04	1,91	1,78	1,70	2,22	1,70
25 - 30	0,52	2,65	1,52	1,78	1,70	2,26	1,65
30 - 60	1,00	1,70	1,43	1,65	1,78	2,43	1,83
60 - 90	0,13	1,91	1,43	1,48	1,78	1,87	1,87
90 - 120	0,09	1,74	1,26	1,39	1,91	2,22	1,96

Figura 100-A - Evolução das concentrações de sódio trocável em relação ao ponto de lançamento e à profundidade no módulo I.

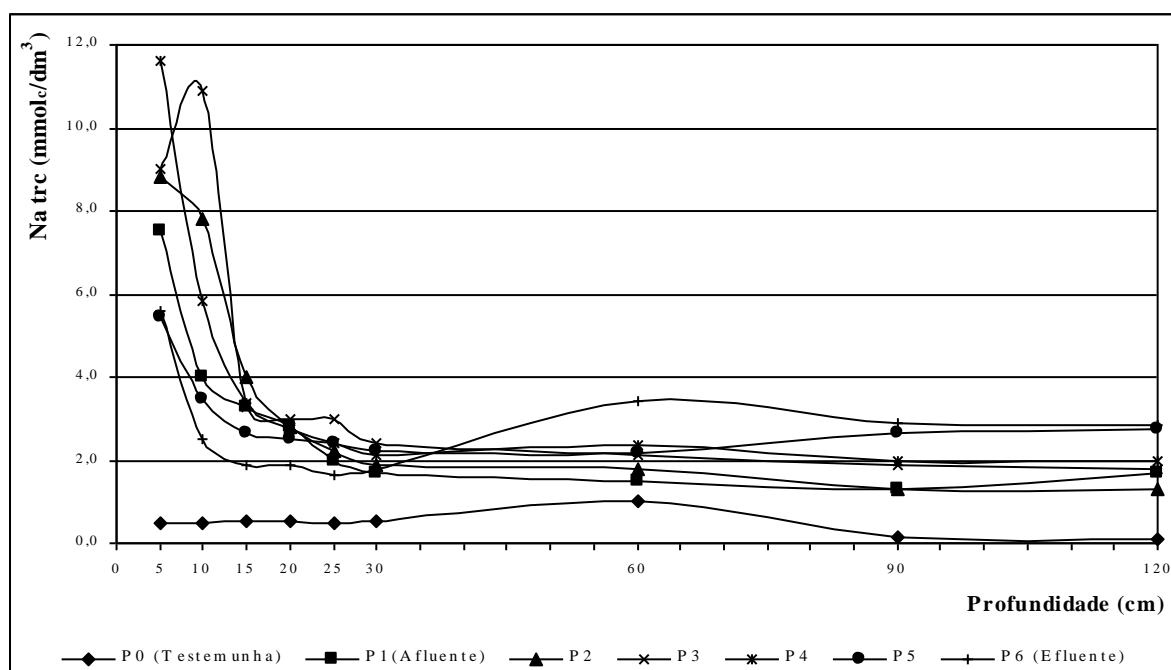
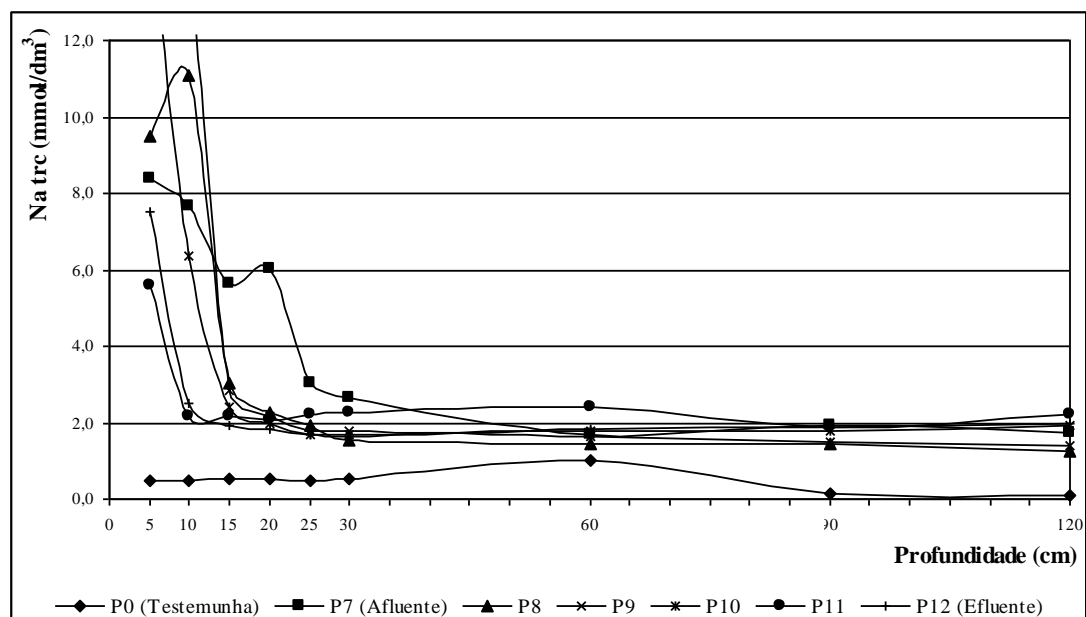


Figura 100-B - Evolução das concentrações de sódio trocável em relação ao ponto de lançamento e à profundidade no módulo IV.



5.3.2.12. Metais pesados:

Neste item, serão apresentados e discutidos os dados e resultados obtidos com as amostras coletadas no módulo I, considerando-se que os resultados obtidos com as amostras coletadas e analisadas do módulo IV foram muito semelhantes às do módulo I, com exceção de alguns elementos que apresentaram concentrações discretamente superiores no módulo IV, pelo fato de que, neste, o tempo de detenção é um pouco maior, pois possui anteparos transversais para redistribuição do fluxo e redução da declividade de 5 em 5 metros, enquanto que no módulo I estes anteparos estão instalados de 10 em 10 metros.

Alguns elementos considerados como metais pesados para os engenheiros e sanitaristas são, na verdade micronutrientes das plantas, como é o caso do boro, cobre, ferro, manganês, zinco e molibdênio. Para efeito destas análises e comentários, esta diferenciação não será feita.

A grande maioria dos elementos pesquisados e analisados apresentou comportamento semelhante, com concentrações elevadas na faixa que vai do ponto de lançamento dos esgotos até aos 30 e 50 metros deste ponto inicial, sendo que a maioria destes metais pesados concentrou-se, significativamente, nas profundidades

de até 15 e 20cm, conforme pode ser verificado nos Quadros de 46 a 57, e nas Figuras de 101 a 112.

O cobre e o zinco, teoricamente em concentrações acima de 10ppm (10mg/dm³), podem vir a ser tóxicos às plantas e, concentrações muito acima deste limite foram detectadas, sem que os efeitos tóxicos fossem verificados. Isto pode ser creditado à sinergia causada pela presença elevada de diversos elementos no meio, o que possibilita às plantas sobreviverem com a absorção seletiva do que necessitam e não lhes é tóxico. O efeito da sinergia, dado pela presença elevada de diversos elementos, pode também estar, de uma certa forma, selecionando e adaptando espécies de plantas mais resistentes, fato este registrado e que será comentado nos itens posteriores.

Efeito semelhante pode ter ocorrido com o ferro em que, não raro, são encontradas concentrações de 150ppm em solos naturais porém, raramente, acima de 250ppm; valores muito acima destes foram detectados nos solos do sistema de Populina, sem prejuízo às plantas.

Medições interessantes a serem feitas futuramente, envolvem os valores encontrados no ponto de controle P3, o qual localiza-se a 20 metros do ponto de lançamento dos esgotos no módulo I, e que apresentou valores elevados das concentrações de cromo, mercúrio, níquel, chumbo e alumínio, em todas as profundidades, sem que isto tenha sido detectado em ponto correspondente no módulo IV, que é o ponto de controle P9. Deverão ser repetidas coletas e amostras pois, se isto for confirmado, existem grandes riscos de contaminação dos lençóis subterrâneos, fato este não confirmado nas pesquisas realizadas com os aquíferos subterrâneos, apresentadas mais adiante.

Níveis desprezíveis de molibdênio foram detectados em todos os horizontes, enquanto que níveis elevados de ferro encontraram-se em todas as profundidades. Fato não esperado e que apareceu nas medições, foram os níveis de chumbo encontrados, principalmente, na faixa de 10 a 30 metros de distância do ponto de lançamento do esgotos e, mais acentuadamente, até aos 15cm de profundidade; pode-se imaginar que, este elemento encontrado em baixas concentrações no ponto testemunha (P0), pode ter suas concentrações muito elevadas nos outros pontos e profundidades, pelos despejos dos dois postos de abastecimento de combustíveis

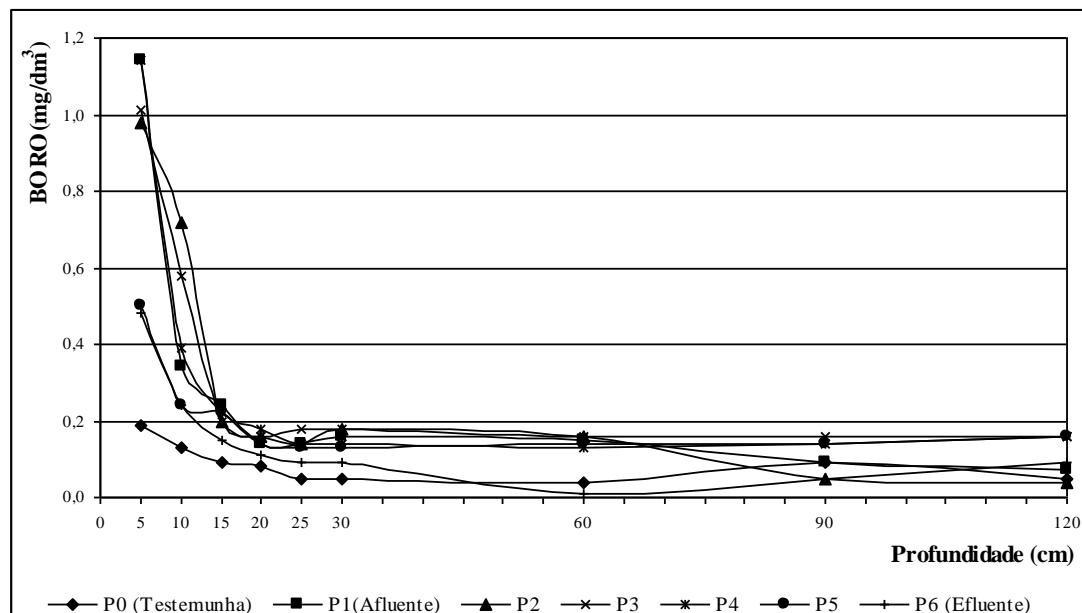
Resultados e Discussão

existentes na zona urbana de Populina que, se comparados com o número total de ligações, não podem ser considerados desprezíveis.

Quadro 46 - Concentrações de boro em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I (mg/dm^3).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1(Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	0,19	1,14	0,98	1,01	1,14	0,50	0,48
5 - 10	0,13	0,34	0,72	0,58	0,39	0,24	0,24
10 - 15	0,09	0,24	0,20	0,20	0,22	0,22	0,15
15 - 20	0,08	0,14	0,16	0,16	0,18	0,14	0,11
20 - 25	0,05	0,14	0,14	0,18	0,14	0,13	0,09
25 - 30	0,05	0,16	0,18	0,18	0,14	0,13	0,09
30 - 60	0,04	0,15	0,16	0,16	0,13	0,14	0,01
60 - 90	0,09	0,09	0,05	0,16	0,14	0,14	0,05
90 - 120	0,05	0,07	0,04	0,16	0,16	0,16	0,09

Figura 101 - Redução das concentrações de boro em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.

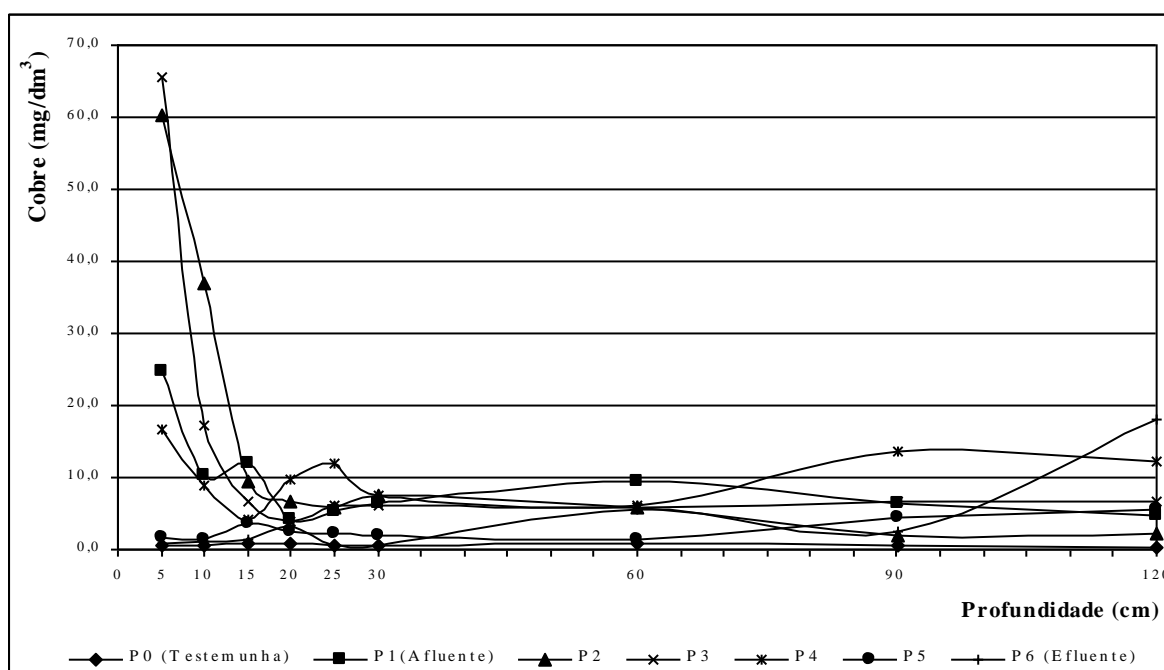


Resultados e Discussão

Quadro 47 - Concentrações de cobre em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I (mg/dm³).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1 (Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	0,6	24,6	60,4	65,5	16,8	1,8	0,9
5 - 10	0,6	10,2	36,9	17,1	8,9	1,4	1,1
10 - 15	0,7	12,0	9,5	6,8	4,3	3,6	1,3
15 - 20	0,7	4,1	6,8	3,9	9,7	2,5	3,2
20 - 25	0,5	5,2	5,8	6,2	11,9	2,2	0,5
25 - 30	0,5	6,4	7,5	6,2	7,5	2,0	0,5
30 - 60	0,8	9,5	5,9	5,7	6,1	1,3	5,5
60 - 90	0,5	6,5	1,9	6,8	13,6	4,5	2,6
90 - 120	0,4	4,6	2,2	6,8	12,1	5,5	18,0

Figura 102 - Redução das concentrações de cobre em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.

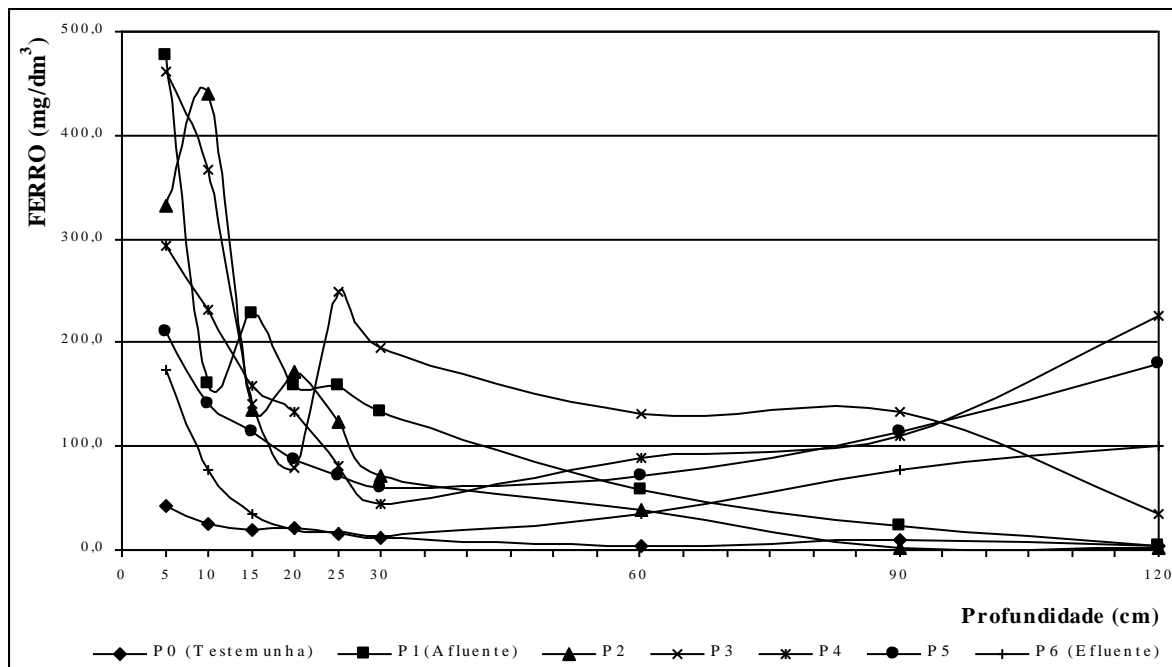


Resultados e Discussão

Quadro 48 - Concentrações de ferro em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I (mg/dm^3).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1(Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	42,0	477,0	332,0	462,0	294,0	210,0	173,0
5 - 10	26,0	161,0	441,0	366,0	231,0	141,0	77,0
10 - 15	20,0	228,0	135,0	140,0	158,0	113,0	35,0
15 - 20	22,0	159,0	171,0	79,0	134,0	86,0	19,0
20 - 25	15,0	158,0	123,0	249,0	82,0	71,0	17,0
25 - 30	12,0	134,0	71,0	195,0	45,0	59,0	14,0
30 - 60	4,0	57,0	38,0	132,0	89,0	72,0	34,0
60 - 90	9,0	23,0	1,0	133,0	110,0	113,0	77,0
90 - 120	3,0	4,0	2,0	34,0	225,0	180,0	101,0

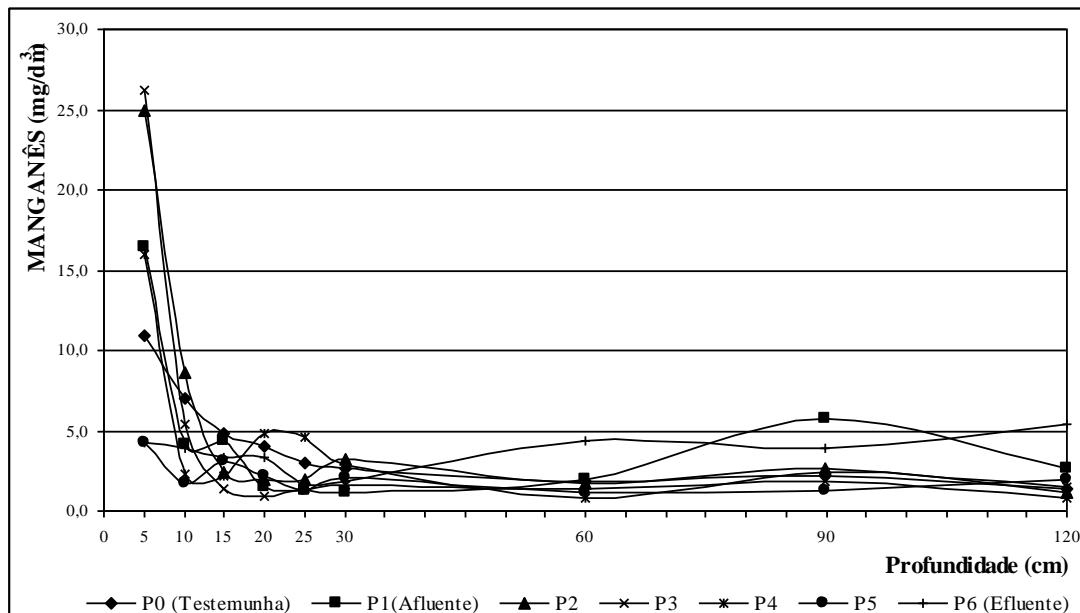
Figura 103 - Redução das concentrações de ferro em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.



Quadro 49 - Concentrações de manganês em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I (mg/dm^3).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1(Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	10,9	16,4	24,9	26,2	16,0	4,3	4,3
5 - 10	7,0	4,1	8,6	5,4	2,3	1,7	3,9
10 - 15	4,8	4,4	2,4	1,4	2,2	3,1	3,3
15 - 20	4,0	1,5	2,0	0,9	4,8	2,2	3,3
20 - 25	3,0	1,3	2,0	1,4	4,6	1,3	1,6
25 - 30	2,6	1,1	3,2	1,6	2,9	2,1	1,8
30 - 60	1,8	2,0	1,7	1,4	0,8	1,1	4,4
60 - 90	2,2	5,8	2,7	1,8	2,4	1,3	3,9
90 - 120	1,4	2,6	1,2	0,8	1,5	1,9	5,4

Figura 104 - Redução das concentrações de manganês em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.

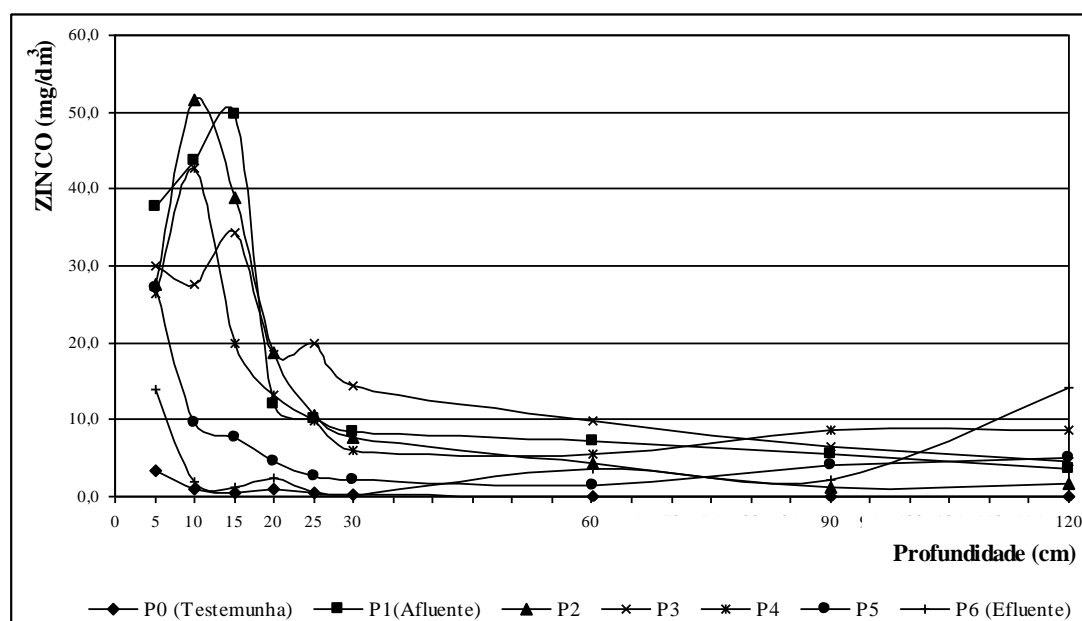


Resultados e Discussão

Quadro 50 - Concentrações de zinco em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I (mg/dm³).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1(Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	3,3	37,6	27,7	30,1	26,4	27,1	13,9
5 - 10	0,9	43,6	51,5	27,7	42,6	9,6	2,0
10 - 15	0,5	49,8	38,9	34,3	19,8	7,6	1,3
15 - 20	1,0	11,9	18,8	18,5	13,2	4,6	2,3
20 - 25	0,4	10,2	10,6	19,8	9,9	2,6	0,4
25 - 30	0,2	8,5	7,8	14,5	5,9	2,1	0,3
30 - 60	0,1	7,3	4,2	9,9	5,4	1,5	3,6
60 - 90	0,1	5,5	1,3	6,5	8,7	4,0	2,2
90 - 120	0,0	3,6	1,7	4,6	8,7	5,0	14,2

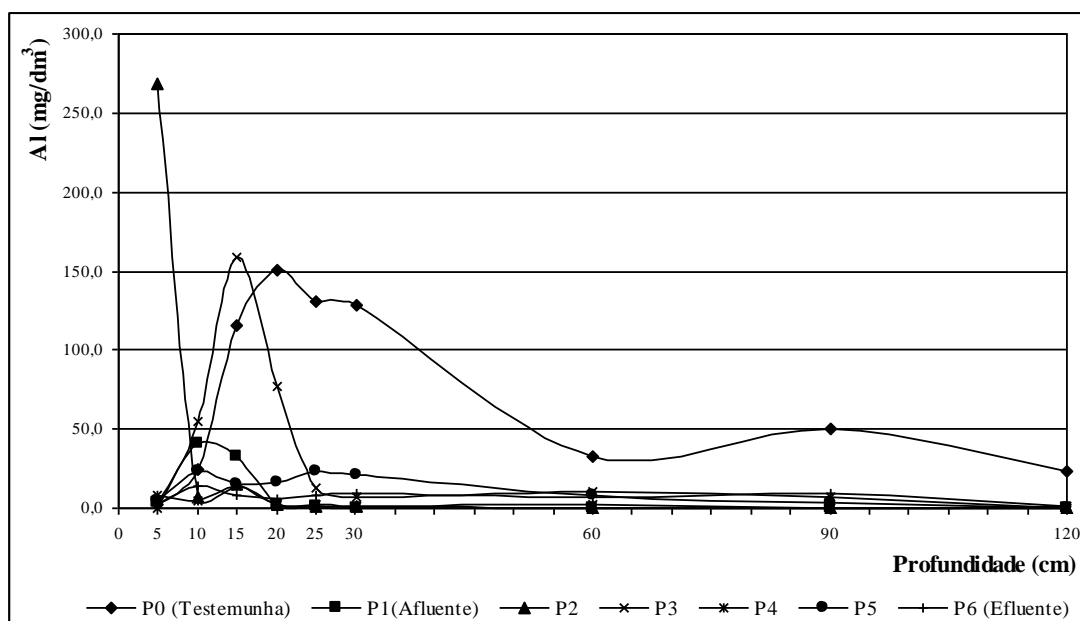
Figura 105 - Redução das concentrações de zinco em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.



Quadro 51 - Concentrações de alumínio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I (mg/dm^3).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1(Afluent e)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	2,02	3,90	268,77	0,51	7,72	4,25	2,76
5 - 10	24,80	41,05	6,62	55,10	4,79	22,77	14,18
10 - 15	115,82	32,44	15,75	158,35	13,71	15,42	7,70
15 - 20	150,70	2,17	2,26	76,79	2,09	16,81	5,36
20 - 25	130,71	1,39	1,32	12,28	2,17	23,36	8,26
25 - 30	127,89	0,19	0,88	7,19	0,74	21,26	9,13
30 - 60	32,93	0,00	0,00	10,72	2,86	8,24	7,02
60 - 90	50,33	0,10	0,10	7,46	0,19	3,90	9,41
90 - 120	23,53	0,21	0,00	0,00	1,48	0,32	1,15

Figura 106 - Redução das concentrações de alumínio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.

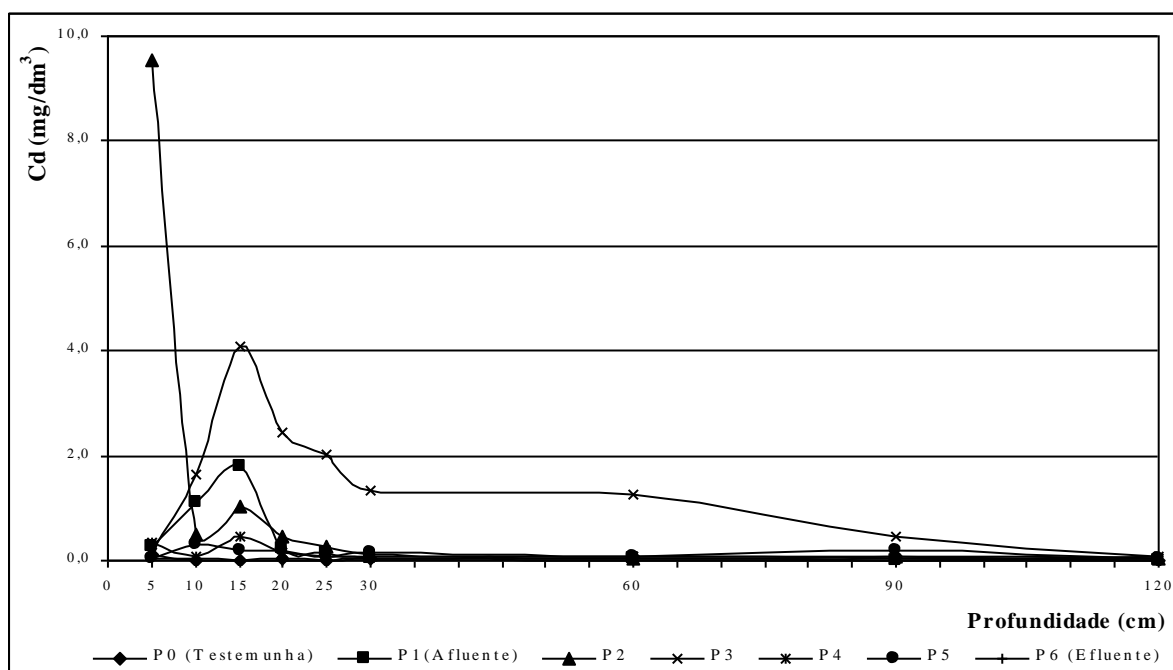


Resultados e Discussão

Quadro 52 - Concentrações de cádmio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I (mg/dm³).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1(Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	0,11	0,25	9,55	0,14	0,34	0,04	0,04
5 - 10	0,01	1,12	0,49	1,64	0,08	0,31	0,04
10 - 15	0,00	1,80	1,02	4,10	0,46	0,19	0,00
15 - 20	0,02	0,21	0,47	2,44	0,17	0,19	0,00
20 - 25	0,00	0,15	0,27	2,03	0,08	0,07	0,00
25 - 30	0,05	0,02	0,12	1,34	0,08	0,17	0,04
30 - 60	0,08	0,03	0,05	1,26	0,07	0,08	0,01
60 - 90	0,06	0,01	0,07	0,47	0,02	0,19	0,00
90 - 120	0,00	0,01	0,03	0,07	0,05	0,03	0,09

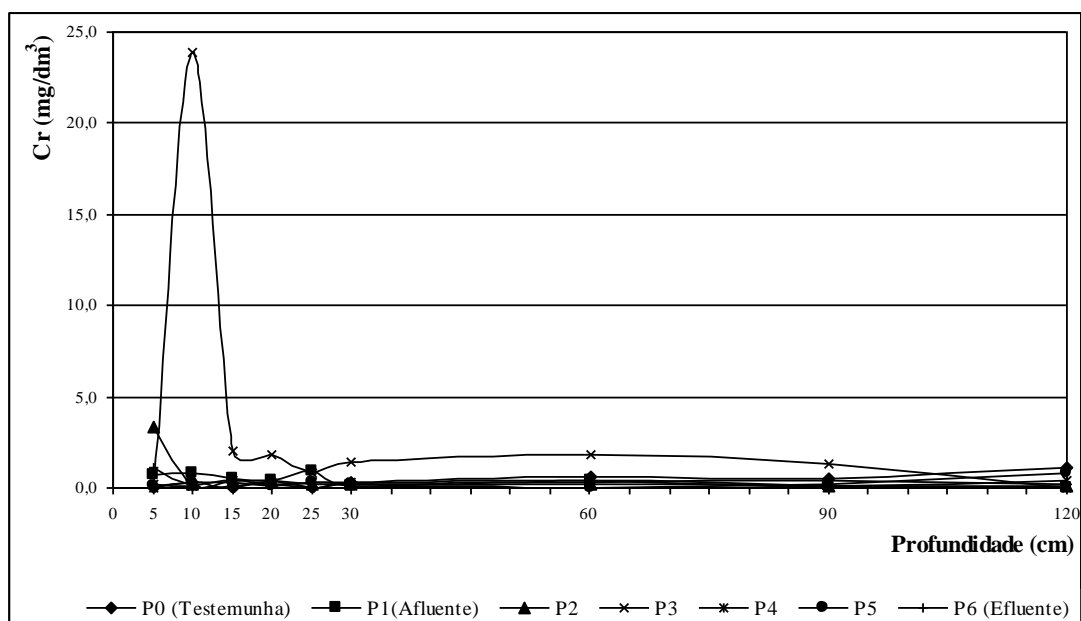
Figura 107 - Redução das concentrações de cádmio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.



Quadro 53 - Concentrações de cromo em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I (mg/dm³).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1(Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	0,00	0,72	3,37	0,00	0,20	0,08	1,08
5 - 10	0,27	0,77	0,21	23,84	0,14	0,33	0,08
10 - 15	0,00	0,46	0,41	1,98	0,43	0,30	0,09
15 - 20	0,42	0,39	0,40	1,86	0,20	0,07	0,17
20 - 25	0,00	0,87	0,19	0,80	0,29	0,30	0,00
25 - 30	0,27	0,13	0,22	1,38	0,31	0,22	0,24
30 - 60	0,56	0,38	0,19	1,78	0,37	0,01	0,34
60 - 90	0,46	0,10	0,06	1,36	0,08	0,20	0,39
90 - 120	1,15	0,03	0,13	0,00	0,39	0,84	0,25

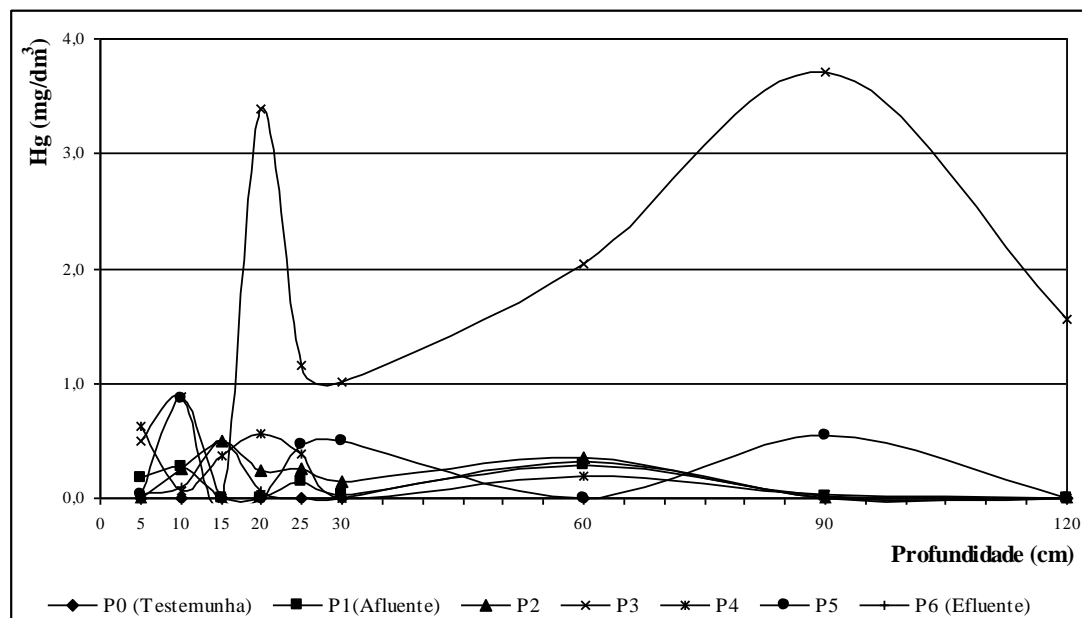
Figura 108 - Redução das concentrações de cromo em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.



Quadro 54 - Concentrações de mercúrio relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I (mg/dm³).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1(Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	0,00	0,18	0,00	0,50	0,63	0,03	0,03
5 - 10	0,00	0,28	0,26	0,88	0,07	0,86	0,09
10 - 15	0,00	0,00	0,49	0,00	0,37	0,00	0,50
15 - 20	0,00	0,00	0,24	3,39	0,57	0,00	0,07
20 - 25	0,00	0,14	0,26	1,15	0,38	0,47	0,00
25 - 30	0,00	0,03	0,14	1,01	0,00	0,50	0,00
30 - 60	0,00	0,29	0,36	2,04	0,19	0,00	0,32
60 - 90	0,00	0,01	0,00	3,71	0,03	0,55	0,00
90 - 120	0,00	0,00	0,00	1,56	0,00	0,00	0,00

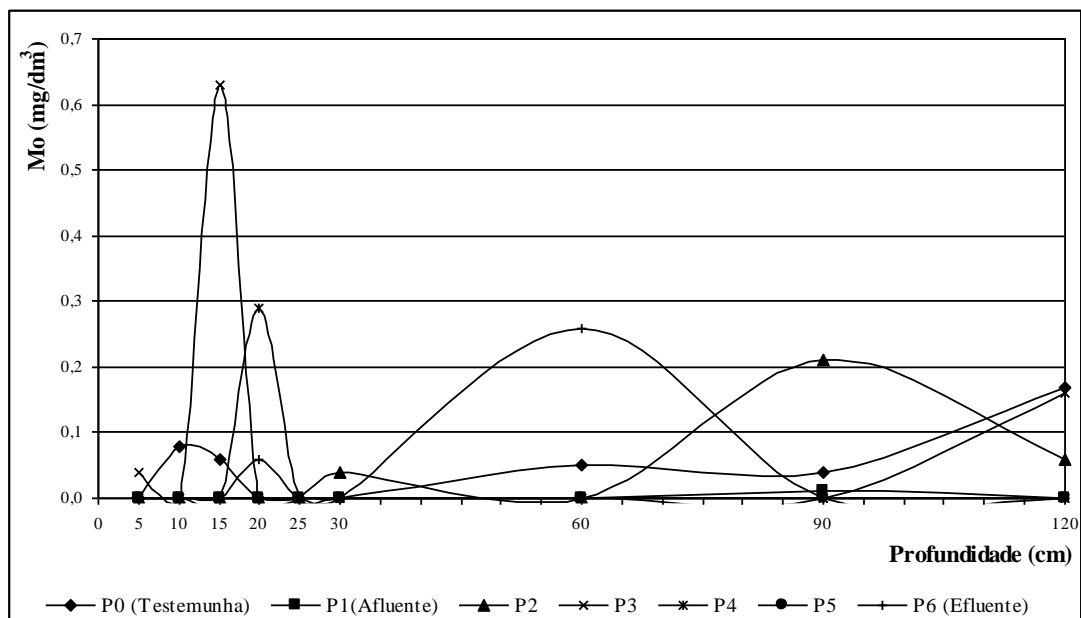
Figura 109 - Redução das concentrações de mercúrio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.



Quadro 55 - Concentrações de molibdênio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I (mg/dm^3).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1 (Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
5 - 10	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
10 - 15	0,06	0,00	0,00	0,63	0,00	0,00	0,00
15 - 20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,29	0,00	0,06
20 - 25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
25 - 30	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
30 - 60	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26
60 - 90	0,04	0,01	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00
90 - 120	0,17	0,00	0,06	0,16	0,00	0,00	0,00

Figura 110 - Redução das concentrações de molibdênio em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.

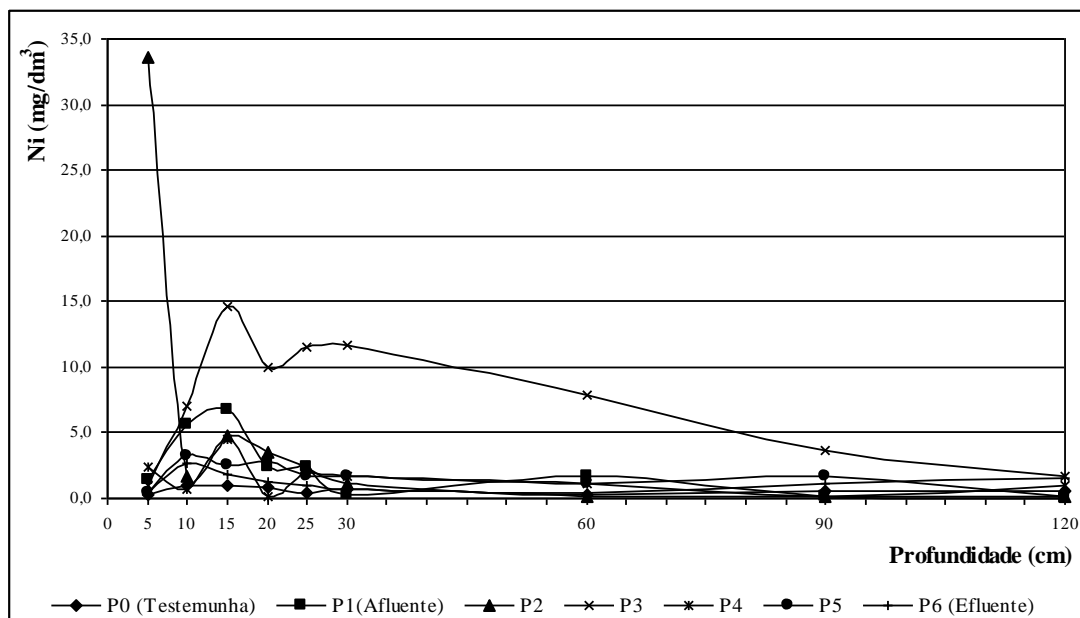


Resultados e Discussão

Quadro 56 - Concentrações de níquel em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I (mg/dm³).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1 (Afluente)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	0,31	1,36	33,58	0,93	2,34	0,49	0,45
5 - 10	0,99	5,57	1,70	7,07	0,74	3,17	2,66
10 - 15	1,00	6,71	4,80	14,59	4,54	2,47	1,77
15 - 20	0,80	2,43	3,54	10,04	0,16	2,75	1,31
20 - 25	0,36	2,36	2,40	11,52	1,96	1,66	0,95
25 - 30	0,70	0,25	1,12	11,63	1,65	1,63	0,67
30 - 60	0,23	1,62	0,10	7,91	1,17	1,14	0,40
60 - 90	0,60	0,12	0,15	3,70	0,13	1,67	1,12
90 - 120	0,50	0,06	0,08	1,70	1,00	0,21	1,52

Figura 111 - Redução das concentrações de níquel em relação ao ponto de lançamento dos esgotos e à profundidade no módulo I.

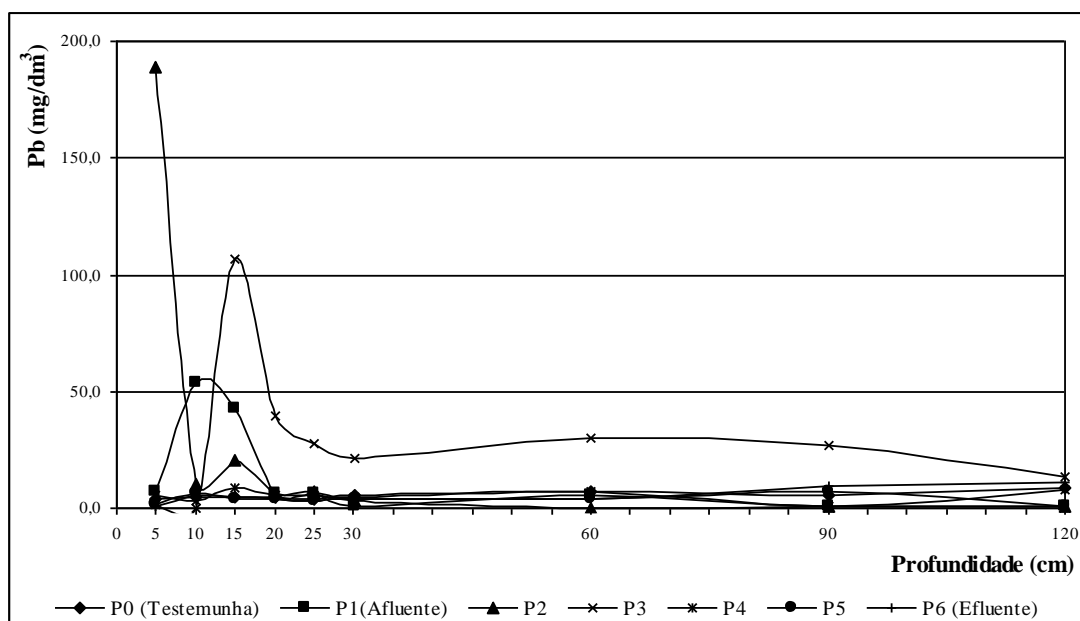


Resultados e Discussão

Quadro 57 - Concentrações de chumbo em relação ao ponto de lançamento dos efluentes e à profundidade no módulo I (mg/dm^3).

Profundidade (cm)	P0 (Testemunha)	P1(Afluent e)	P2	P3	P4	P5	P6 (Efluente)
0 - 5	4,20	6,94	189,07	1,26	5,79	1,48	1,08
5 - 10	4,94	53,38	10,36	0,04	3,25	6,58	5,40
10 - 15	5,06	42,90	20,60	106,98	9,09	3,72	4,94
15 - 20	4,36	6,14	6,24	39,78	5,24	3,84	3,58
20 - 25	3,97	6,60	7,07	27,41	5,18	2,98	3,51
25 - 30	5,63	0,60	3,12	21,62	4,46	3,61	4,07
30 - 60	6,79	5,84	0,00	30,27	7,11	4,11	4,06
60 - 90	5,87	0,60	0,97	27,24	0,92	7,01	9,53
90 - 120	8,65	0,55	0,75	13,40	7,59	0,84	10,71

Figura 112 - Redução das concentrações de chumbo em relação ao ponto de lançamento dos efluentes e à profundidade no módulo I.



5.3.3. Avaliação dos efeitos biológicos:

Para as análises referentes à biomassa microbiana, liberação de gás carbônico, micorrização arbuscular e identificação de grupos microbianos diversos, e conforme item 4.3.2.3. dos materiais e métodos, foram coletadas amostras nos módulos I e IV, nos 12 pontos de controle e no ponto testemunha, a profundidades não superiores a 15cm, conforme mostram as Figuras de 113 a 115.

Figura 113 - Retirada de amostras na superfície dos pontos de controle e testemunha.



Figura 114 - Coleta de amostras nos pontos de controle.



Figura 115 - Coleta de amostras no ponto testemunha.



Para as análises de verificação da presença de coliformes fecais, foram coletadas amostras nos 12 pontos de controle e no ponto testemunha, nas 9 profundidades especificadas no item 4.3.2.2. (vide Figura 116). No caso das análises de parasitas, coletaram-se amostras nos 13 pontos, na superfície e a 30cm de profundidade, conforme mostra a Figura 117.

Figura 116 - Perfil coletado nas 9 profundidades para análises de colimetria.



Figura 117 - Perfil iniciando a coleta de amostras para análises de parasitologia.



5.3.3.1. Biomassa microbiana:

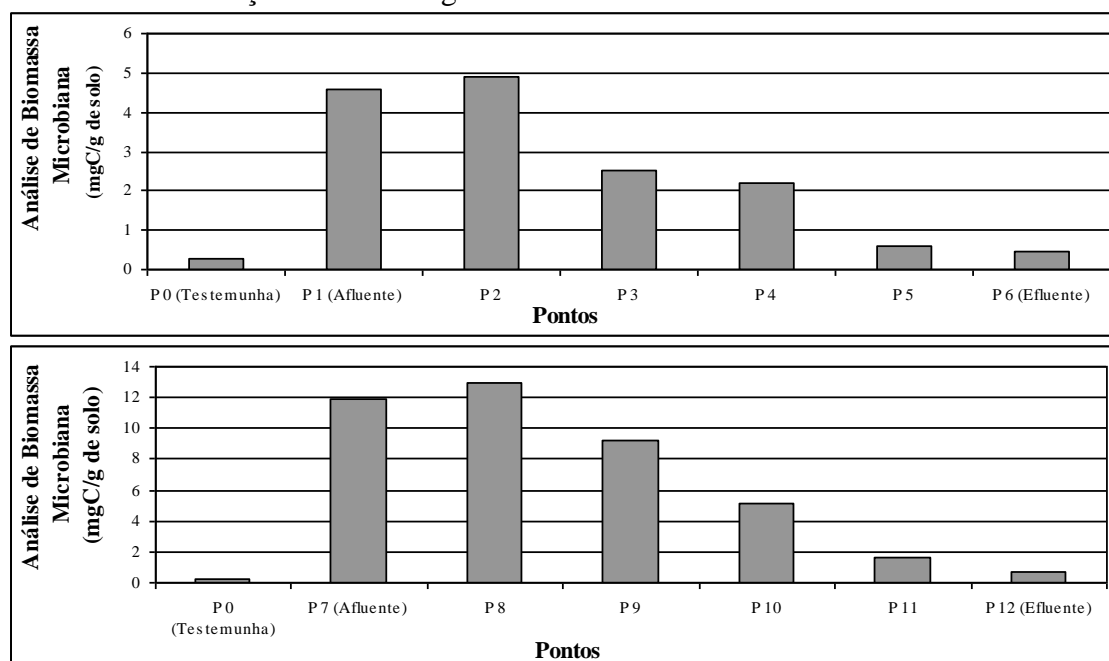
A biomassa microbiana é a parte viva da matéria orgânica do solo, excluídas as raízes e os animais maiores que 50 μ m; é medida, geralmente, em mg de Carbono por grama de solo. Este é um dos parâmetros mais utilizados em estudos de impactos ambientais sobre a microbiota do solo.

No sistema de disposição de esgotos no solo de Populina, foram encontrados valores elevados da biomassa microbiana nos pontos de controle, desde o ponto de lançamento dos esgotos até aos 30 primeiros metros dos módulos, voltando, a partir daí, a valores muito semelhantes aos encontrados no ponto testemunha, conforme pode ser verificado no Quadro 58 e na Figura 118. Este efeito ocorreu nos dois módulos pesquisados, entretanto, foi mais marcante no módulo IV, pelo tempo de detenção dos esgotos neste ser maior, e o sistema de redistribuição do fluxo, ao longo do módulo, ser muito melhor.

Quadro 58 - Quantidade da biomassa microbiana encontrada em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.

Pontos	Análise de Biomassa Microbiana (mgC/g solo)
P0 _{Testemunha}	0,28
P1 _{Afluente}	4,58
P2	4,92
P3	2,50
P4	2,20
P5	0,58
P6 _{Efluente}	0,48
P0 _{Testemunha}	0,28
P7 _{Afluente}	11,86
P8	12,96
P9	9,20
P10	5,08
P11	1,58
P12 _{Efluente}	0,68

Figura 118 - Redução da quantidade da biomassa microbiana em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.



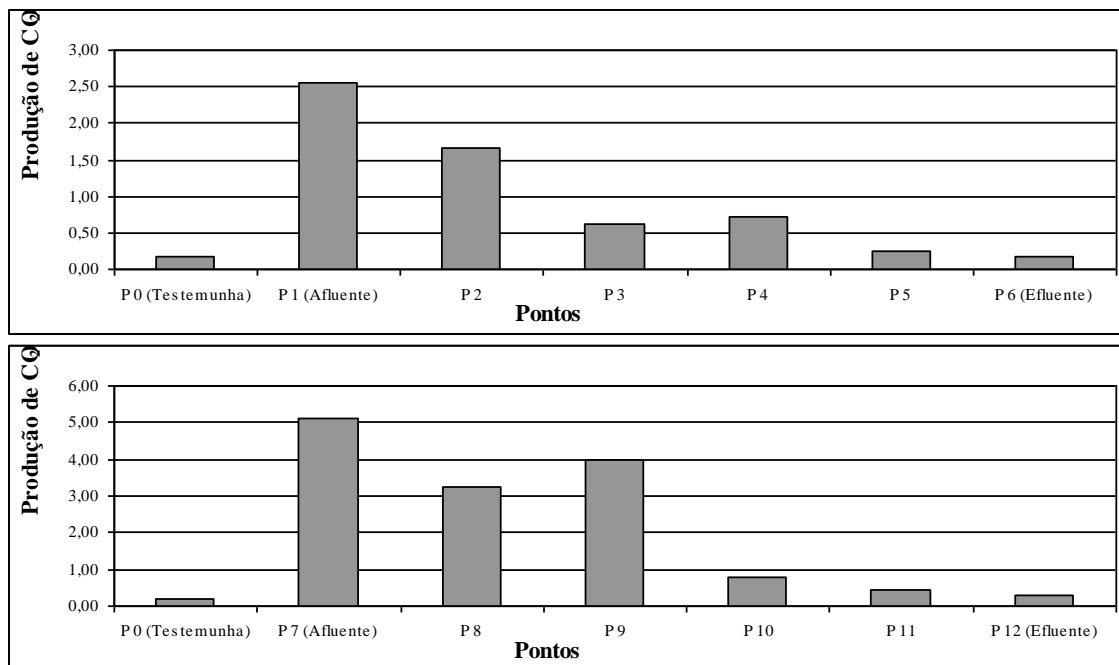
5.3.3.2. Liberação de gás carbônico:

A liberação de gás carbônico mede as atividades da biomassa microbiana que resultam na respiração; é dada, geralmente, em miligrama de CO₂ por grama de solos secos. Os valores mais significativos foram encontrados até aos 20 metros, a partir dos pontos de lançamento dos esgotos, conforme indica o Quadro 59, vindo a baixar no final dos módulos até valores muito próximos do encontrado no ponto testemunha. Ainda neste caso, o módulo IV apresentou valores bem mais elevados que os verificados no módulo I (vide Figura 119).

Quadro 59 - Quantidade de gás carbônico liberado em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.

Pontos	Produção de CO₂ (mg/g solo seco)
P0 _{Testemunha}	0,18
P1 _{Afluente}	2,56
P2	1,67
P3	0,61
P4	0,71
P5	0,25
P6 _{Efluente}	0,18
P0 _{Testemunha}	0,18
P7 _{Afluente}	5,10
P8	3,26
P9	4,00
P10	0,78
P11	0,46
P12 _{Efluente}	0,31

Figura 119 - Redução da quantidade de gás carbônico liberado em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.



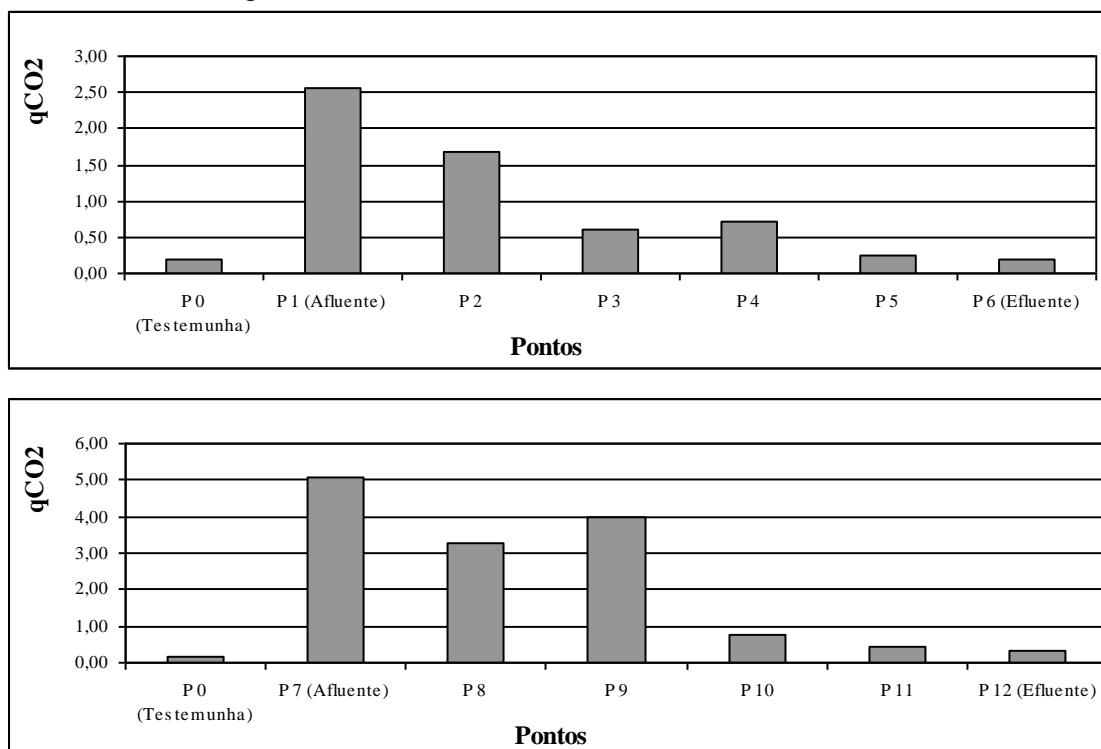
5.3.3.3. Quociente metabólico:

O quociente metabólico (qCO_2), é a liberação de gás carbônico em mg/g, dividida pela quantidade de biomassa microbiana em mg/g; é um número adimensional que fornece uma idéia da eficiência da microbiota, em que quanto menor o quociente, maior será a eficiência da mesma, pois estará respirando menos e incorporando mais carbono na biomassa. Microbiota nova respira muito e incorpora menos carbono na biomassa. Conforme pode-se verificar no Quadro 60 e na Figura 120, o melhor desempenho foi encontrado no ponto testemunha (P0), provavelmente, pela necessidade da biomassa de manter-se eficiente com a adição de muito pouca matéria orgânica, e por ser uma microbiota relativamente mais antiga, o que não ocorre dentro dos módulos, que recebe matéria orgânica em abundância. Analisando os dados obtidos nos módulos I e IV, não se pode reconhecer tendências ou valores mais significativos nos pontos de controle.

Quadro 60 - Valores de quocientes metabólicos em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.

Pontos	qCO ₂	Pontos	qCO ₂
P0 (Testemunha)	0,18	P0 (Testemunha)	0,18
P1 (Afluente)	2,56	P7 (Afluente)	5,10
P2	1,67	P8	3,26
P3	0,61	P9	4,00
P4	0,71	P10	0,78
P5	0,25	P11	0,46
P6 (Efluente)	0,18	P12 (Efluente)	0,31

Figura 120 - Evolução do quociente metabólico em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.



5.3.3.4. Micorrização arbuscular:

A micorrização é uma associação simbiótica de fungos com as raízes das plantas. Praticamente todas as plantas possuem micorrizas, as exceções são as Crucíferas (repolho) e as Liliáceas (cebola e alho). A rizosfera vegetal é densamente povoada por fungos, que aproveitam as excreções radiculares, as quais variam de açúcares a aminoácidos, ácidos orgânicos a nucleotídeos até enzimas. A maneira de medir a micorrização, é medindo-se o número de esporos no solo e o percentual de colonização das raízes. O número de esporos é a média em nº de esporos/50g de solo, e o percentual de colonização. Os fungos só proliferam-se através dos esporos, e na presença de hospedeiros, que no caso são as raízes das plantas.

No que refere-se ao percentual de colonização, considera-se baixo, quando abaixo de 20%, médio quando entre 20 e 50% e alto acima de 50%.

No caso dos módulos de tratamento de Populina, tanto o número de esporos, como o percentual de colonização encontrados dentro dos módulos, foram praticamente nulos em relação ao que foi observado no ponto testemunha (P0), conforme pode ser verificado nos Quadros 61 e 62. Isto ocorreu pela elevada atividade microbiana dentro dos módulos, o que proporciona uma grande competição, eliminando a micorrização, e as plantas desenvolvem-se sem os efeitos desta simbiose, pela presença de quantidade elevada de matéria orgânica.

Para estas medições, somente foram coletadas amostras do módulo IV e do ponto testemunha, considerando-se os resultados já esperados próximos de zero dentro dos módulos.

Quadro 61 - Valores do percentual de colonização em raízes, em relação ao ponto de lançamento dos esgotos no módulo IV.

Pontos	Colonização de Raiz (%)
P0 (Testemunha)	53,86
P7 (Afluente)	8,96
P8	4,00
P9	0,00
P10	0,00
P11	0,30
P12 (Efluente)	1,46

Quadro 62 - Valores do número de esporos em relação ao ponto de lançamento dos esgotos no módulo IV.

Pontos	Nº de esporos/50g de solo
P0 (Testemunha)	50
P7 (Afluente)	9
P8	1
P9	0
P10	0
P11	1
P12 (Efluente)	1

5.3.3.5. Identificação de grupos microbianos diversos:

O Quadro 63 identifica a presença e a quantidade de grupos microbianos diversos. A evolução da presença de bactérias pode ser verificada na Figura 121, a qual evidencia que, no módulo I, os valores acima do ponto testemunha ocorreram somente até aos primeiros 30 metros de distância do ponto de lançamento dos esgotos, enquanto que no módulo IV, os valores encontrados para os pontos de controle são todos maiores que o número verificado no ponto testemunha (P0), isto

pelo efeito do tempo de detenção ser maior neste módulo, além de possuir uma distribuição melhor do fluxo dos esgotos dispostos.

Efeitos muito semelhantes ocorrem com os fungos, com exceção do fato dos valores encontrados no módulo IV, a partir de 50 metros de distância do ponto de lançamento dos esgotos, serem menores que o número verificado no ponto testemunha, conforme Figura 122.

As bactérias celulolíticas são aquelas que quebram a celulose e, como não existe celulose no solo e nos esgotos, não existe alimento para mantê-las presentes.

As bactérias diazotróficas são as que associam-se às raízes, de forma não simbiótica, mas com efeitos positivos. De maneira semelhante ao ocorrido com as micorrizas, pela competição com outros microrganismos, as bactérias diazotróficas acabaram não sendo detectadas em nenhum dos pontos monitorados.

Bactérias amonificantes são aquelas que mineralizam o nitrogênio orgânico a amônio e, conforme pode ser verificado no Quadro 63 e na Figura 123, apareceram de maneira significativa nos dois módulos, em todos os pontos de controle, com valores decrescentes em relação aos pontos de disposição dos esgotos mas, sempre, acima do valor encontrado no ponto testemunha (P0), isto pela presença abundante do nitrogênio orgânico trazido pelos esgotos.

Organismos nitratores são os que reduzem amônio a nitrito e, como observado no Quadro 63 e na Figura 124, os resultados e os efeitos são muitos semelhantes aos descritos anteriormente para as bactérias amonificantes, o mesmo ocorrendo com os organismos nitritadores, que reduzem o nitrito a nitrato, conforme mostram o Quadro 63 e a Figura 125.

Resultados e Discussão

Quadro 63 - Identificação e quantificação de grupos microbianos diversos, em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.

Módulo	Pontos	Bactérias	Fungos	Bact. celulolíticas	Bact. diazotróficas	Bact. amonificantes	Nitritados	Nitratados
		(x10 ⁵)	(x10 ²)			(x10 ⁵)	(organismos)	(organismos)
I	P0	7,98	41,54	0	0	0,48	31	3
	P1	42,06	191,10	0	0	21,46	2124	834
	P2	21,02	29,50	0	0	18,24	2020	534
	P3	9,63	82,08	0	0	10,72	1104	496
	P4	6,89	56,44	0	0	3,02	412	280
	P5	7,16	12,46	0	0	4,26	1410	132
	P6	4,64	20,34	0	0	7,62	44	52
IV	P0	7,98	41,54	0	0	0,48	31	3
	P7	462,56	815,00	0	0	21,36	1804	1051
	P8	202,20	566,86	0	0	15,34	4578	4558
	P9	54,60	236,30	0	0	9,96	582	448
	P10	31,28	98,50	0	0	2,10	144	126
	P11	12,62	18,34	0	0	1,18	549	148
	P12	10,38	22,14	0	0	1,64	393	232

Figura 121 - Evolução da quantidade de bactérias em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.

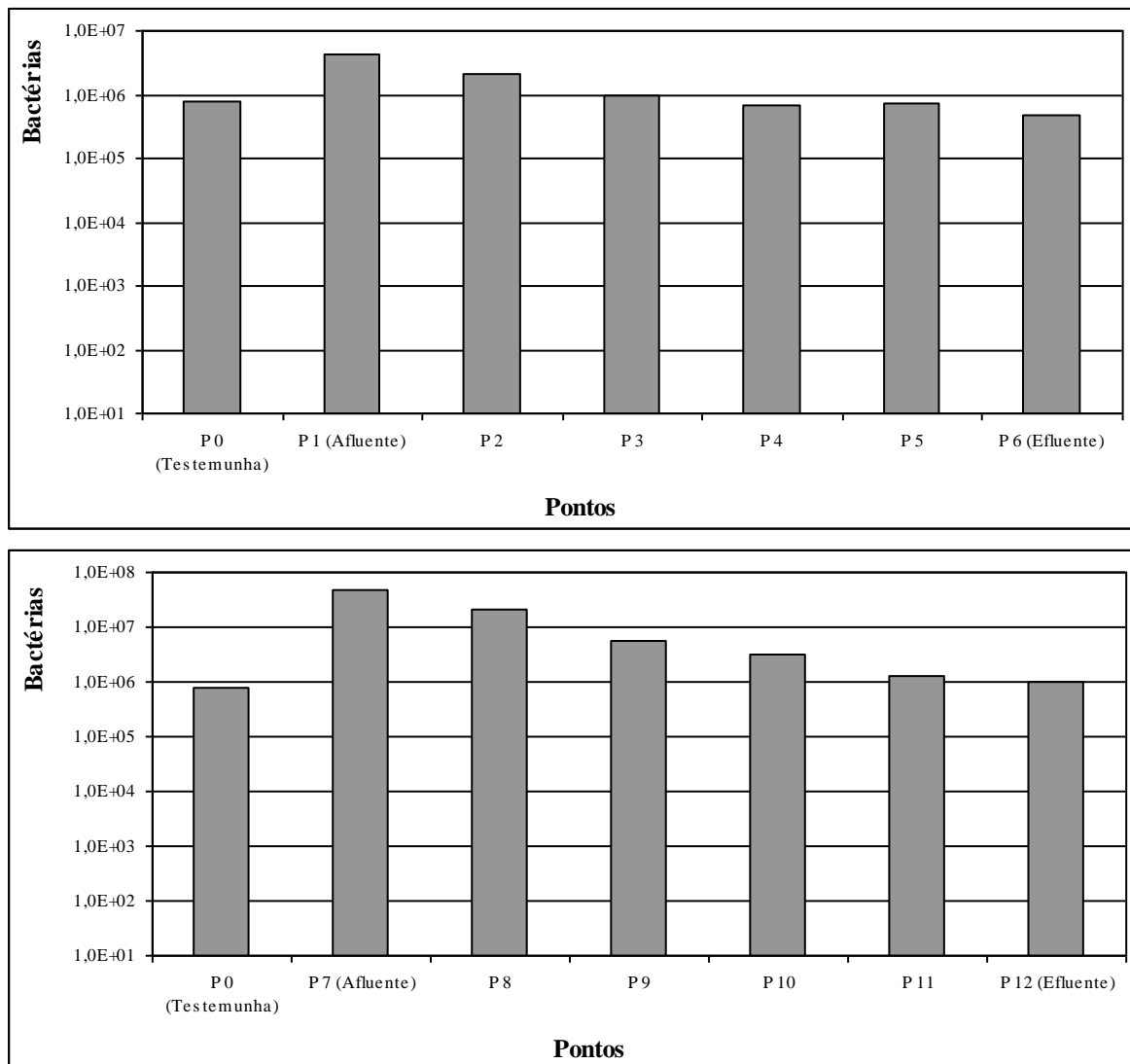
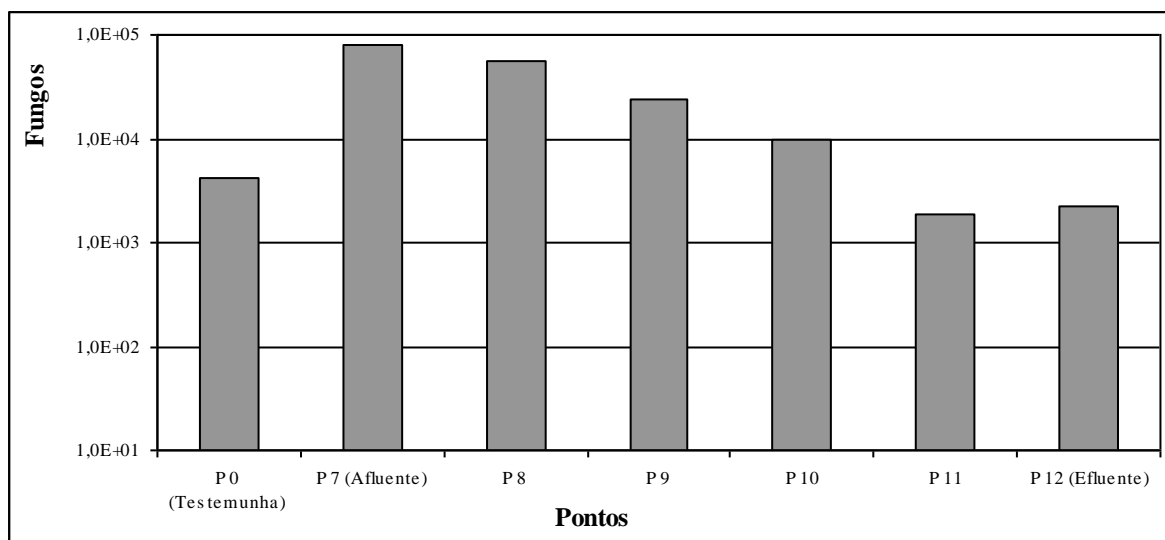
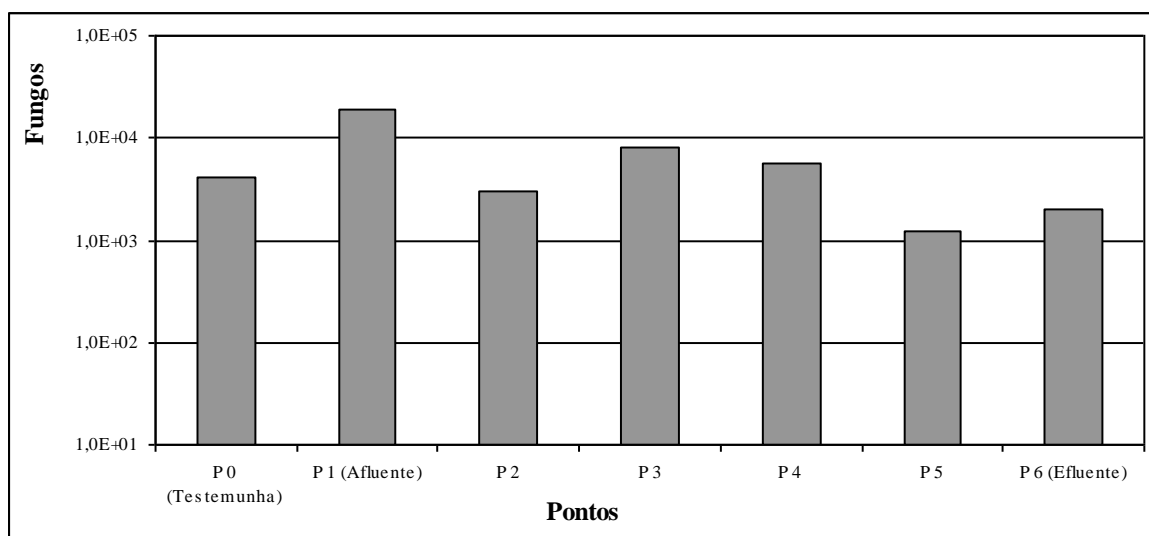


Figura 122 - Evolução da quantidade de fungos em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.



Resultados e Discussão

Figura 123 - Evolução da quantidade de bactérias amonificantes em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.

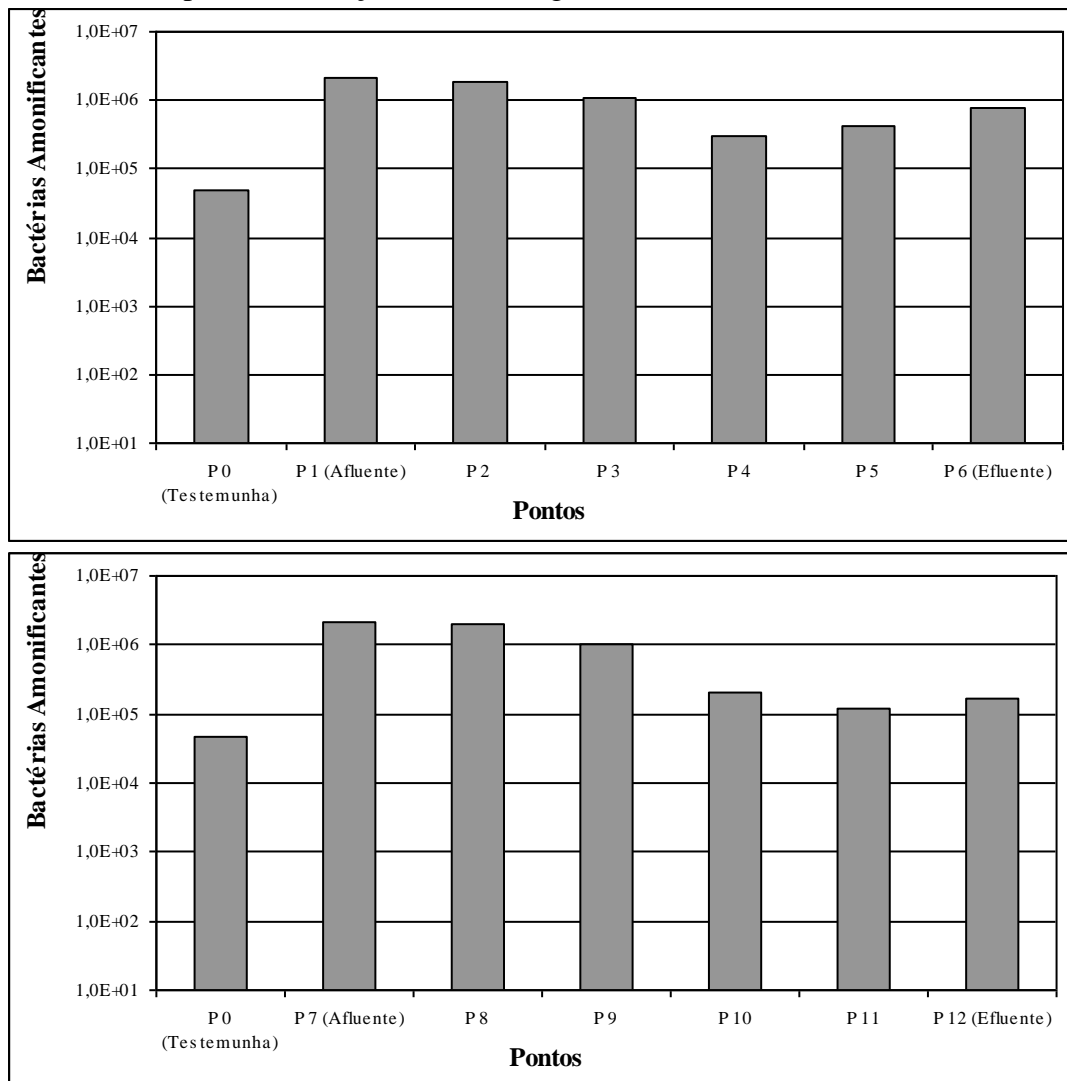


Figura 124 - Evolução da quantidade de organismos nitradores em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.

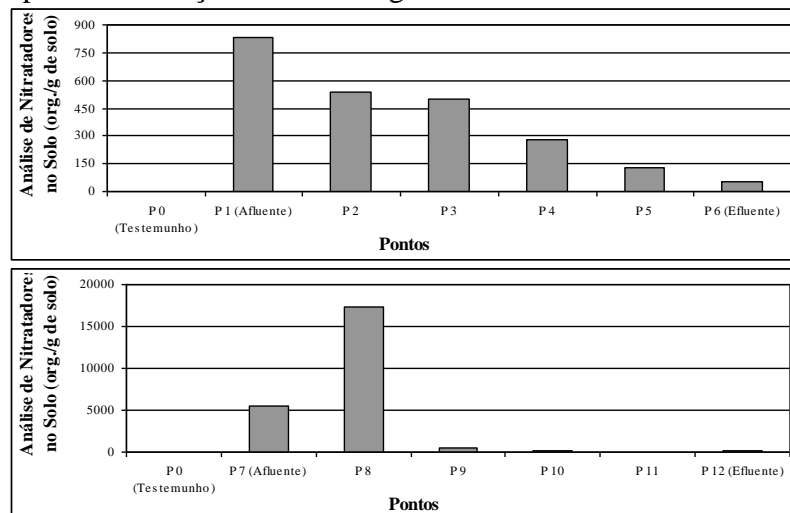
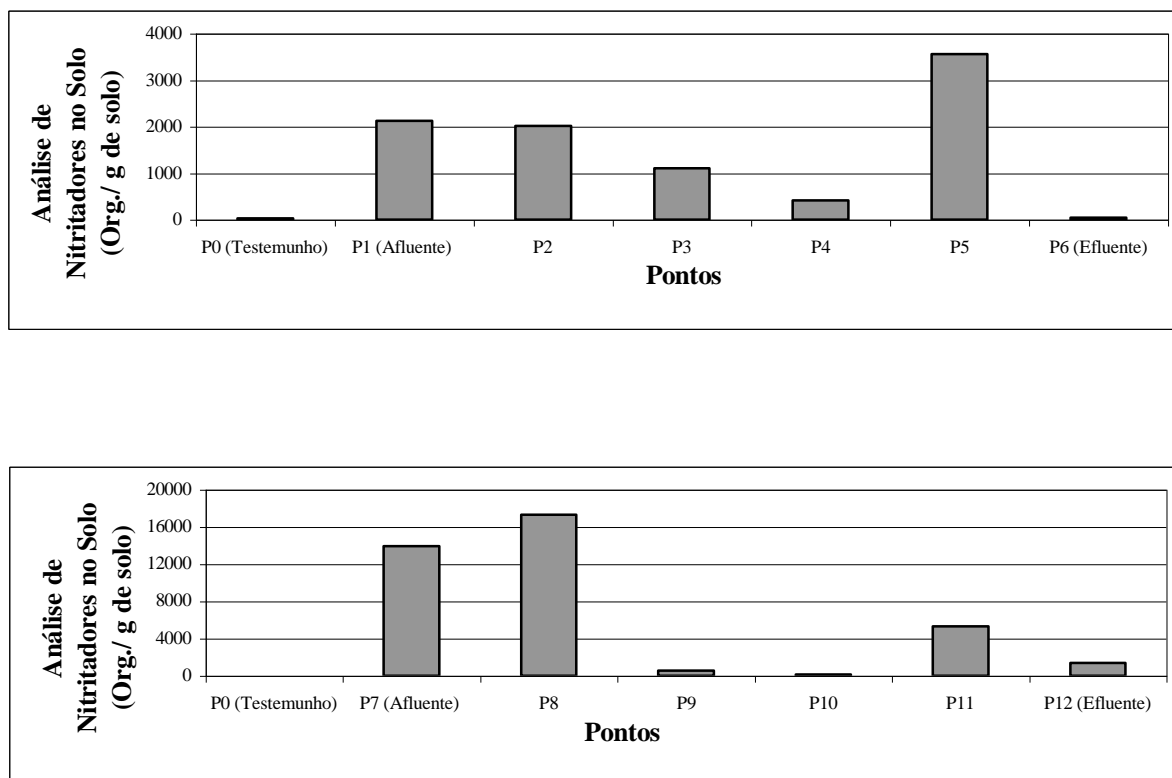


Figura 125 - Evolução da quantidade de organismos nitrificadores em relação aos pontos de lançamento dos esgotos nos módulos I e IV.



5.3.3.6. Coliformes totais e fecais

A verificação da presença e da quantidade de coliformes totais e fecais no ponto testemunha e nos pontos de controle nos módulos I e IV, foram feitas em nove profundidades diferentes, conforme item 4.3.2.2. Os resultados podem ser verificados no Quadro 64, os quais, como regra geral para os coliformes totais, evoluíram de números da ordem da 6^a e da 5^a potência na superfície, para valores da ordem 3^a e 2^a potência nas profundidades abaixo de 30cm.

Para os coliformes fecais a evolução, em regra geral, deu-se de valores da ordem da 4^a potência na superfície, para ausência nas profundidades abaixo de 25cm.

5.3.3.7. Parasitologia:

Foram coletadas amostras no ponto testemunha e nos pontos de controle nos módulos I e IV, na superfície e a 30cm de profundidade, para a avaliação da presença e da quantidade de ovos viáveis de helmintos, larvas viáveis de helmintos e cistos de protozoários, e obtiveram-se resultados de ausência total em todos os pontos e em todas as profundidades. Este resultado já era esperado para as amostras analisadas do ponto testemunha (P0), o qual nunca recebeu irrigação por esgotos, mas surpreende ter acontecido também nos pontos de controle. Isto pode ter ocorrido pelo efeito da dessecação (desidratação), dada pelo período de 3 dias de secagem dos módulos a cada dia de rega. Tal fato pode levar a inferir que, provavelmente, a planta de tratamento de Populina, mesmo estando subdimensionada para as condições atuais, pode ainda estar funcionando como uma barreira sanitária, em proteção do meio ambiente local.

5.4. Lençóis subterrâneos:

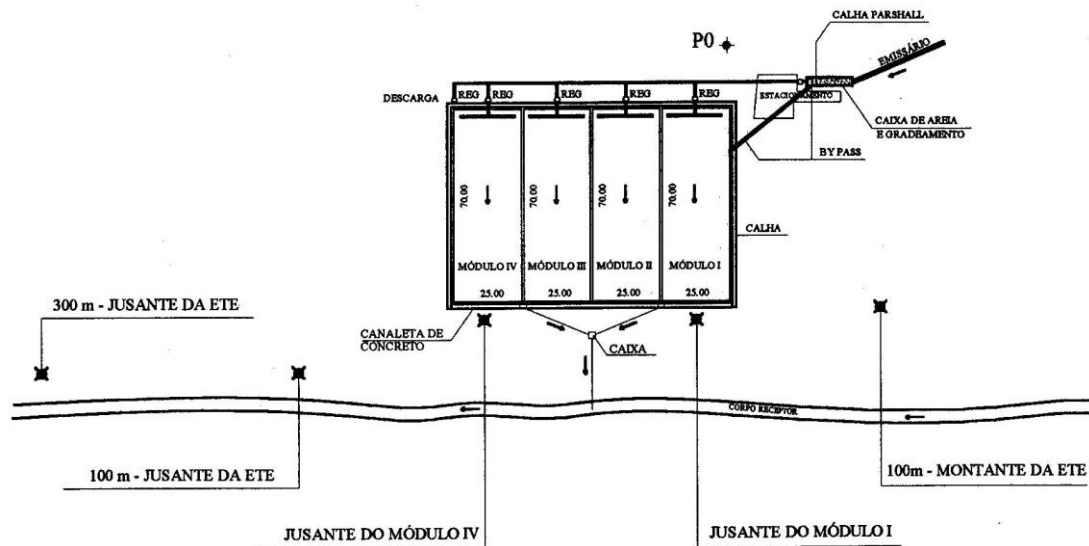
A verificação dos efeitos da disposição de esgotos no solo em relação aos lençóis subterrâneos foi dividida em dois blocos, o primeiro referente ao lençol freático, e o segundo ao lençol subterrâneo profundo.

5.4.1. Lençol freático:

O lençol freático encontra-se variando de 1,20 a 1,50 metros de profundidade na região mais a jusante dos módulos de disposição, isto ocorrendo também, nas proximidades da estação de tratamento, em locais a montante e a jusante da mesma.

Para proceder-se à avaliação dos efeitos da disposição dos esgotos no solo na planta de Populina, no que diz respeito ao lençol freático, foram coletadas amostras em cinco pontos distintos, como mostra a Figura 126.

Figura 126 - Localização dos pontos de coleta de amostras para o monitoramento do lençol freático.



Como ponto testemunha, foram coletadas amostras no lençol freático, 100 metros de distância a montante da estação de tratamento, conforme Figuras 127 e 128. Para a verificação dos possíveis efeitos, coletaram-se amostras nos pontos mais a jusante dos módulos I e IV, como mostra a Figura 129, e dois pontos a jusante da estação, um a 100 metros e outro a 300 metros de distância da mesma (vide Figura 130).

Figura 127 - Detalhe da abertura de “poço” para monitoramento do lençol freático a montante da planta de tratamento.



Figura 128 - Localização do ponto testemunha de monitoramento do lençol freático, 100 metros a montante da estação de tratamento.



Figura 129 - Localização dos pontos de monitoramento do lençol freático a jusante dos módulos I e IV.



Figura 130 - Localização dos pontos de monitoramento do lençol freático a jusante da planta de tratamento.



O Quadro 65 (páginas 335 e 336) apresenta os resultados obtidos das análises realizadas com as amostras coletadas conforme descrito acima.

Resultados e Discussão

Quadro 65 - Comparação dos resultados obtidos nas análises realizadas com amostras coletadas nos cinco pontos de monitoramento do lençol freático.

Parâmetro	100m a montante da ETE	Módulo I	Módulo IV	100m a jusante da ETE	300m a jusante da ETE
pH (um.)	5,4	6,5	6,4	5,6	6,0
DBO (mg/L)	0,1	1,3	1,2	0,0	0,1
DQO (mg/L)	0,1	12	10	0,0	0,1
OD (mg/L)	3,0	0,8	0,4	4,4	1,4
Res. Sedim. (mL/L)	0,5	0,5	0,5	0,1	1,5
Resíduo Total (mg/L)	5328	407	454	203	10468
Res. Tot. Fixo (mg/L)	239	396	413	199	108
Res. Tot. Volátil (mg/L)	5089	11	41	4	10360
Res. Não Filtrável Total (mg/L)	170	94	104	111	167
Res. Não Filtrável Total Fixo (mg/L)	160	86	89	110	140
Res. Não Filtrável Volátil (mg/L)	10	8	15	1	27
Sulfato (mg/L)	28,2	62,4	48,4	26	25
Sulfeto (mg/L)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fluoreto (mg/L)	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1
Alcalinidade Total (CaCO ₃ ; mg/L)	9,0	116	150	4,0	24
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	0,18	2,03	3,77	0,26	0,52
Nitrogênio Total (mg/L)	0,83	2,86	4,36	0,36	1,03
Nitrato (mg/L)	0,14	0,16	0,24	0,16	0,15
Nitrito (mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Alcalinidade Bicarbonato (mg/L)	9,0	116	150	4,0	24
Alcalinidade carbonato (mg/L)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fósforo Total (mg/L)	N.D.	0,284	0,065	0,142	0,630
Fósforo Orgânico (mg/L)	N.D.	0,284	0,065	0,142	0,630
Ferro (mg/L)	38,320	41,056	28,504	2,225	39,148
Manganês (mg/L)	0,380	0,453	0,593	N.D.	0,069
Cloreto (mg/L)	3,202	72,90	74,87	4,407	3,907
Óleos e graxas (mg/L)	-	-	-	-	-
Alumínio (mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.	3,211	N.D.
Arsênico (mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Bário (mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Cádmio (mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Chumbo (mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Cobre (mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Cromo Hexavalente (mg/L)	0,002	0,002	0,002	N.D.	0,002
Cromo Total (mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

Resultados e Discussão

Estanho (mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Mercúrio (mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Níquel (mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Prata (mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Selênio (mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Zinco (mg/L)	0,030	0,04	0,038	0,041	0,041
Boro (mg/L)	0,106	N.D.	N.D.	0,068	N.D.
Molibdênio (mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,054
Cianeto (mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Fenóis (mg/L)	0,020	0,021	0,106	0,014	0,021
Coliformes Totais	ausente	16,0x10 ³	5,0x10 ³	1,1x10 ²	1,3x10 ³
Coliformes Fecais	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente
Ovos viáveis de helmintos	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente
Larvas viáveis de helmintos	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente
Cistos de protozoários	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente

Com os resultados obtidos, pode-se verificar que os valores da demanda bioquímica de oxigênio, da demanda química de oxigênio, do oxigênio dissolvido, do sulfato, da alcalinidade, do cloreto e do nitrogênio amoniacal e total, tiveram discreta alteração nos pontos imediatamente a jusante dos módulos I e IV, alterações estas que não permaneceram modificando as características do lençol freático, conforme comprovam os valores obtidos nas análises do material colhido no lençol freático dos dois pontos a jusante da estação de tratamento.

A disposição de esgotos no solo, praticada em Populina nestes 17 anos de existência, parece ter proporcionado a lixiviação de fósforo para o lençol freático, pois os valores de fósforo foram alterados a partir dos pontos amostrados a jusante dos módulos e a jusante da estação de tratamento, não tendo sido encontrado nas análises realizadas nas amostras do ponto testemunha, 100 metros a montante da planta. Este fato já era esperado pelos resultados obtidos nas análises do solo, que detectaram a presença de fósforo mesmo a 120cm de profundidade, conforme explicações e discussões no item 5.3.2.3.

Fato interessante, foi o aparecimento de cromo hexavalente, de zinco e fenóis em praticamente todos os pontos analisados, resultado com o qual pode-se inferir que este efeito não foi resultante da disposição dos esgotos durante o período de operação da planta. Semelhança pode ser observada com os resultados de boro, somente

detectado a montante e a jusante da estação, e não encontrado nos pontos imediatamente a jusante dos módulos de disposição.

Os resultados das análises de nitrato, coliformes totais e fecais, ovos e larvas viáveis de helmintos e cistos de protozoários, são resultados que permitem inferir a possibilidade de que a estação de tratamento de Populina ainda esteja funcionando como uma barreira sanitária em relação ao lençol freático, mesmo operando, atualmente, com mais do dobro da sua capacidade nominal de tratamento, para a qual foi projetada.

5.4.2. Lençol subterrâneo profundo:

O lençol subterrâneo profundo foi monitorado através da coleta de amostras das águas do poço profundo PPS-3, da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, do Posto de Operação de Populina. Este poço foi perfurado em 26 de março de 1988, tendo 180 metros de profundidade, vazão máxima de 35.000 litros/hora, diâmetro de 100mm até 100 metros de profundidade e de 150mm de 100 a 180 metros de profundidade. O poço localiza-se a montante da estação de tratamento, a 150 metros de distância, conforme Figuras 131 e 132.

Figura 131 - Localização do poço profundo PPS-3 em relação à planta de tratamento.

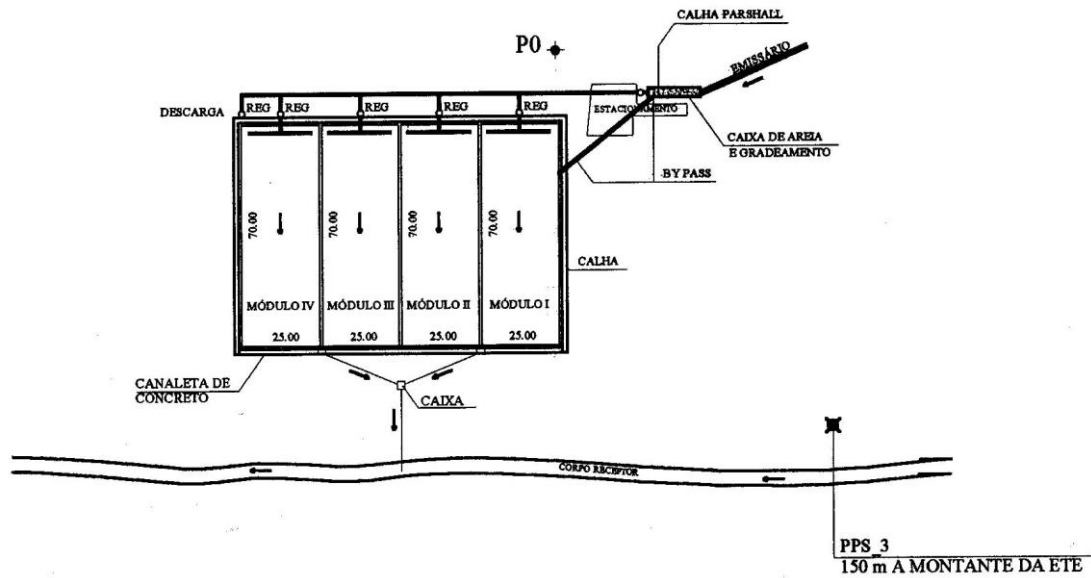


Figura 132 - Detalhes das instalações do PPS-3 de Populina.



Os resultados obtidos das análises encontram-se no Quadro 66 (páginas 341 e 342), onde pode-se verificar, por comparação com as análises de monitoramento periódico realizado pela SABESP, que não houve qualquer tipo de interferência ou efeito nas águas do lençol subterrâneo profundo pela presença da estação de tratamento nas proximidades do referido poço. A presença de flúor e de cromo, tanto hexavalente como total, são fatos registrados desde o início da operação e exploração do poço profundo, fatos estes, também registrados em outros poços de características semelhantes na região.

Resultados e Discussão

Quadro 66 - Resultado das análises realizadas com as águas do poço profundo PPS-3 de Populina, localizado a 150 metros a montante da estação de tratamento de esgotos.

Parâmetro	150m a jusante da ETE
pH (un.)	7,5
DBO (mg/L)	0,1
DQO (mg/L)	0,1
OD (mg/L)	1,6
Res. Sedim. (mg/L)	0,1
Resíduo Total (mg/L)	237
Res. Tot. Fixo (mg/L)	217
Res. Tot. Volátil (mg/L)	20
Res. Não Filtrável Total (mg/L)	0,0
Res. Não Filtrável Total Fixo (mg/L)	0,0
Res. Não Filtrável Volátil (mg/L)	0,0
Sulfato (mg/L)	1,2
Sulfeto (mg/L)	0,0
Fluoreto (mg/L)	0,10
Alcalinidade Total (CaCO ₃ ; mg/L)	150
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	0,2
Nitrogênio Total (mg/L)	0,26
Nitrato (mg/L)	0,2
Nítrito (mg/L)	N.D.
Alcalinidade Bicarbonato (mg/L)	150
Alcalinidade carbonato (mg/L)	0,0
Fósforo Total (mg/L)	0,0
Fósforo Orgânico (mg/L)	0,0
Ferro (mg/L)	0,001
Manganês (mg/L)	0,001
Cloreto (mg/L)	10,0
Óleos e graxas (mg/L)	-
Alumínio (mg/L)	0,001
Arsênico (mg/L)	N.D.
Bário (mg/L)	0,001
Cádmio (mg/L)	N.D.
Chumbo (mg/L)	N.D.
Cobre (mg/L)	N.D.
Cromo Hexavalente (mg/L)	0,03
Cromo Total (mg/L)	0,054
Estanho (mg/L)	N.D.
Mercúrio (mg/L)	N.D.
Níquel (mg/L)	N.D.
Prata (mg/L)	0,001
Selênio (mg/L)	N.D.
Zinco (mg/L)	0,030
Boro (mg/L)	N.D.
Molibdênio (mg/L)	N.D.
Cianeto (mg/L)	N.D.

Fenóis (mg/L)	N.D.
Coliformes Totais	2,6x10 ²
Coliformes Fecais	ausente
Ovos viáveis de helmintos	ausente
Larvas viáveis de helmintos	ausente
Cistos de protozoários	ausente

5.5. Biomassa produzida:

5.5.1. O vegetal:

Levando-se em conta os pré-requisitos necessários para uma espécie suportar a disposição de esgotos, inicialmente foram verificadas diversas espécies, conforme relação abaixo:

- *Brachiaria decumbens*
- *Brachiaria brizantha*
- *Brachiaria humidicola*
- *Brachiaria taunergross* (Brachiaria do brejo)
- *Panicum repens*
- *Tipha augustipholia* (tabôa-biri)
- *Brachiaria mutica* (capim fino)

A *Brachiaria humidicola* foi a cobertura vegetal que, além de preencher os pré-requisitos básicos necessários, destacou-se também por outras qualidades importantes para auxiliar no tratamento dos esgotos, como discutidas abaixo.

A seleção e a implantação unicamente da *Brachiaria humidicola*, sem o atendimento do que recomenda a literatura, que é a utilização de um coquetel de espécies, visando a otimização do tratamento durante as várias estações do ano, redundou provavelmente numa limitação do desempenho do sistema solo-planta.

Após quatro anos de operação da estação de tratamento, observou-se a invasão de outras espécies, com a predominância da gramínea *Cynodon plectostachyus* (Estrela da África). Estas invasões não foram coibidas por terem sido entendidas como uma seleção natural do sistema. De fato, com a predominância da

Estrela da África, pode-se observar uma melhora, não somente no desempenho do tratamento, como na produtividade de biomassa.

Após 10 anos de operação do sistema, pode-se observar o aparecimento e o desenvolvimento de outras espécies, que vão adaptando-se, naturalmente, às condições do tratamento e do acúmulo dos elementos no solo, trazidos pelos efluentes, conforme pode-se observar nas Figuras 133 e 134.

Figura 133 – Apresenta detalhes da invasão de outras espécies na cobertura vegetal dos módulos de disposição.



Figura 134 – Mostra o surgimento, em 1995, da gramínea *Panicum maximum* (Colonião sempre verde) de forma natural nos módulos de disposição.



Atualmente, existe uma invasão ainda mais diversificada, não só pela adaptação à quantidade de elementos acumulados no solo, principalmente na superfície e na zona de alcance do sistema radicular, como também pelas condições de subdimensionamento em que a estação de tratamento encontra-se (vide Figuras de 135 a 137). Num inventário realizado verificou-se que, após 17 anos de operação da estação de tratamento, a Estrela da África ainda responde por 60% da área plantada nos módulos de tratamento, enquanto que 35% da área está ocupada pelas espécies citadas no bloco I abaixo, e os 5% restantes estão ocupados pelas espécies relacionadas no bloco II.

Bloco I:

- Tiririca – *Cyperus flavus*
- Tiririca – *Cyperus rotundus*
- Capim marmelada – *Brachiaria plantaginea*
- Grama batatais – *Paspalum notatum*

- Grama seda – *Cynodon dactylon*

Bloco II:

- Beldroega – *Portulaca oleracea*
- Trapoerava – *Cammelina benghalensis*
- Caruru – *Amaranthus viridis*
- Capim pé de galinha – *Eleusine indica*
- Capim arroz – *Echinochloa crusgalli*
- Junquinho ou capim de uma só cabeça – *Cyperus brevifolius*
- Apaga fogo – *Alternanthera tenella*
- Capim arroz – *Echinochloa columnun*
- Capim de burro – *Paspalun paniculatum*

Figura 135 - Mostra invasão agressiva de espécie pela parte esquerda do módulo.



Figura 136 - Detalhe de invasão de Capim arroz, Tiririca e Capim pé de galinha.



Figura 137 - Detalhes da invasão de Caruru, Capim arroz e Tiririca.



Muito embora tenham havido “invasões” de outras espécies, toda a avaliação será efetuada com base na gramínea predominante, e que predominou durante todos estes anos de operação/manutenção do sistema, que foi a Estrela da África.

O capim Estrela ou Estrela da África, botanicamente, classifica-se em: família Poaceas; sub-família Pooideae; tribu Chlorideae; gênero *Cynodon*; espécie *plectostachyus*; nome científico *Cynodon plectostachyus* (Pilger). Apresenta os seguintes nomes populares: capim Estrela, Estrela Africana, Naivasha Star grass, Estrela invasora, Giant Star grass.

É uma gramínea perene, estolonífera, cobrindo rapidamente o solo, formando um denso tapete herbáceo. Atinge até 1,20m de altura, sistema radicular profundo, folhas finas lanceoladas e de coloração verde intensa, dependendo das condições do solo e de nutrição. Possui compridos e abundantes estolões, formando raízes em cada nó, facilitando uma propagação rasteira e rápida. A inflorescência pode apresentar de 8 a 20 racemos, unidos a um ou mais pontos comuns do pendão floral⁷³.

5.5.2. Produtividade:

A produtividade foi avaliada quanto à produção de matéria seca e de proteína bruta.

5.5.2.1. Matéria seca:

A produção de matéria seca, medida em toneladas por hectare, conforme sugere Gonçalves⁷³ para forrageiras, é considerada fraca quando abaixo de 15ton/ha, média quando na faixa de 15 a 20ton/ha, e acima de 20ton/ha é considerada excelente, lembrando que estes valores referem-se aos valores por colheita.

De acordo com o que pode-se verificar no Quadro 67 e na Figura 138, quase todas as parcelas colhidas nos pontos de controle ao longo do módulo I, podem ter suas produções de matéria seca consideradas excelentes. A parcela referente ao ponto P2, o qual localiza-se a 10 metros de distância do lançamento dos esgotos, pode ter sofrido com o excesso de umidade localizado ou, até mesmo, terem ocorrido

problemas de homogeneidade na coleta da parcela, considerando-se não existir uma explicação plausível para esta queda localizada na produção de matéria seca.

Como citado anteriormente, esta produção de matéria seca é referida a uma colheita e, levando-se em conta que num ano faz-se 8 colheitas nos módulos, e numa propriedade rural sem irrigação faz-se no máximo 5 colheitas anuais, ao considerar-se a produção anual de matéria seca do sistema de Populina, estes valores deverão ser multiplicados por 1,6 vezes, para efeito de comparação com propriedades rurais tradicionais.

As Figuras 139 e 140 apresentam detalhes do corte e da colheita da biomassa na rotina operacional que repete-se oito vezes ao ano por módulo.

Quadro 67 - Produção da matéria seca em relação ao ponto de lançamento dos esgotos no módulo I.

PONTOS	MASSA SECA (ton./ha)
P0	12,09
P1	23,42
P2	16,99
P3	19,75
P4	19,03
P5	22,24
P6	23,17

Figura 138 - Evolução de produção da matéria seca em relação ao ponto de lançamento dos esgotos no módulo I.

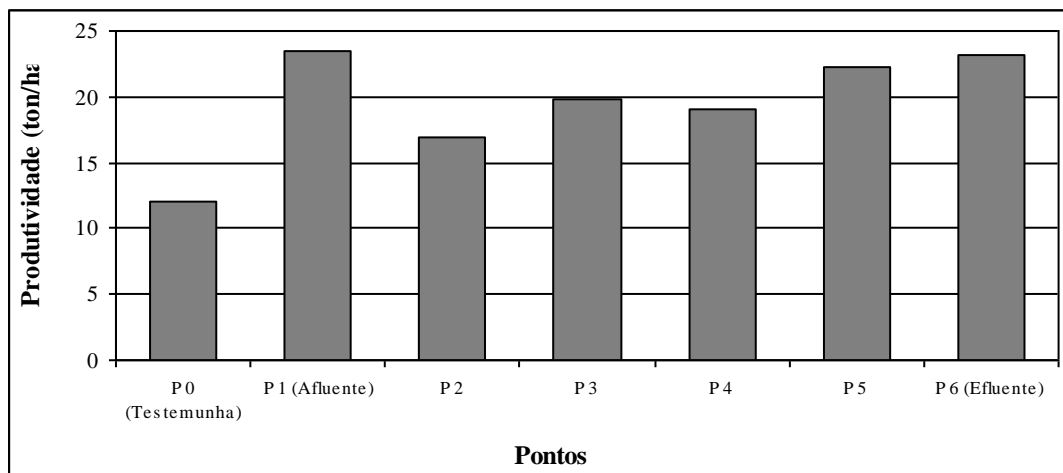


Figura 139 - Operação de corte da biomassa produzida, efetuado mecanicamente.



Figura 140 - Aspectos do corte e da colheita da biomassa produzida.



5.5.2.2. Proteína bruta:

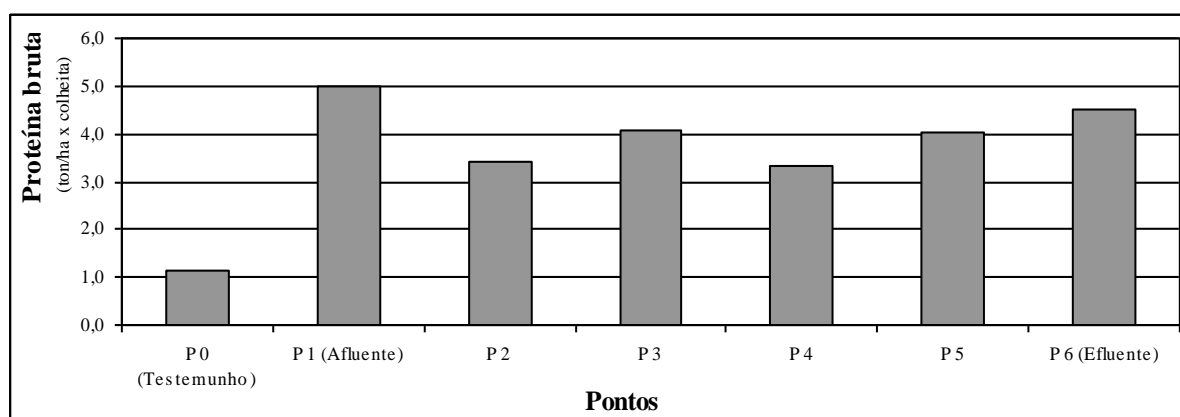
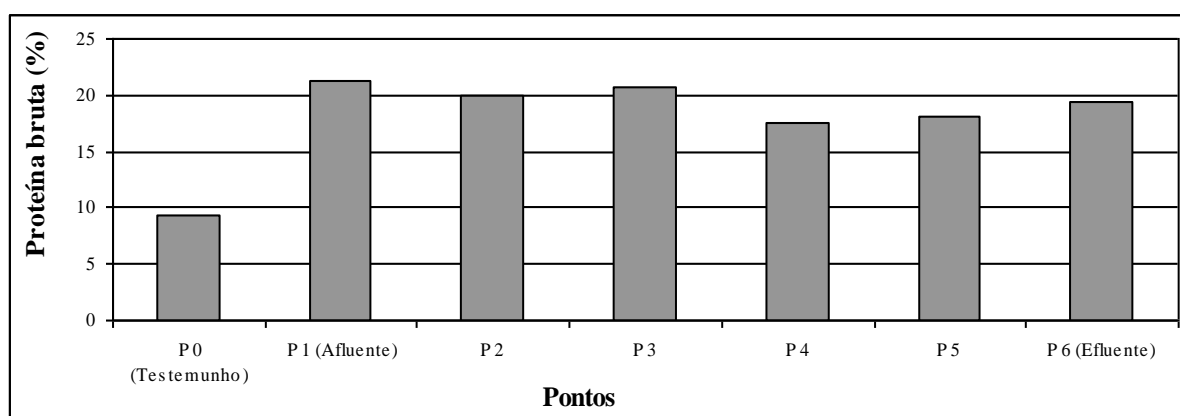
A proteína bruta (PB) pode ser referida como um percentual da matéria seca produzida, ou em toneladas por hectare, sempre tendo como base a matéria seca. De acordo com Gonçalves⁷³, em termos de plantas forrageiras, quando a proteína bruta produzida está entre 7 e 9% da matéria seca, a biomassa é considerada fraca em valores nutritivos, ou seja, servirá somente para a manutenção corporal, no caso de ruminantes. Para percentuais entre 9 e 13%, é considerada como valores médios tratando-se de nutrição, pois é a partir daí que os ruminantes começariam a apresentar respostas positivas quanto ao estado e peso corporal. Com proteína bruta acima de 13%, os ruminantes alimentados com esta biomassa iniciam o processo de ganho de peso.

Conforme o Quadro 68 e a Figura 141, todas as parcelas colhidas nos pontos de controle dentro dos módulos, apresentaram percentuais acima de 17% da matéria seca, não ocorrendo o mesmo com o ponto testemunha (P0) fora dos módulos, isto pela presença efetiva do nitrogênio em abundância nos módulos de disposição, trazido pelos esgotos.

Quadro 68 - Quantidade de proteína bruta em relação ao ponto de lançamento dos esgotos no módulo I.

PONTOS	NITROGÊNIO		PROTEÍNA BRUTA	
	(g/kg)	(%)	(Ton./ha)	(%)
P0	15,0	1,5	1,134	9,38
P1	34,0	3,4	4,977	21,25
P2	32,0	3,2	3,396	20,00
P3	33,0	3,3	4,074	20,63
P4	28,0	2,8	3,334	17,50
P5	29,0	2,9	4,032	18,13
P6	31,0	3,1	4,490	19,38

Figura 141 - Evolução da produção de proteína bruta (% e Ton./ha) em relação ao ponto de lançamento dos esgotos no módulo I.



5.5.3. Acumulação de nutrientes:

Pela disposição dos esgotos nos módulos, tanto o nitrogênio, como o fósforo e o potássio apresentaram, nas parcelas colhidas nos pontos de controle, valores de concentrações duas vezes maiores que os recomendados como adequados às plantas, de acordo com Peixoto¹¹⁹, o qual sugere 1,5%, 0,2% e 1,0% para nitrogênio, fósforo e potássio, respectivamente. O enxofre apresentou valores de concentrações cinco vezes maiores nas parcelas dos pontos de controle e no ponto testemunha (P0), que o recomendado como adequado, que é de 0,1%.

No caso do cálcio e do magnésio, as concentrações nas plantas, em todas as parcelas colhidas, estão muito próximas dos valores recomendados por Peixoto¹¹⁹, que são 0,5% e 0,2%, respectivamente. Apesar de existir Ca e Mg em abundância na superfície de todas as extensões dos módulos, deve-se salientar a presença elevada do sódio, o qual, apesar de não ser nutriente, é absorvido seletivamente pelas plantas, em detrimento da absorção do Ca e do Mg (vide Quadro 69 e Figuras de 142-A e B a 148-A e B). Esta afirmação pode ser verificada, claramente, pelas concentrações de sódio encontradas nas parcelas dos pontos de controle do módulo I, que são decrescentes em relação ao ponto de lançamento dos esgotos, tendência esta muito semelhante à observada nas concentrações do Na no solo do mesmo módulo.

Resultados e Discussão

Quadro 69 - Concentrações de nutrientes e de sódio nos vegetais das parcelas colhidas no ponto testemunha e nos pontos de controle, em relação aos lançamentos dos esgotos nos módulos I e IV.

M Ó D U L O I	PONTOS	MATÉRIA SECA						
		Nitrogênio (g/kg)	Fósforo (g/kg)	Potássio (g/kg)	Cálcio (g/kg)	Magnésio (g/kg)	Enxofre (g/kg)	Sódio (mg/kg)
	P0	15,0	2,3	15,0	6,2	2,4	4,6	1,05
	P1	34,0	4,2	20,0	4,0	1,7	5,3	5,02
	P2	32,0	4,1	19,0	4,2	1,9	5,0	6,36
	P3	33,0	4,5	21,0	4,7	2,0	5,5	3,94
	P4	28,0	4,5	20,0	6,5	2,4	4,5	4,02
	P5	29,0	4,9	23,0	5,5	2,2	4,6	3,04
	P6	31,0	4,6	21,0	5,5	2,2	4,8	2,65
M Ó D U L O IV	P0	15,0	2,3	15,0	6,2	2,4	4,6	1,05
	P7	27,0	4,2	20,0	5,8	2,4	4,9	2,69
	P8	27,0	5,0	24,0	5,6	2,6	5,5	2,68
	P9	29,0	4,6	21,0	6,0	2,7	5,3	3,11
	P10	29,0	4,4	20,0	5,5	2,4	5,0	2,19
	P11	27,0	4,2	17,0	6,2	2,7	5,2	3,01
	P12	27,0	4,5	20,0	5,9	2,6	5,3	3,23

Figura 142-A - Evolução das concentrações de nitrogênio, nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.

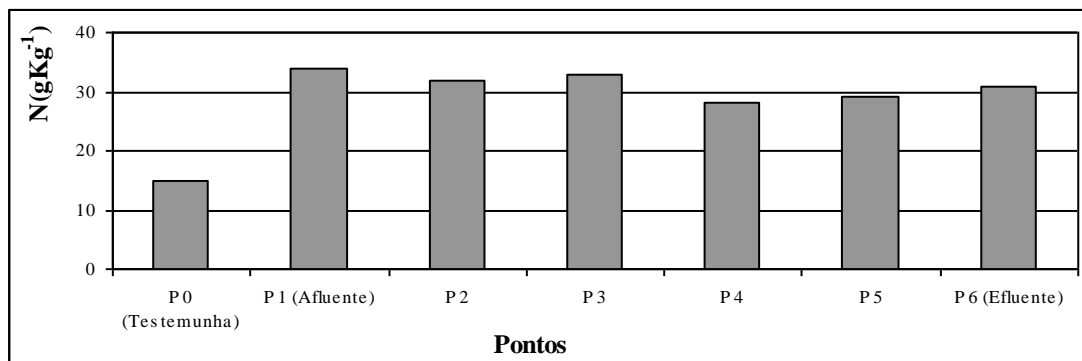


Figura 142-B - Evolução das concentrações de nitrogênio, nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.

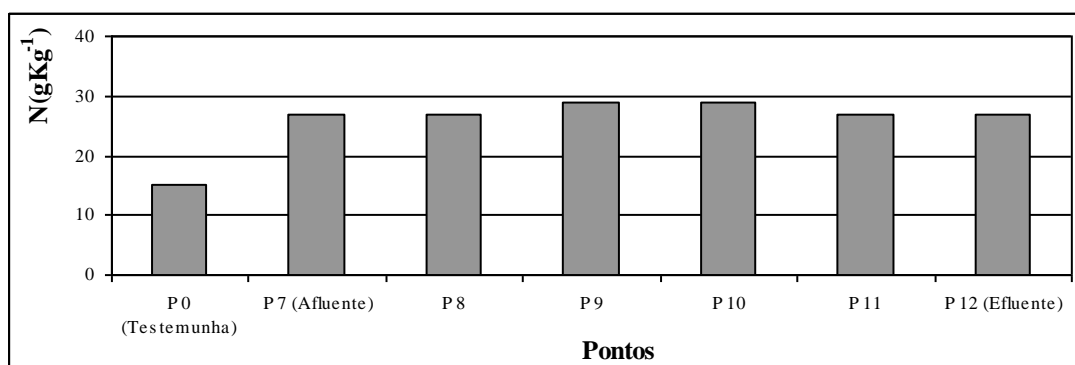


Figura 143-A - Evolução das concentrações de fósforo nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.

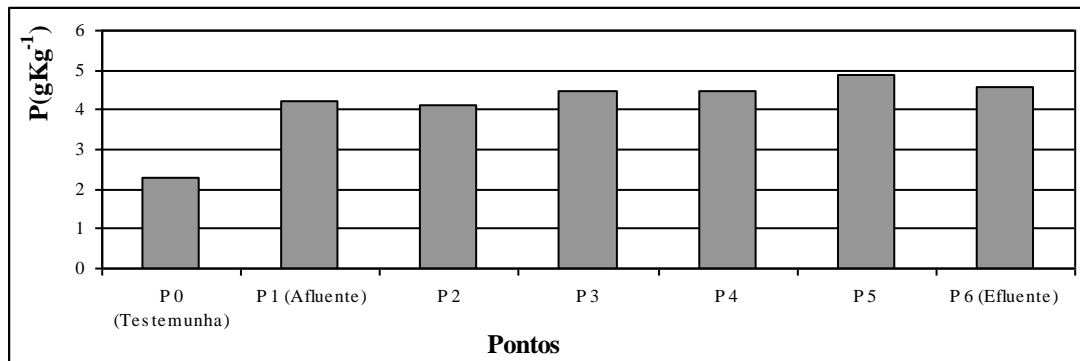


Figura 143-B - Evolução das concentrações de fósforo nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.

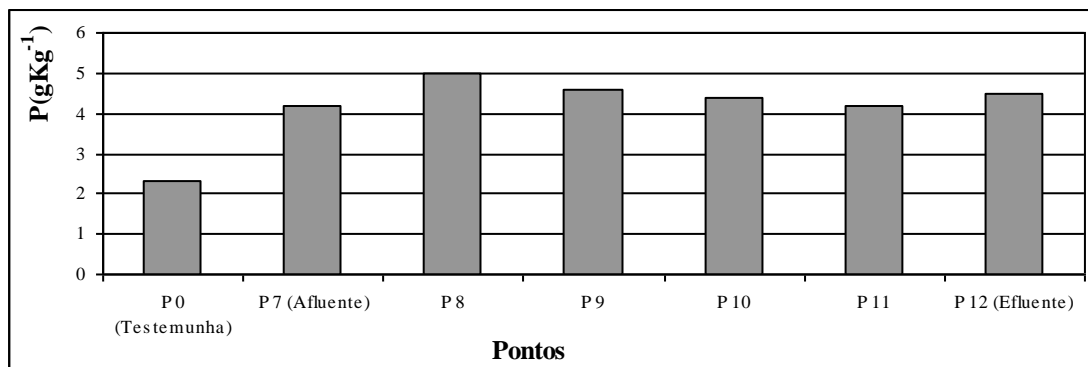


Figura 144-A - Evolução das concentrações de potássio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.

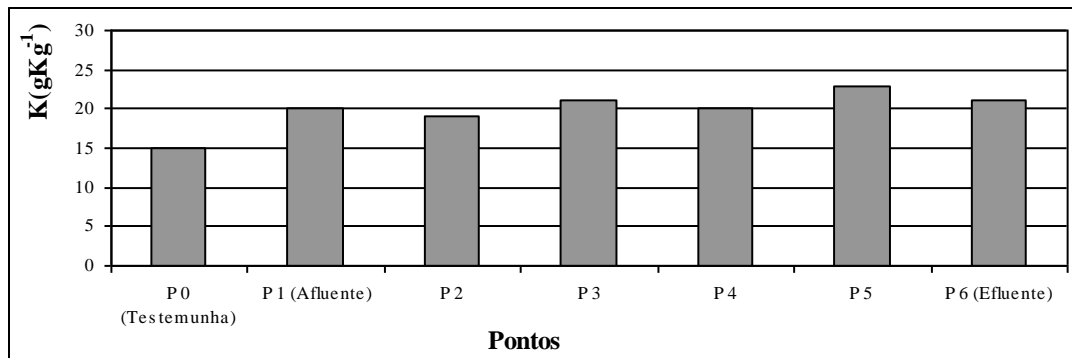


Figura 144-B - Evolução das concentrações de potássio nas parcelas dos vegetais em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.

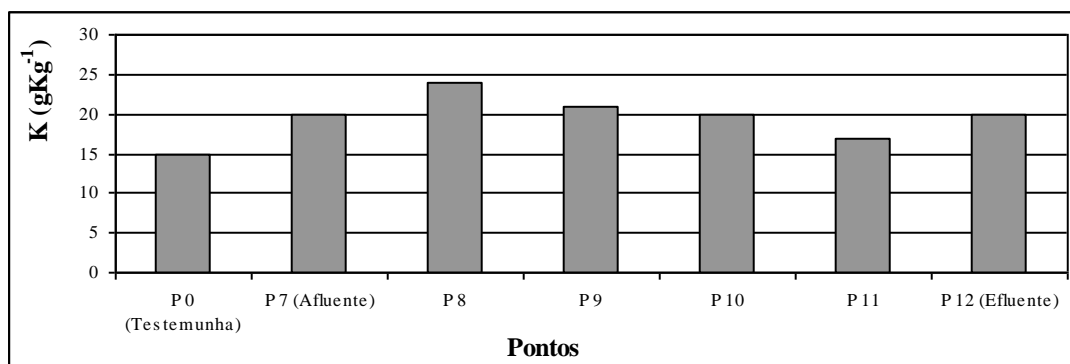


Figura 145-A - Evolução das concentrações de enxofre nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.

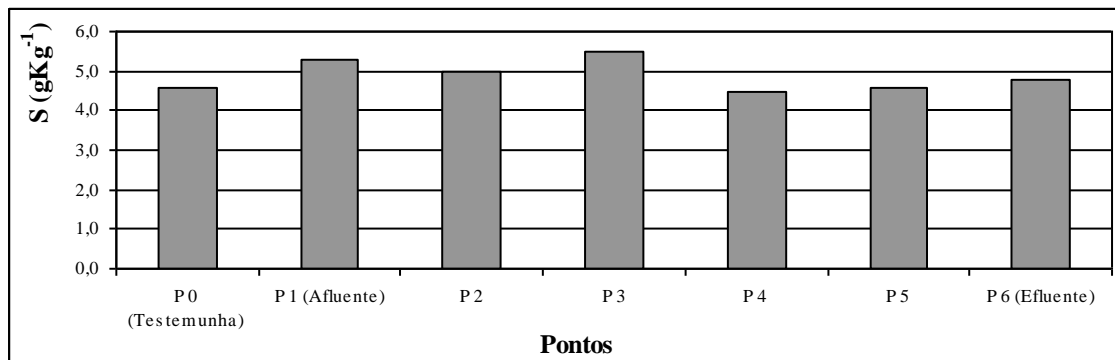
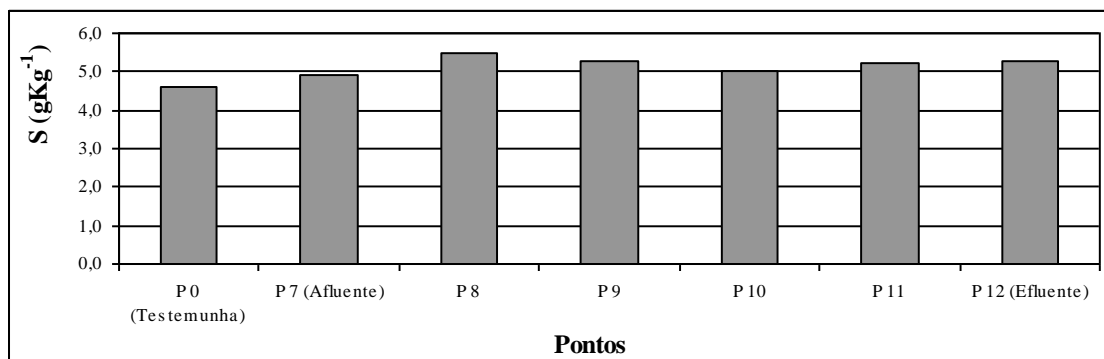


Figura 145-B - Evolução das concentrações de enxofre nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.



Resultados e Discussão

Figura 146-A - Evolução das concentrações de cálcio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.

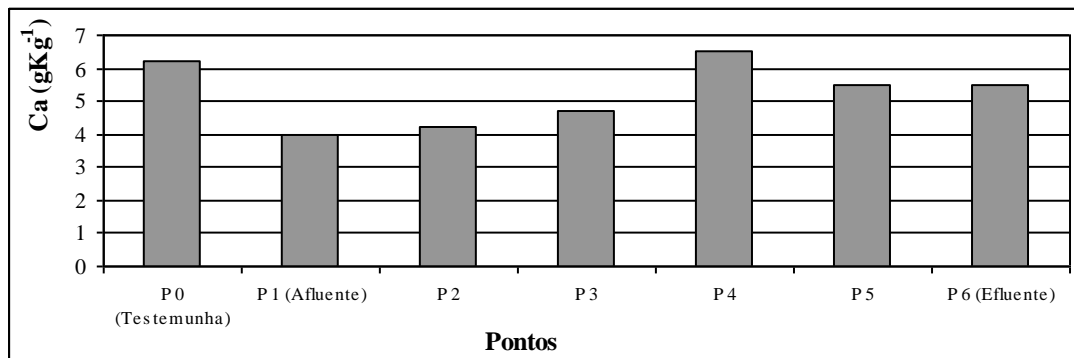
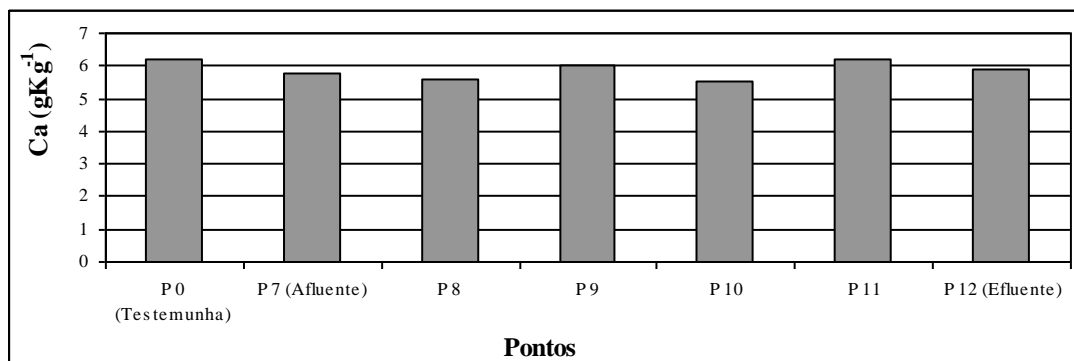


Figura 146-B - Evolução das concentrações de cálcio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.



Resultados e Discussão

Figura 147-A - Evolução das concentrações de magnésio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.

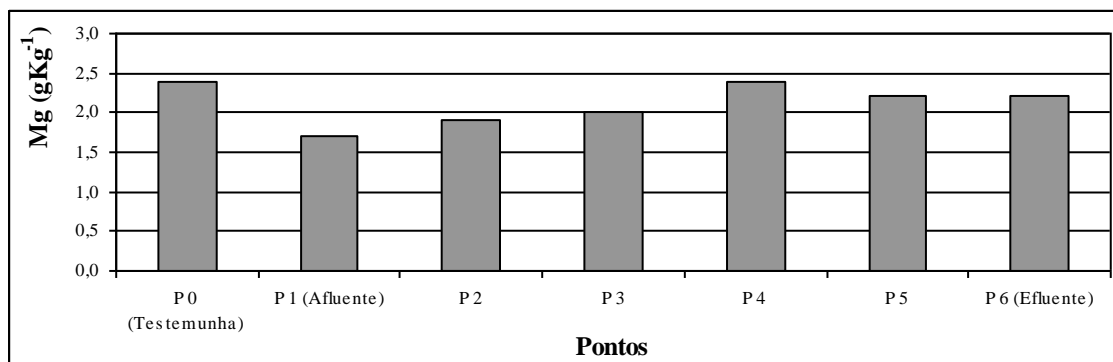


Figura 147-B - Evolução das concentrações de magnésio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.

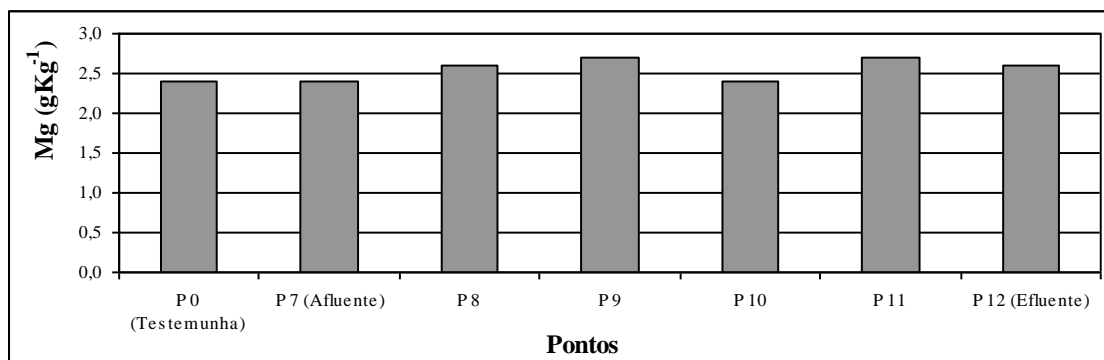


Figura 148-A - Evolução das concentrações de sódio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.

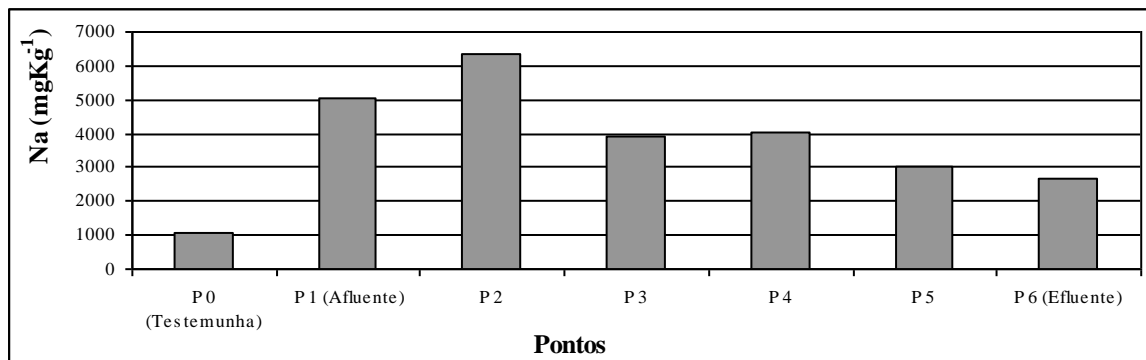
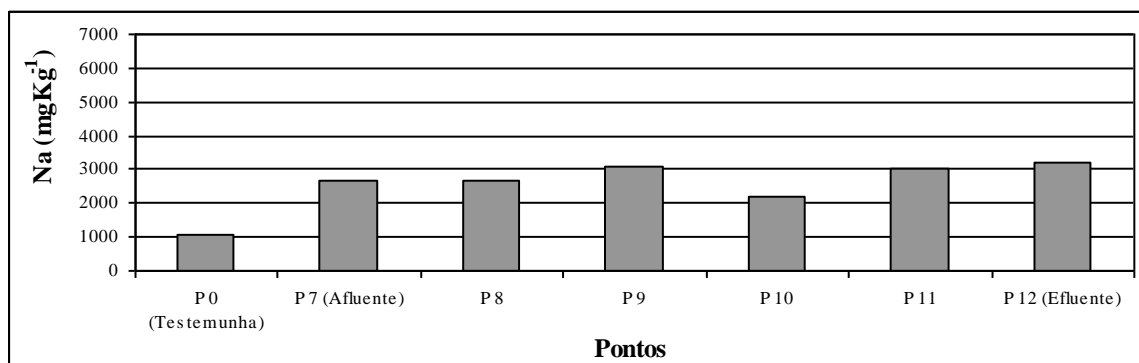


Figura 148-B - Evolução das concentrações de sódio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.



5.5.4. Acumulação de micronutrientes:

Analisando-se os valores apresentados no Quadro 70 e nas Figuras de 149-A e B a 154-A e B, pode-se verificar que o boro apresentou-se abaixo dos níveis recomendados como adequados por Peixoto¹¹⁹ que são, no entorno, de 20ppm. As

concentrações encontradas nas parcelas colhidas nos pontos de controle dos módulos, e mesmo no ponto testemunha (P0), estão todas menores que a metade do valor recomendado.

As concentrações de cobre no vegetal, apresentam-se muito próximas do valor considerado adequado, que é de 6ppm, não aparecendo diferenças significativas entre as concentrações detectadas nas parcelas colhidas nos pontos de controle dentro dos módulos, e o valor verificado na parcela colhida no ponto testemunha (P0). Estas concentrações, verificadas dentro dos módulos de disposição, estão abaixo das encontradas em análises realizadas em forrageiras cultivadas em solos adubados quimicamente.

Os comportamentos de ferro e do magnésio foram semelhantes, e apresentaram-se próximos aos valores de concentração recomendados como adequados para forrageiras, que são de 100 e 50ppm, respectivamente. Chama a atenção, o fato de que os valores das concentrações de ferro e manganês, verificados nas parcelas do ponto testemunha (P0), são muito maiores que os encontrados dentro dos módulos de disposição; isto pode ser creditado à sinergia dada pelos elementos dispostos nos módulos, em grande número e quantidade, proporcionando a absorção seletiva pelos vegetais.

O zinco e o molibdênio apresentaram-se em concentrações elevadas em relação aos valores recomendados como adequados por Peixoto¹¹⁹, que são de 20 e 0,1ppm, respectivamente. Este fato foi verificado, também, na parcela colhida no ponto testemunha, em menor proporção que nas colhidas dentro dos módulos.

Resultados e Discussão

Quadro 70 - Concentrações de micronutrientes nos vegetais das parcelas colhidas no ponto testemunha e nos pontos de controle, em relação aos lançamentos dos esgotos nos módulos I e IV.

M	PONTOS	Mg/kg MATÉRIA SECA					
		Boro	Cobre	Ferro	Manganês	Zinco	Molibdênio
Ó	P0	9,0	7,0	297,0	98,0	37,0	0,48
	P1	10,0	5,0	184,0	35,0	52,0	1,41
	P2	7,0	6,0	154,0	34,0	70,0	0,00
	P3	8,0	7,0	120,0	47,0	78,0	0,45
	P4	9,0	7,0	162,0	64,0	80,0	0,66
	P5	8,0	5,0	143,0	79,0	63,0	0,46
	P6	7,0	5,0	161,0	67,0	52,0	0,05
D	P0	9,0	7,0	297,0	98,0	37,0	0,48
	P7	5,0	11,0	168,0	109,0	142,0	0,91
	P8	7,0	10,0	132,0	90,0	144,0	0,95
	P9	9,0	8,0	136,0	83,0	126,0	2,13
	P10	7,0	7,0	134,0	70,0	101,0	0,38
	P11	7,0	7,0	120,0	55,0	72,0	0,16
	P12	5,0	5,0	156,0	44,0	59,0	1,34

Figura 149-A - Evolução das concentrações de boro nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.

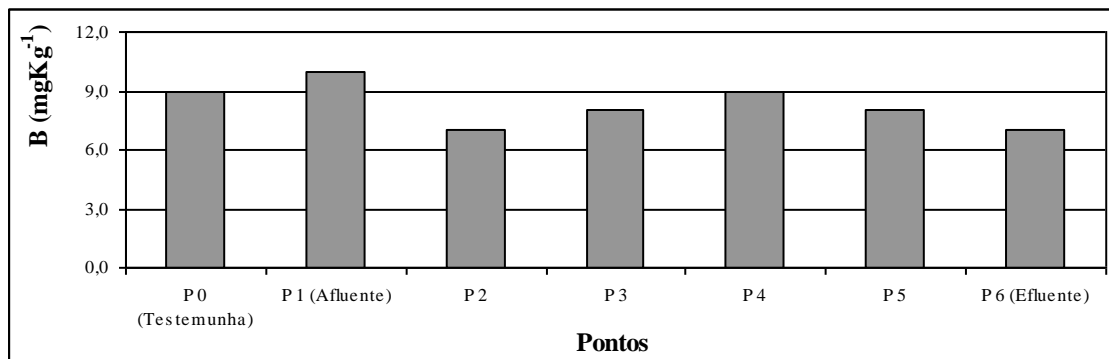


Figura 149-B - Evolução das concentrações de boro nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.

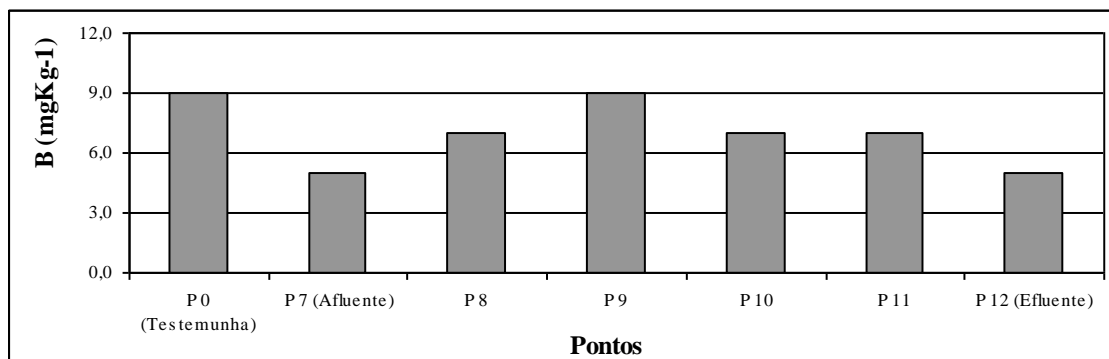


Figura 150-A - Evolução das concentrações de cobre nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.

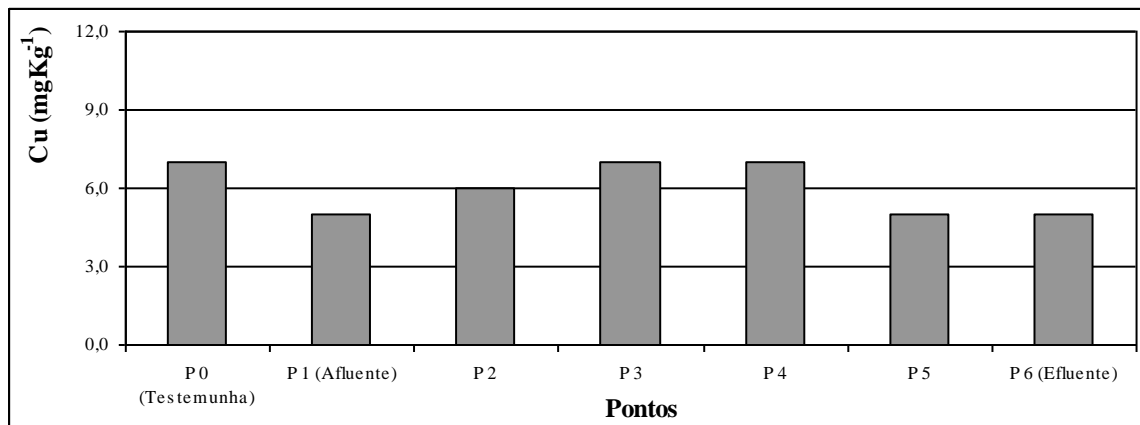


Figura 150-B - Evolução das concentrações de cobre nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.

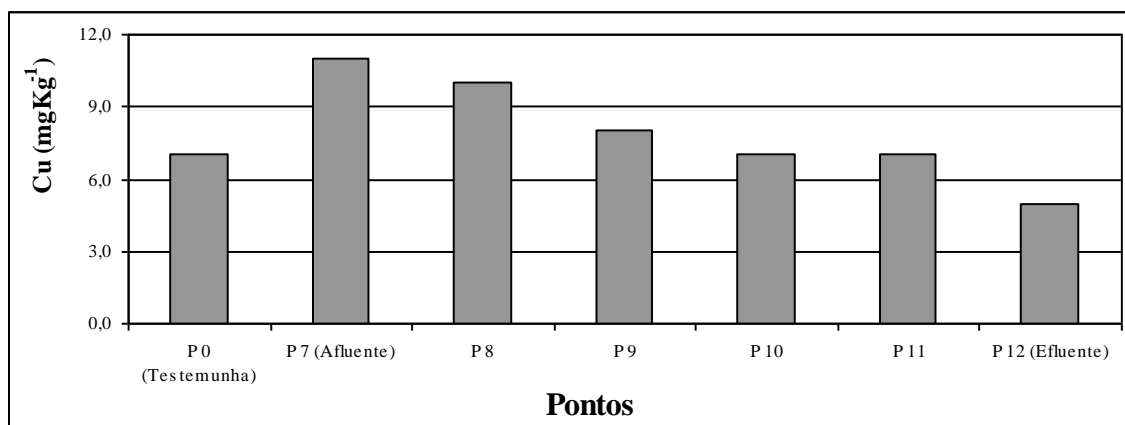


Figura 151-A - Evolução das concentrações de ferro nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.

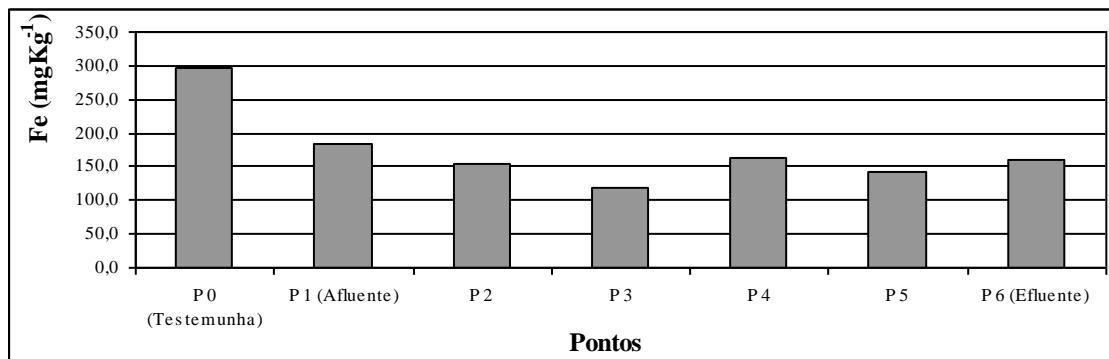
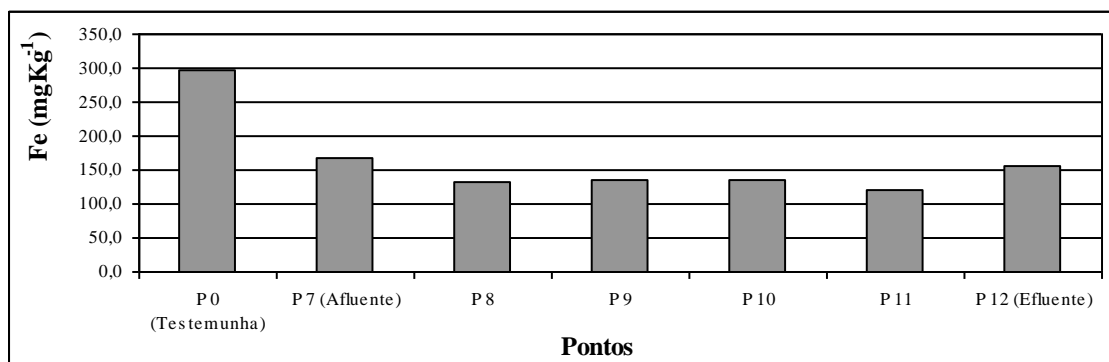


Figura 151-B - Evolução das concentrações de ferro nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.



Resultados e Discussão

Figura 152-A - Evolução das concentrações de manganês nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.

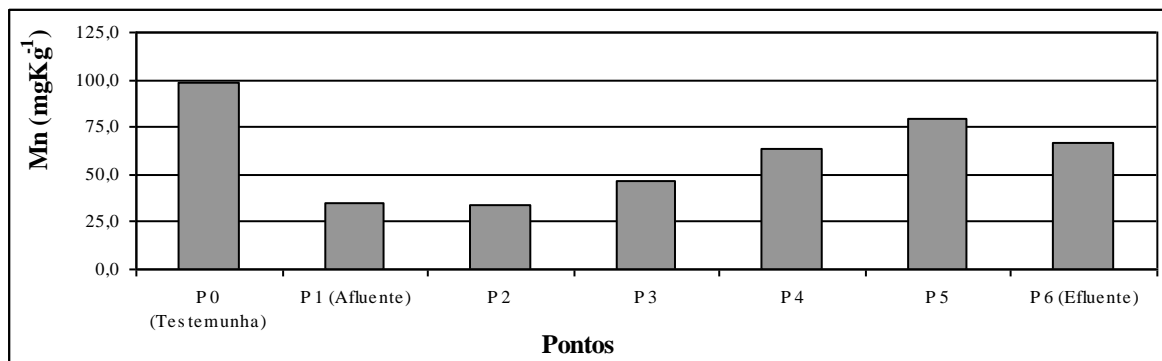


Figura 152-B - Evolução das concentrações de manganês nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.

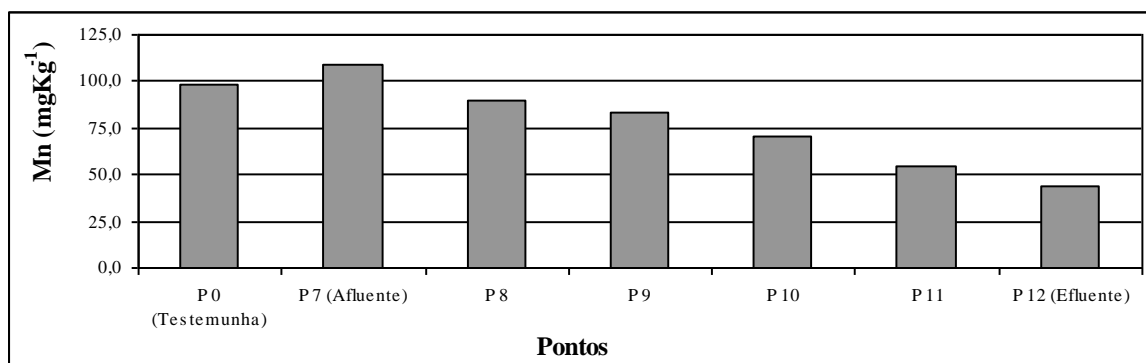


Figura 153-A - Evolução das concentrações de zinco nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.

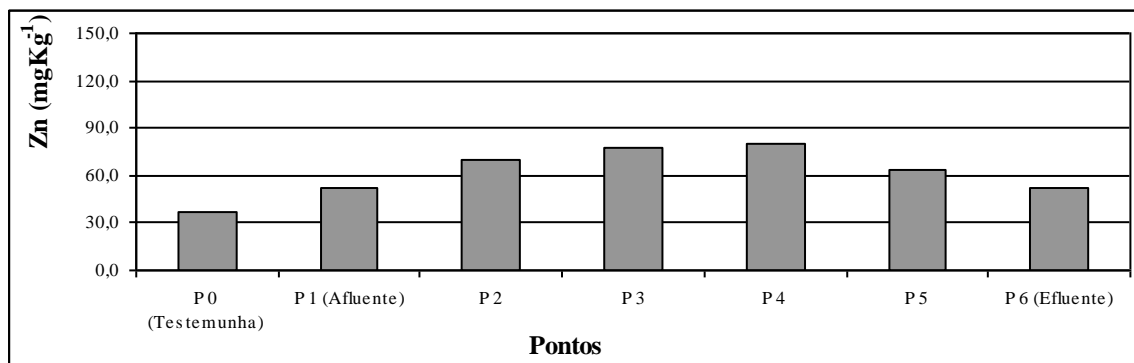
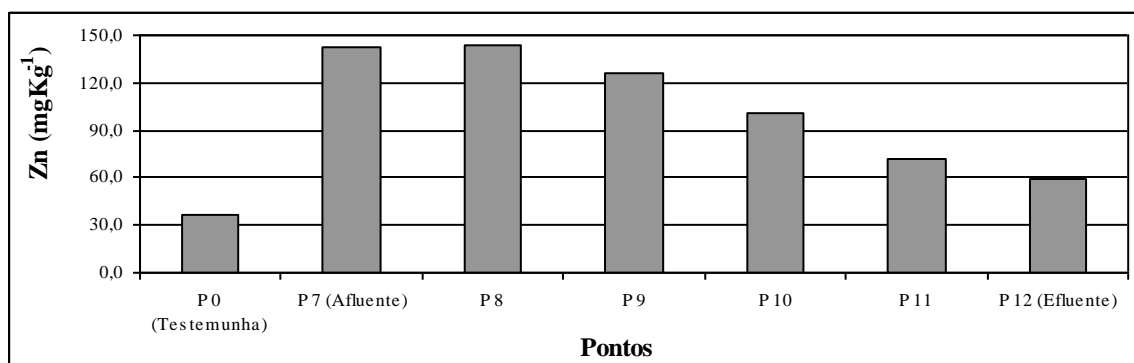


Figura 153-B - Evolução das concentrações de zinco nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.



Resultados e Discussão

Figura 154-A - Evolução das concentrações de molibdênio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.

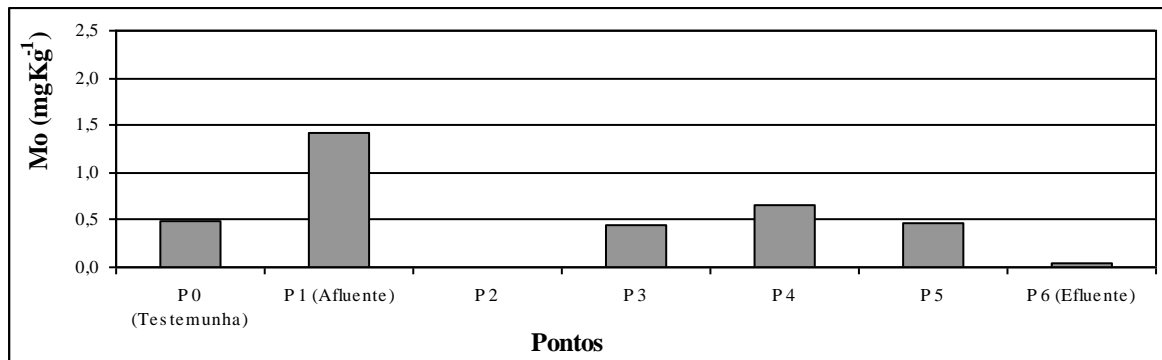
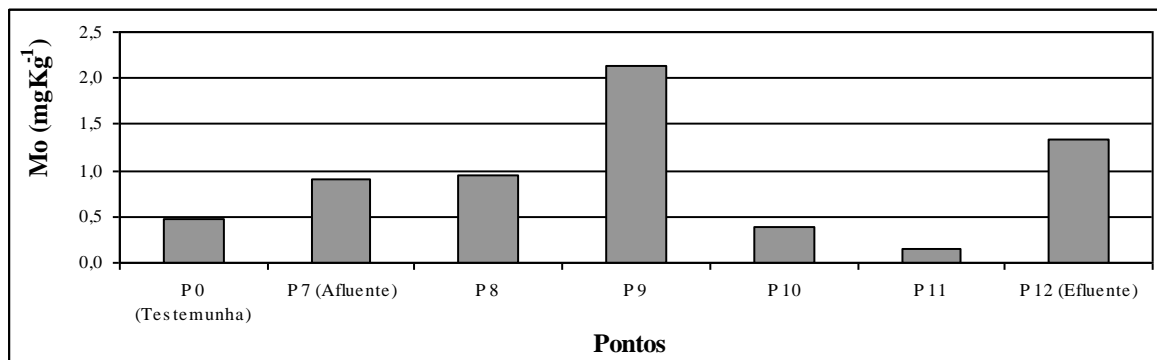


Figura 154-B - Evolução das concentrações de molibdênio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.



5.5.5. Acumulação de metais pesados:

O chumbo, o alumínio e o mercúrio não apresentaram concentrações nos vegetais das parcelas, colhidas nos pontos de controle dentro dos módulos de disposição, maiores que as encontradas na parcela colhida no ponto testemunha (P0), com exceção de poucos pontos isolados, resultados de difíceis explicações, sem que sejam feitas confirmações e verificações mais rigorosas, pois são observações localizadas de uma única campanha de amostragem, sem que existam tendências ou resultados seqüenciais.

A mesma situação descrita acima não foi verificada com o cádmio e com o níquel, pois estes apresentaram resultados de concentrações mais elevadas nas parcelas colhidas dentro dos módulos em relação àquelas do ponto testemunha (P0) indicando, assim, a possibilidade de que o vegetal que recebeu a disposição dos esgotos tenha absorvido estes metais pesados (vide Quadro 71 e Figuras 155-A e B a 159-A e B).

Resultados e Discussão

Quadro 71 - Concentrações de metais pesados nos vegetais das parcelas colhidas no ponto testemunha e nos pontos de controle, em relação aos lançamentos dos esgotos nos módulos I e IV.

M	PONTOS					
		Chumbo	Alumínio	Mercúrio	Cádmio	Níquel
Ó	P0	1,12	256,1	0,00	0,13	0,84
	P1	1,17	248,6	0,00	0,18	0,05
	P2	0,34	248,8	0,00	0,23	0,00
	P3	0,13	133,2	0,27	0,35	1,11
	P4	3,41	205,4	0,35	0,50	0,92
	P5	0,00	200,7	0,00	0,44	2,35
	P6	2,61	190,6	0,00	0,27	1,43
Ó	P0	1,12	256,1	0,00	0,13	0,84
	P7	0,97	197,7	0,00	1,86	1,56
	P8	3,91	159,2	0,00	1,70	1,61
	P9	1,67	167,1	0,00	1,25	0,94
	P10	1,35	137,7	0,66	0,82	0,90
	P11	0,71	131,2	0,00	0,50	0,75
	P12	1,28	170,2	0,00	0,30	0,72

Figura 155-A - Evolução das concentrações de chumbo nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.

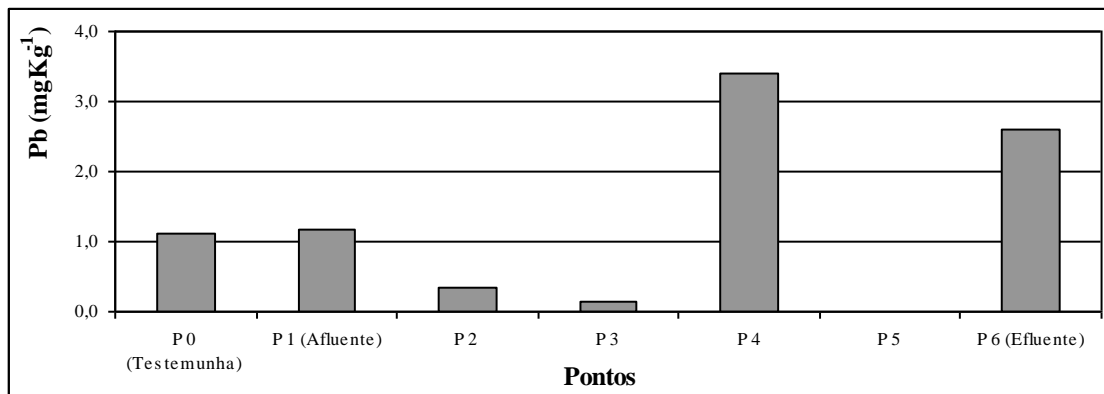


Figura 155-B - Evolução das concentrações de chumbo nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.

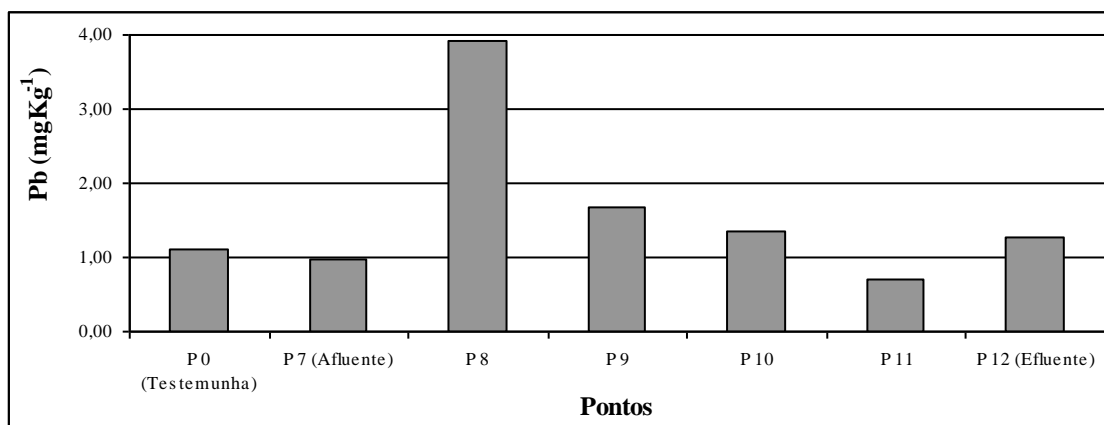


Figura 156-A - Evolução das concentrações de alumínio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.

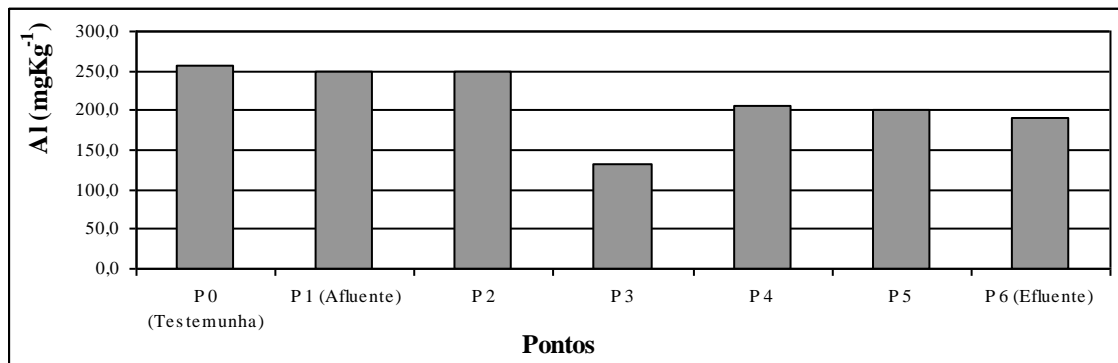
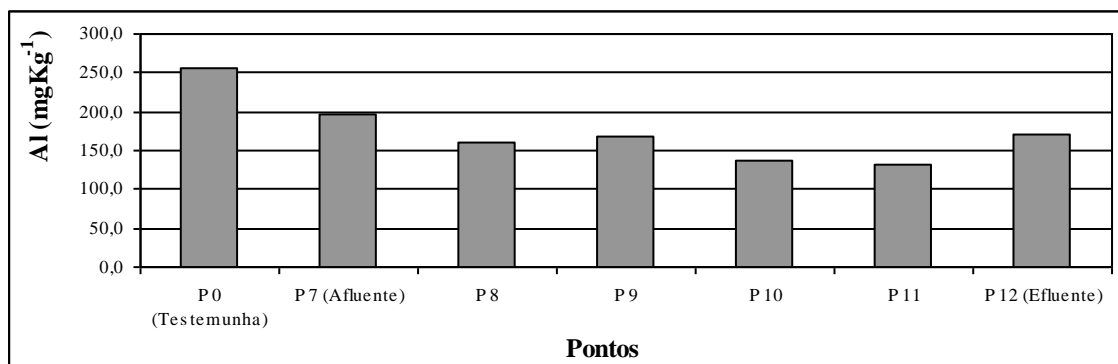


Figura 156-B - Evolução das concentrações de alumínio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.



Resultados e Discussão

Figura 157-A - Evolução das concentrações de mercúrio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.

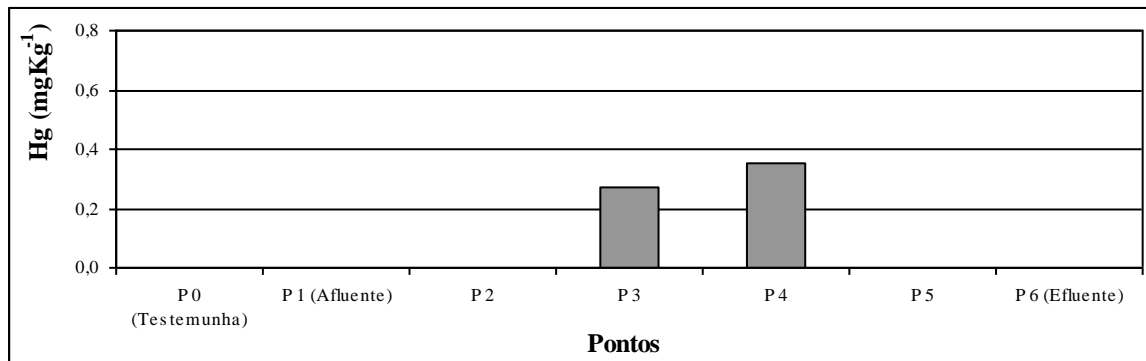


Figura 157-B - Evolução das concentrações de mercúrio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.

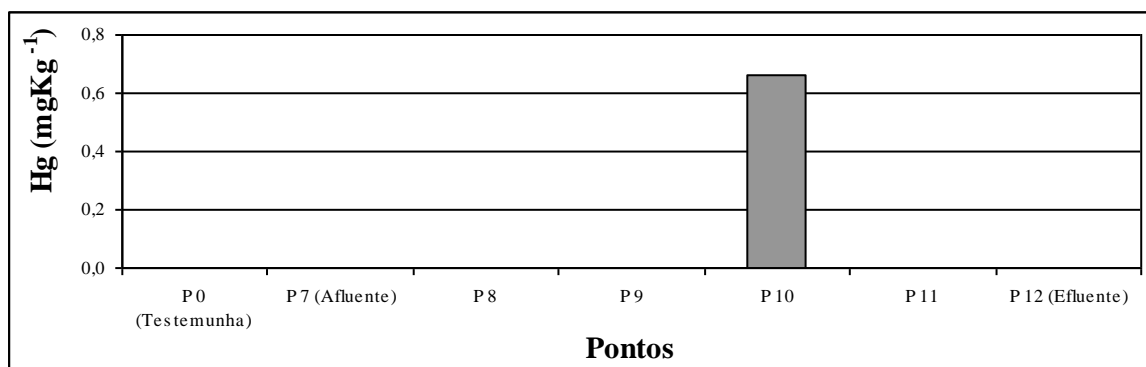


Figura 158-A - Evolução das concentrações de cádmio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.

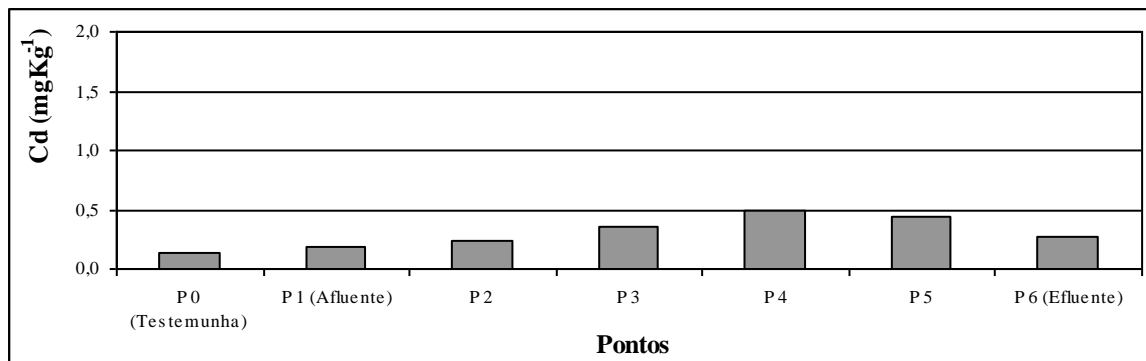


Figura 158-B - Evolução das concentrações de cádmio nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.

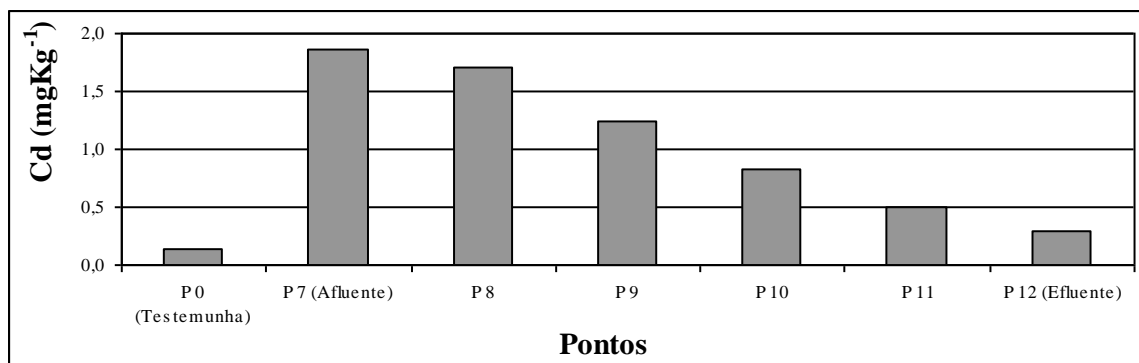


Figura 159-A - Evolução das concentrações de níquel nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo I.

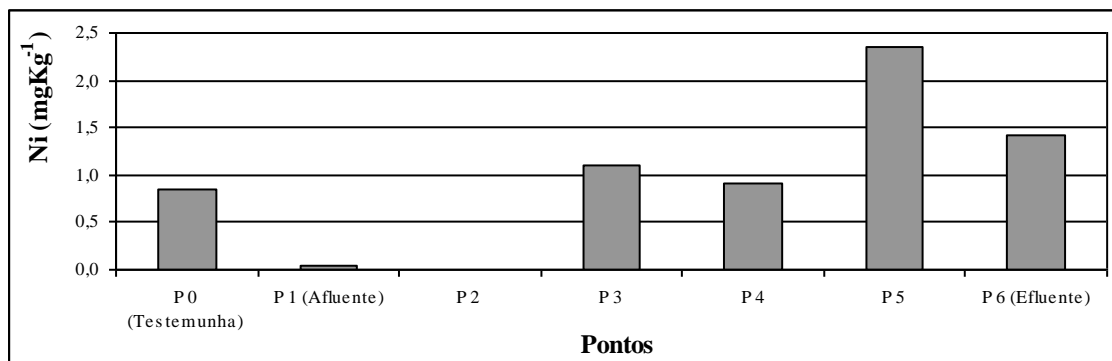
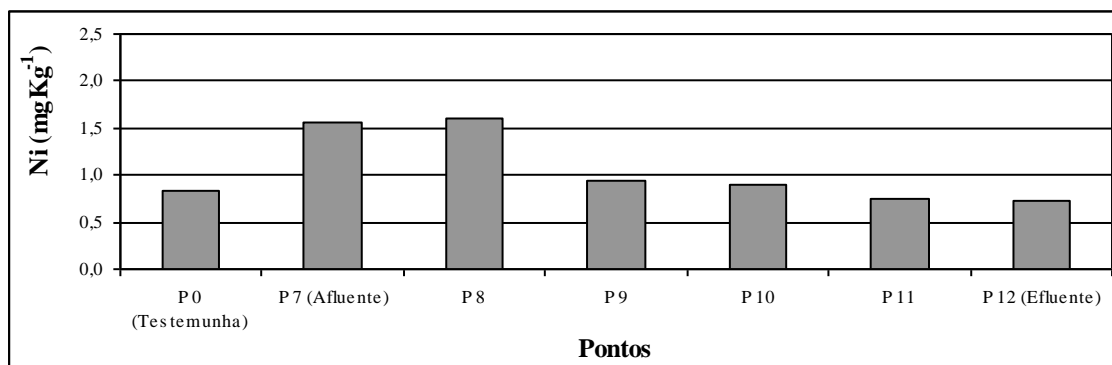


Figura 159-B - Evolução das concentrações de níquel nas parcelas dos vegetais, em relação ao lançamento dos esgotos no módulo IV.



5.6. Influência sócio-econômica:**5.6.1. Questionário – entrevistas específicas:**

Para poder-se verificar a avaliação e a percepção da população em relação ao sistema de tratamento de esgotos instalado em Populina, nestes 17 anos de operação, foi realizada pesquisa em 1,3 % dos domicílios da comunidade, abordando aspectos práticos, como a utilização da água do córrego onde são lançados os efluentes, e aspectos mais subjetivos, relativos às reações das pessoas frente às mudanças ocorridas no ambiente, quando observadas, e a visão que têm do empreendimento.

Esta pesquisa foi levada a efeito através de um questionário específico, conforme modelo abaixo:

QUESTIONÁRIO

Entrevista n°

1. Nome:.....
2. Endereço:.....
3. Profissão / Atividade:.....
4. Idade:.....
5. Desde quando mora neste endereço:.....anos.
6. Quantos moradores existem na propriedade?.....
7. É propriedade rural? SIM
8. Se propriedade rural, qual atividade que desenvolve?
9. Conhece a Estação de Tratamentos de Esgotos (ETE)? SIM NÃO
10. Desde quando conhece a Estação de Tratamento?.....anos.

Resultados e Discussão

10. Você ou alguém da sua família tem algum tipo de atividade relacionada com a

Estação de Tratamento?

SIM NÃO

11. Você percebeu algum incômodo durante a construção da obra?

SIM NÃO

Qual?.....

12. Nestes anos de operação, percebeu algum tipo de odor? SIM NÃO

Quando?

13. Depois do início da operação da Estação de Tratamento, percebeu a infestação de algum tipo de inseto ou roedor (praga)?

SIM NÃO

Quando?.....

Qual?.....

14. Neste período de operação, percebeu algum tipo de ruído que viesse a incomodar?

SIM NÃO

Quando?.....

Qual?.....

15. Percebeu alguma forma de modificação no ambiente próximo à Estação de Tratamento?

SIM NÃO

Quando?.....

Qual?.....

16. Faz algum tipo de uso do Córrego Vista Alegre?

SIM NÃO

Qual?.....

17. Percebeu alguma modificação no Córrego desde que a Estação de Tratamento começou a operar?

SIM NÃO

Qual?.....

18. A Estação de Tratamento impediu de continuar utilizando-se do Córrego?

SIM NÃO

Quando?.....

Por quê?.....

19. Percebeu alguma alteração na vegetação às margens do Córrego depois da Estação de Tratamento Ter começado a operar (vegetação ciliar)?

SIM NÃO

Quando?.....

Qual?.....

20. O Córrego continua tendo os mesmos tipos de peixes que tinha antes da Estação de Tratamento?

SIM NÃO

Quais?.....

21. Faz algum tipo de utilização da água do subsolo (lençol freático)?

SIM NÃO

Qual?.....

22. Você acha que a Estação de Tratamento modificou as características da água do subsolo (lençol freático)?

SIM NÃO

Quando?.....

Por quê?.....

23. Utiliza o capim (biomassa) produzido na Estação de Tratamento?

SIM NÃO

Para quê?

24. O capim (biomassa) produzido na Estação de Tratamento é de boa qualidade?

SIM NÃO

Por quê?.....

25. De alguma forma, a Estação de Tratamento trouxe incômodo ou desconforto de qualquer natureza?

SIM NÃO

Quando?.....

Qual?.....

26. Este tipo de Estação de Tratamento (processo) trouxe benefícios ou prejuízos para o Município de Populina?

Por quê?.....

Quais?.....

27. A Estação de Tratamento trouxe benefícios ou prejuízos para a população que mora ou tem atividades próximo dela?

BENEFÍCIOS PREJUÍZOS
 BENEFÍCIOS PREJUÍZOS

Por quê?.....

Quais?.....

28. A implantação da Estação de Tratamento desvalorizou as terras próximas a ela?

SIM NÃO

Por quê?.....

Em que percentual?.....

5.6.2. Resultados obtidos:

Os resultados obtidos estão apresentados e compilados abaixo, partindo-se de informações a respeito do universo pesquisado. As entrevistas específicas foram realizadas com pessoas que sofrem alguma influência, direta ou indireta, relativa à planta de tratamento, seja por residir nas imediações da ETE ou próximo ao córrego a jusante da estação; pela atividade profissional exercida; pelo uso da biomassa ou da água do subsolo a jusante.

Verificou-se que 80% das pessoas entrevistadas moram nas proximidades da Estação, que é conhecida por 100% deles, sendo que 93% conhecem a ETE desde a sua implantação, há 16 anos. Os entrevistados são pecuaristas, administradores de fazenda e lavradores, dentre outros, e 67% moram em propriedades rurais próximas ao sistema de disposição de esgotos, e desenvolvem atividades de pecuária, agricultura e pesca próximas ou a jusante da planta de tratamento, ou seja, de alguma forma, atividades correlacionadas com a estação, vide Figuras (160 e 161).

Figura 160 - Universo pesquisado.

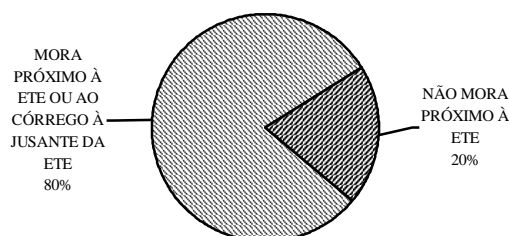
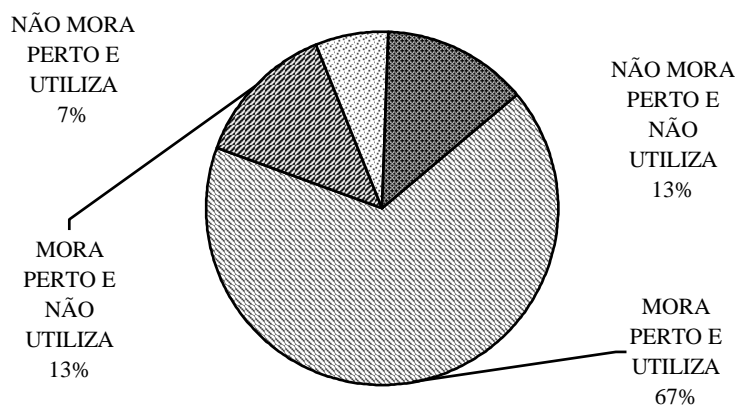


Figura 161 - Utilização do lençol, córrego ou biomassa e distância da residência.



A utilização da biomassa, do córrego e/ou do lençol freático, a jusante do tratamento, é feita por 73% dos entrevistados. Verificou-se que 55% destes usuários utilizam o córrego e a água do subsolo; 18% utilizam somente o córrego; a utilização da biomassa produzida na estação e do córrego é feita por 18% dos usuários e 9% utilizam apenas a biomassa (vide Figuras 162 e 163).

Figura 162 - Características das propriedades rurais.

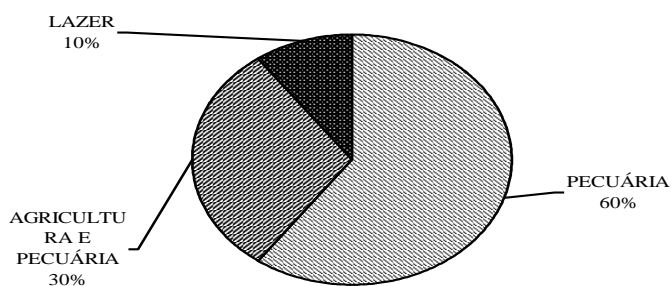
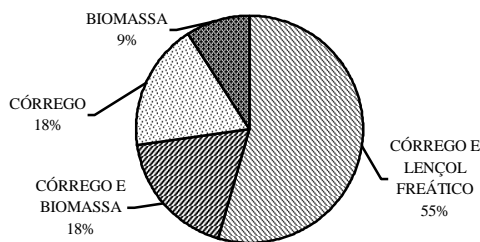


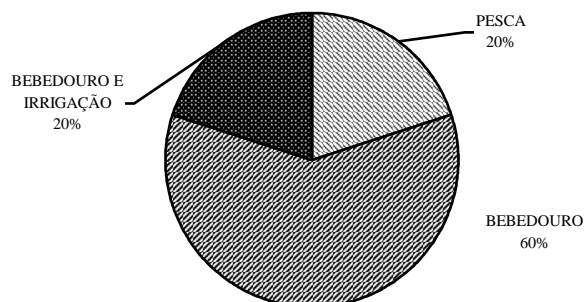
Figura 163 - Tipos de Utilização próximo à ETE.



Durante a execução da obra não foi verificado nenhum tipo de incômodo. A partir de seu início e durante todos estes anos de operação, não foi notada a presença de insetos, roedores, ruídos ou modificações no ambiente. Apenas 7% dos entrevistados notaram algum tipo de odor, quando do início da operação do sistema, por um período de seis meses.

Utilizam o córrego Vista Alegre 67% dos entrevistados. Sua utilização destina-se em 60% para bebedouro de animais; 20% para bebedouro e irrigação de lavoura e 20% para pesca, conforme Figura 164. Não foi verificada nenhuma alteração nos hábitos dos usuários, quanto ao uso do córrego, após a implantação da estação.

Figura 164 - Formas de utilização do córrego.



Com o início da operação do sistema, houve uma alteração na coloração da água do córrego, para uma tonalidade mais escura, segundo 20% das pessoas, sendo que as demais não observaram quaisquer alterações nas suas características.

Apenas 7% perceberam alteração para melhor na vegetação ciliar, sendo que o restante não observou alterações.

A população e as espécies de peixes no córrego não foi modificada, segundo a avaliação de 67% dos entrevistados; 27% não souberam avaliar e 6% acreditam que houve alguma alteração. Bagres, tuiuiús, lambaris, traíras, cascudos e carás, foram apontadas como as espécies presentes no córrego.

A água do subsolo é utilizada por 40% dos entrevistados, através de poços freáticos a jusante da estação para abastecimento. Deste montante, 84% acreditam que a estação de tratamento não alterou as características do lençol freático.

A utilização da biomassa produzida na estação é feita por 20% dos entrevistados, sendo considerada de boa qualidade para alimentação animal, por todos eles.

A estação de tratamento não trouxe desconforto ou incômodo de qualquer natureza, exceto pelo odor verificado durante os seis primeiros meses de operação.

Todos consideram que a ETE trouxe inúmeros benefícios para o município e à população, promovendo a saúde através do tratamento de esgotos.

A implantação da ETE não provocou a desvalorização das terras próximas a ela, de acordo com 93% dos entrevistados, sendo que os 7% restantes não souberam avaliar.

Os dados levantados mostram que a população aprova a Estação de Tratamento, acreditando que ela traz melhoria da qualidade de vida, uma vez que promove a saúde.

A estação não causou impactos negativos no dia-a-dia das pessoas, pois os usos que eram feitos das águas do subsolo e do córrego não foram alterados em função da sua existência. A produção da biomassa é vista como um benefício e já é insuficiente para atender a demanda.

Não foi observada nenhuma modificação significativa no ambiente próximo à estação de tratamento, pela percepção da população; o saldo dos efeitos positivos supera, em muito, os possíveis desconfortos havidos no passado. Por outro lado,

todos os entrevistados estão conscientes da importância da estação de tratamento de esgotos e citaram a necessidade da ampliação da mesma de Populina.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES:

Para concluir a respeito dos resultados obtidos nas avaliações dos efeitos da disposição de esgotos no solo, no sistema de tratamento implantado em Populina, deve-se levar em conta sempre que a estação de tratamento está funcionando desde 1984 sendo que, a partir de 1990, começou a operar com sobrecarga, chegando hoje a estar operando com uma vazão 2,4 vezes superior àquela para qual foi concebida. Se por um lado a planta de tratamento conseguiu postergar investimentos, por outro lado, muitos dos efeitos negativos causados pela estação, ocorreram pelo fato da mesma estar subdimensionada para a vazão atual.

Dos efeitos negativos, a possível lixiviação de fósforo para o lençol freático e os efeitos da acumulação do sódio nos horizontes do solo chamam a atenção. Outro efeito indesejável foi a elevação dos coliformes totais e fecais no corpo receptor até os 500 metros a jusante do lançamento dos efluentes da estação. Por outro lado, num balanço entre os efeitos positivos e negativos, pode-se dizer, com segurança, que o saldo é extremamente positivo, a relação benefício/custo foi altamente compensadora. Até mesmo a acumulação do sódio que, provavelmente, colaborou para uma redução da permeabilidade do solo, no horizonte localizado entre 30 e 60cm de profundidade, de todos os módulos, funcionou como uma camada de bloqueio sanitário, visto que não foi detectada a presença de coliformes fecais, ovos de helmintos ou cistos de protozoários nos horizontes inferiores e nos aquíferos subterrâneos.

Dos resultados obtidos nas avaliações, pode-se considerar que a estação de tratamento, mesmo nesta situação de sobrecarga, ainda está funcionando como uma barreira sanitária em relação ao ecossistema local, com grandes vantagens sobre os sistemas de tratamento convencionais, pois produziu biomassa de boa qualidade, a qual foi utilizada para alimentação animal, além de ter proporcionado o tratamento dos esgotos em nível terciário, pela utilização dos nutrientes no sistema solo-vegetal, mesmo nestas condições desfavoráveis de subdimensionamento.

Como qualquer outro sistema de tratamento, ele não prescinde de ampliações, atualmente, pelos resultados obtidos, o sistema precisa urgentemente ser ampliado ou

precedido de um tratamento preliminar, que utilize-o como complemento ou polimento.

Este trabalho foi desenvolvido, buscando elaborar uma visão holística de como comportou-se a estação de tratamento quando inserida num contexto maior de seu ecossistema, considerando-se o corpo receptor, o solo, os aquíferos subterrâneos, a biomassa produzida, inclusive os aspectos sócio-econômicos que envolveram a comunidade e, para isso, foi necessária e indispensável a participação de técnicos de diversas áreas e formações, talvez uma das mais importantes recomendações, seja salientar as grandes vantagens de trabalhar-se com equipes multidisciplinares.

O sistema de disposição de Populina tem sido monitorado e acompanhado por todos estes anos, desde que entrou em operação, caracterizando-se numa pesquisa operacional (aplicada), pois foi pesquisada e avaliada uma planta que, efetivamente, tratou os esgotos da sede do município de Populina pelos últimos 16 anos. Pelos resultados obtidos, é possível afirmar que a disposição no solo, efetuada de maneira profissional e planejada é, talvez, a mais barata e eficaz maneira de efetuar-se o tratamento em nível terciário, pela utilização dos nutrientes, os quais não alcançarão os corpos d'água, e estarão a serviço da produção agrícola.

As iniciativas atuais quanto à disposição dos esgotos no solo, sejam eles brutos ou em forma de efluentes de tratamentos, são ainda muito tímidas e, em alguns casos, realizadas de maneira amadora, o que pode levar estes processos a ser avaliados em condições distorcidas ou equivocadas. Se bem concebido, bem construído e, principalmente, bem operado e mantido adequadamente, um sistema de disposição no solo pode transformar potenciais fontes de poluição em fontes de produtividade agrícola, com seus “efeitos colaterais” perfeitamente mantidos sob controle.

Existem muitos aspectos a serem pesquisados e, aparentemente, os maiores abismos tecnológicos surgem, quando abre-se mão do trabalho multidisciplinar. Andar na frente, arrojado e prever soluções integradas, é tarefa que cabe aos técnicos realizar, através do seu conhecimento, porém, não esquecendo que os técnicos têm que abrir mão do acham que é o ideal, para fazer o possível em equipe e com envolvimento da sociedade, evitando-se a superficialidade nas abordagens, a improvisação e o amadorismo nas soluções que, via de regra, envolvem gente e

qualidade de vida. A tecnologia deve ser absorvida, dominada e adaptada para as nossas condições minimizando, assim, a dependência tecnológica.

Deve-se estar atento às futuras condições de escassez de água, às necessárias proteções dos corpos d'água, e à importância de produzir-se alimentos, mas deve-se lembrar que a disposição de esgotos e efluentes no solo, é um processo cultural, o qual passa por dois momentos distintos na sociedade, o primeiro é de aceitação cultural, e o segundo, estando aceita a tecnologia, passa-se para a fase de descaso com os cuidados sanitários; esta, sim, é uma tarefa árdua de ser efetivada, pois a disposição no solo trata-se de uma tecnologia barata e de fácil aplicação, mas não deve ser considerada como de segunda categoria. Nada deve ofuscar ou relegar a um segundo plano os cuidados com a segurança sanitária, pois uma disposição de esgotos ou de efluentes no solo, deve representar uma barreira sanitária, e não uma fonte de disseminação de agentes contaminantes.

7. BIBLIOGRAFIA

1. Aboul-Kassin TA, Dowidar NM. Sewage disposal as a source of phosphorus in the coastal environment of Alexandria. **Water Sci Tech** 1992; 25:125-32.
2. Adelman DD, Tabidian MA. The potential impact of soil carbon content on groundwater nitrate contamination. **Water Sci Tech** 1996; 33:227-32.
3. Adhikari S, Mitra A, Gupta SK, Banerjee SK. Pollutant metal contents of vegetables irrigated with sewage water. **J Indian Soc Soil Sci** 1998; 46:153-5.
4. Agrawal GD, Lunkad Sk, Malkhed T. Diffuse agricultural nitrate pollution of groundwaters in India. **Water Sci Tech** 1999; 39:67-75.
5. Al Salem SS. Environmental considerations for wastewater reuse in agriculture. **Water Sci Tech** 1995; 33:345-53.
6. Al-Wabel MI, Al-Omran AM, Shalaby AA, Choudhary MI. Effect of sewage sludge on some chemical properties of calcareous sandy soils. **Commun Soil Sci Plant Anal** 1998; 29:2713-24.
7. Arceivala SJ. **Wastewater treatment and disposal**. New York: Marcel Dekker; 1981.
8. Asano T. **Artificial recharge of groundwater**. Davis, California; 1985.
9. Asano T. **Wastewater reclamation and reuse**. Lancaster, Pennsylvania, 1998.
10. Association of Official Analytical Chemists. **Official methods of analysis**. Arlington, 14th ed. Arlington; 1984.
11. Azevedo Neto JM. Autodepuração dos cursos d'água: curva de depressão de oxigênio. **Rev DAE** 1962; (62): 51-62.
12. Baganha CA, José C. Detecção e monitoramento da contaminação ambiental hidrológica na área de influência do aterro sanitário do Parque Santa Bárbara, município de Campinas – SP. **Rev Bras Ecol** 2000; 1:41-5.
13. Barretto MCV, Glória NA, Matiazzo ME. Alterações da capacidade de troca catiônica de solos tratados com diferentes materiais orgânicos. *In:*

- Anais do XII Congresso Latino Americano de Ciência do solo**; 1996. Águas de Lindóia. São Paulo;1996.
14. Bastos RKX. Qualidade microbiológica da água para a irrigação de hortaliças. *In:Anais do 40º Congresso Brasileiro de Olericultura*; 2000. São Pedro. São Paulo. p.114-21.
 15. Bastos RKX. **Utilização agrícola de esgotos sanitários**.Viçosa: Universidade Federal de Viçosa/ABES; 1999.
 16. Beavers PD, Gardner EA. Prediction of virus transport through soils. **Water Res** 1992; 38:530-5.
 17. Bernarde MA. Land disposal of sewage effluent: appraisal of health effects of pathogenic organism. **J Am Water Works Assoc** 1973; 85:432, 1973.
 18. Bertoncini EI, Matiazzo ME. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Rev Bras Cienc Solo** 1999; 23:737-44.
 19. Bettiol W, Camargo OA. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, São Paulo: Embrapa; 2000.
 20. Bitton G, Pancorbo OC, Farrah SR. Virus transport and survival after land application of sewage sludge. **Appl Environ Microbiol** 1984 47:905-9.
 21. Blanc R, Nasser A. Effect of effluent quality and Temperature on the persistence of viruses in soil. **Water Sci Tech** 1995; 33:237-42.
 22. Blumenthal UJ, Mara DD, Ayres RM, Cifuentes E, Peasey A, Stott R, Lee DL, Ruiz-Palacios G. Evaluation of the WHO nematoid egg guidelines for restricted and unrestrigted irrigation. **Water Sci Tech** 1995; 33:277-83.
 23. Bond P **An investigation of microbial processes involved in the interconversions of sulphur components during an overland flow - grass filtration sewage treatment**. Melbourne; 1991. [A report witten for the degree of B.Sc. (Honors). School of Microbiology - University of Melbourne].
 24. Born RH **Aspectos conceituais, ambientais e de saúde pública do aproveitamento (re-uso) de águas residuárias no solo como instrumento de administração da qualidade ambiental**. São Paulo; 1991. [Dissertação de Mestrado - Faculdade de Saúde Pública da USP].

25. Brady NC, Weil RR. **The nature and properties of soils**. New York, 12th ed. New York; 1999.
26. Brix H. Treatment of wastewater in the rizosphere of wetland plants – the root zone method. **Water Sci Tech** 1987; 19: 107-18.
27. Cabral Jr D. **Caracterização de esgotos domésticos e avaliações da contribuição per capita, no conjunto residencial Vista Verde**. São Paulo: CETESB;1976.
28. Campos C, Oron G, Salgot M, Gillerman L, Casais G. Attenuation of microorganisms in the soil during drip irrigation with waste stabilization pond effluent. **Water Sci Tech** 2000; 42:387-92.
29. Campos JR, coordenador. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES; 1999.
30. Cardoso EJBN, Tsai SM, Neves MCP. **Microbiologia do solo**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Ciência do solo; 1992.
31. Carlson CA, Hunt PG, Delaney TBJ. **Overland flow treatment of wastewater**. Vicksburg, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, 1974.
32. Cashin GJ. Effluent disposal using sand exfiltration. **Water** 1993; 4:27-30.
33. Cattelan AJ, Vidor C. Flutuações na biomassa, atividade e população microbiana do solo, em função de variações ambientais. **Rev Bras Cienc Solo** 1990; 14:133-42.
34. [CETESB] Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Legislação Estadual – Controle de Poluição Ambiental**. São Paulo; 1998.
35. [CETESB] Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Sistemas de aplicação de biossólidos e lodos de tratamento biológicos em áreas de uso agrícola – critérios para projeto e operação: proposta de norma; 3ª versão**. São Paulo; 1998.
36. Christensen JB, Christensen TH. The effect of pH on the complexation of Cd, Ni and Zn by dissolved organic carbon from leachate-polluted groundwater. **Water Res** 2000; 34:3743-54.

37. Cogger CG, Rubin AR. **General guidelines for subsurface treatment of wastewater**. Releigh: Water Resources Research. Institute of the University of North Caroline; 1983. (Land Treatment Series Report, 4).
38. Coraucci BF, Além PS, Figueiredo RF, Vieira DB. Avaliação da produção da material vegetal em solo que recebeu esgoto doméstico bruto. *In: Anais do XII Congresso Latino Americano de Ciência do Solo*; 1996. Águas de Lindóia, São Paulo; 1996.
39. Croxford AH. **Melbourne, Australia, wastewater system - case study**. Chicago, American Society of Agricultural Engineers; 1978.
40. Cunha RC de A, Costa ACS, Maset BF, Casarini DCP. Effects of irrigation with vinasse and the dynamics of its constituents in the soil: I-physical and chemical aspects. **Water Sci Tech** 1986; 19:155-66. (Apresentado ao 13th IAWPRC Biennial International Conference, Salvador, 1986).
41. David DJ, Williams CH. Effects of cultivation on the availability of metals accumulated in agricultural and sewage - treated soils. *In: Proceedings of the International Conference on Developments in Land Methods of Wastewater Treatment and Utilisation*; 1978; Melbourne. **Proceedings**. Melbourne: IAWPRC, 1978. paper n.18.
42. Davis WK. Land disposal III: **J Water Pollut Control Fed** 1973; 45: 1485-8.
43. Dias HEJ, Moreira FMS, Siqueira JO. Densidade e atividade microbiana em amostras de solo contaminadas com metais pesados. *In: Anais do XII Congresso Latino Americano de Ciência do Solo*; 1996. Águas de Lindóia, São Paulo: 1996.
44. Driver CH, Hrutfiord BF, Spyridakis DE, Welch EB, Wooldridge DD. **Assesment of effectiveness and effects of land disposal methodologies of water management**. Washington: Department of the Army Corps of Engineers; 1972.
45. El Hamouri B, Handouf A, Mekrane M, Touzani M, Khana A, Khallayoune K, Benchokroun T. Use of wastewater for crop production

- under arid and saline conditions : yeld and higienic quality of the crop and soil contaminations. **Water Sci Tech** 1995; 33:327-34.
46. [EMBRAPA] Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos; 1997.
 47. Environment Canada. **Land application of food processing wastewater - Design and Operations Manual**. Ontário; 1978.
 48. Environment Canada. **Manual for land application of treated municipal wastewater and sludge**. Ontario; 1994.
 49. Environment Protection Authority of Victoria. **Guidelines for the disposal of wastewater on land irrigation**. Melbourne; 1983. (Publication, 168).
 50. Environment Protection Authority of Victoria. **Guidelines for wastewater irrigation**. Melbourne, 1991. (Publication, 168).
 51. Environment Protection Authority of Victoria. **The use of transpiration beds for domestic wastewater disposal**. Melbourne; 1980. (Publication, 104).
 52. Environmental Protection Agency. (supplement on rapid infiltration and overland flow - EPA). **Process design manual - land tratment of municipal wastewater**. Washington; 1984.
 53. Environmental Protection Agency. **Process design manual: land aplication of municipal sludge**. Cincinnati, Ohio; 1983.
 54. [EPA] Environmental Protection Agency. **A plain English guide to the EPA Part 503 biosolids rule**. Washington (DC); 1994.
 55. [EPA] Environmental Protection Agency. **Process design manual – land treatment of municipal wastewater (supplement on rapid infiltration and overland flow – EPA)**: Washington(DC); 1984.
 56. [EPA] Environmental Protection Agency. **Process design manual. Land treatment of municipal wastewater**. Cincinnati, Ohio; 1981.
 57. Evans JO. Soils as sludge assimilators. **Compost Sci** 1973; 15:16-21.
 58. Evans KJ, Mitchell IG, Salau B. Heavy metal accumulation in soils irrigated by sewage and effect in the plant - animal system. *In*:

-
- Proceedings of the International Conference on Developments in Land Methods of Wastewater Treatment and Utilisation;** 1978; Melbourne. **Proceedings.** Melbourne: IAWPRC, 1978. (paper n.24).
59. Feachem R. Health aspects of excreta and wastewater management. **Sanit. Disease** 1983; 38:501.
60. Feigin A, Bielorai H, Shalhevet J, Kinips T, Dag J. The effectiveness of some crops in removing minerals from soils irrigated with sewage effluent. *In: Proceedings of the International Conference on Developments in Land Methods of Wastewater Treatment and Utilisation;* 1978; Melbourne. **Proceedings.** Melbourne: IAWPRC, 1978. (paper n.11).
61. Ferrett P. **An investigation into sulphur metabolism in a grass filtration sewage treatment system.** Melbourne; 1989. [A report submitted for the Degree of B. Sc. (Honours) - School of Microbiology, University of Melbourne].
62. Ferri MG, coordenador. **Fisiologia vegetal.** São Paulo, EDUSP; 1979.
63. Figueiredo RF. Tratamento de esgotos pelo processo de escoamento à superfície no solo. **Rev DAE** 1985; 45 (140): 62-6.
64. Forster DL, Southgate DD. Social institutions influencing land application of wastewater, and sludge. **J Water Pollut Control Fed** 1984; 56:399-404.
65. Foster SSD, Gale IN, Hespanhol I. **Impacts of wastewater use and disposal on groundwater.** Keyworth, Nottingham: British Geological Survey; 1994.
66. Gallegos E, Warren A, Robles E, Campoy E, Calderon A, Ainz MG, Bonilla P, Escolero O. The effects of wastewater irrigation on groundwater quality in Mexico. **Water Sci Tech** 1999; 40:45-52.
67. Ganoulis J, Papalopoulou A. Risk analysis of wastewater reclamation and reuse. **Water Sci Tech** 1995; 33:297-302.
68. Ganze CW, Wahlstrom JS, Turner DR. Fate of heavy metals in sludge disposal, land spread operation: a case history. **Water Sci Tech** 1986; 19:19-26. (Apresentado ao 13th IAWPRC Biennial International Conference, Salvador, 1986).

-
69. George DB, Leftwich DB, Klein NA, Clabon BJ. Redesign of a land treatment sistem to protect groundwater. **J Water Pollut Control Fed** 1987; 59:813-20.
 70. George DB. Redesign of a land treatment system to protect groundwater. **J Water Pollut Control Fed**,1987; 59:813-20.
 71. Gheyi HR, Queiroz JE, Medeiros JF. Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada. *In: XXVI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola*; 1997. Campina Grande - Paraíba: Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola;1997.
 72. Ghiglietti R, Rossi P, Ramsan M, Colombi A. Viability of ascaris suum, ascaris lumbricoides and trichuris muris eggs to alkaline pH and different temperatures. **Parasitologia** 1995; 37:229-32.
 73. Gonçalves DA. **Capim Estrela: aspectos botânicos da parte aérea da gramínea**. Botucatu: Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”; 1985.
 74. Gorte JK, Manthy RS. Calculating costs for forest land use. **Biocycle** 1984, (Nov./Dez):39-45.
 75. Goyal SM, Keswick BH, Gerba CP. Viruses in groundwater beneath sewage irrigated cropland. **Water Res** 1984; 18:299-302.
 76. Grambrell RP, Patrick WHJ. Chemical and microbiological properties of anaerobic soils and sediments. **Plant Life Anaer Environ** 1993; 13: 375-423.
 77. Grunnet K, Moller J. Changes in biological parameters on grass, hay and in silage following irrigation with domestic sewage. *In: Proceedings of the International Conference on Developments in Land Methods of Wastewater Treatment ond Utilisation*; 1978; Melbourne. **Proceedings**. Melbourne: IAWPRC, 1978. (paper n.9).
 78. Grunnet K, Olesen SE. Disappearance of microorganisms by infiltration and percolation of sewage. *In: Proceedings of the International Conference on Developments in Land Methods of Wastewater Treatment and Utilisation*; 1978; Melbourne. **Proceedings**. Melbourne: IAWPRC, 1978. (paper n.37).

-
79. Gupta UC, Gupta SC. Trace element toxicology relationships to crop production and livestock and human health: implications for management. **Commun Soil Sci Plant Anal** 1998; 29:1491-522
 80. Harlin Jr CC. Land treatment methods in perspective. *In: Proceedings of the International Conference on Developments in Land Methods of Wastewater Treatment and Utilisation*; 1978; Melbourne. **Proceedings**. Melbourne: IAWPRC, 1978. paper n.1.
 81. Hartman Jr WJ. **An evaluation of land treatment of municipal wastewater and physical siting of facility installations**. Pennsylvania, U.S. Army; 1975.
 82. Hespanhol I. Esgotos como recurso hídrico: dimensões políticas, institucionais, legais, econômico–financeiras e sócio–culturais. *In: Anais do Seminário Internacional Reuso da Água na Região Metropolitana de São Paulo*; 1998. São Paulo. São Paulo: ABES; 1998.p. 45 –58.
 83. Holford ICR, Patrick WHJ. Effects of redox potencial and pH on phosphate removal from wastewater during land application. *In: Proceedings of the International Conference on Developments in Land Methods of Wastewater Treatment and Utilisation*; 1978; Melbourne. **Proceedings**. Melbourne: IAWPRC; 1978. (paper n.16).
 84. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. **Análise do sistema de dispersão de efluentes por aspersão e caracterização hidrogeológica, da qualidade de águas do freático no local da Fábrica de Chapas da Duratex S.A. Botucatu, São Paulo, Brasil**. São Paulo; 1985.
 85. Jeffery JJ, Urenn C. The effect of the application of piggery effluent to soils and pastures. *In: Proceedings of the International Conference on Developments in Land Methods of Wastewater Treatment and Utilisation*; 1978. Melbourne. **Proceedings**. Melbourne: IAWPRC; 1978. (paper n.20).
 86. Jensen DL, Ledin A, Christensen TH. Speciation of heavy metals in landfill-leachate polluted groundwater. **Water Res** 1999; 33:2642-50.

-
87. Johnson LRD, Jones RL, Hinesly TD, David DJ. **Selected chemical characteristics of soils, forages, and drainage water from the sewage farm serving Melbourne, Australia.** Hannover, New Hampshire, Department of the Army - Corps of Engineers, 1974.
 88. Kandiah A. Quality criteria in using sewage effluent for crop production. In: Food and Agriculture Organization of United Nations. **Regional Seminar on the Treatment and Use of Sewage Effluent for Irrigation.** Nicosia, Roma, FAO, 1985.
 89. Kerry PJ. **Fate of nutrients supplied in wastewater used to irrigate pasture.** Ballarat, 1993. [Symposium held at Ballarat University College, Australian Society of Soil Science, 1993].
 90. Kiehl EJ. **Manual de edafologia.** São Paulo; 1979.
 91. Kim TD, Unno H. The roles of microbes in the removal and inactivation of viruses in a biological wastewater treatment system. **Water Sci Tech** 1995; 33:243-9.
 92. Kruzic AP, Schroeder ED. Nitrogen removal in the overland flow wastewater treatment process. **J Water Pollut Control Fed** 1990; 62: 867-76.
 93. Lance JC, Gerba CP, Melnick JL. Virus movement in soil columns flooded with secondary sewage effluent. **Appl Environ Microbiol** 1976; 32:520-6.
 94. Lee CR, Peters RE. Overland flow treatment of a municipal lagoon effluent for reduction of nitrogen, phosphorus, heavy metals and coliforms. In: **Proceedings of the International Conference on Developments in Land Methods of Wastewater Treatment and Utilisation;** 1978; Melbourne. **Proceedings.** Melbourne: IAWPRC, 1978. (paper n.13).
 95. Lemos RC, Santos RD. **Manual de descrição e coleta de solo no campo.** Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; 1996.
 96. Lewis WJ, Foster SSD, Drasar BS. **O risco de poluição do lençol freático por sistemas de disposição local de esgotos.** Brasília, Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente/Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento; 1986.

97. Liang Y, Cheung RYH, Wong MH. Reclamation of wastewater for polyculture of freshwater fish: bioaccumulation of trace metals in fish. **Water Res** 1999; 33:2690-700.
98. Mancuso PCS. **Reuso de Água**. São Paulo; 1988. [Dissertação de Mestrado - Faculdade de Saúde Pública da USP].
99. Matiazzo-Prezotto ME. **Comportamento de cobre, cádmio, crômio, níquel e zinco adicionados a solos de clima tropical em diferentes valores de pH**. Piracicaba; 1994.(Tese de Livre Docência – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”- USP).
100. Mcauliffe KW, Scotter DR, Macgregor NA, Earl KD. Casein whey wastewater effects on soil permeability. **J Environ Qual**, 1982; 1(11):31-4.
101. McBride MB. Growing food crops on sludge-amended soils: problems with the U.S. Environmental Protection Agency method of estimating toxic metal transfer. **Environ Toxicol Chem** 1998; 17:2274-81.
102. McPherson JB. Land treatment of Wastewater at Werribee: past, present and future. *In: Proceeding of the International Conference on Developments in Land Methods of Wastewater Treatment and Utilization*; 1978; Melbourne. Melbourne: IAWPRC;1978 (paper nº2).
103. Melbourne Water Corporation. **Melbourne water-western plant data**. Melbourne; 1994.
104. Melbourne Water. Melbourne and Metropolitan Board of Works Werribee Development Strategy. **Assessment of grass and land filtration systems**. Melbourne; 1989 (Tasks 82/83).
105. Melo JAS. Aplicação de águas residuárias no solo como um método de tratamento: disposição final e reciclagem das águas usadas. **Eng Sanit** 1978 , 17:82-91.
106. Metcalf & Eddy Inc.**Tratamiento y depuración de las aguas residuales**. Barcelona: Labor; 1977.
107. Montag LFA, Smith WS, Barella W, Petrere JrM. As influências e as relações das matas ciliares nas comunidades de peixes do Estado de São Paulo. **Brasilian Journal of Ecology** 1997; 1 (1):76-80.

-
108. Moore BE, Sagik BP, Sorber CA. Viral transport to ground water at a wastewater land application site. **J Water Pollut Control Fed** 1981; 53:1492-502.
 109. Mujeriego R, Sala L, Carbó M, Ruret J. Agronomic and public health assessment of reclaimed water quality for landscape irrigation. **Water Sci Tech** 1995; 33:335-44.
 110. National Research Council. **Use of reclaimed water and sludge in food crop production**. Washington (DC); 1996.
 111. **Nature & reduction of heavy metal concentration in grass filtration effluent at commissioning**. Systems Development Report, Werribee Treatment Complex. Werribee, 1991.
 112. Nucci NLR, Araújo JLB, Silva RJC. **Tratamento de esgotos municipais por disposição no solo e sua aplicabilidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Fundação Prefeito Faria Lima; 1978.
 113. Oron G, DeMalach Y, Hoffman Z, Manor Y. Effect of effluent quality and application method on agricultural productivity and environmental control. **Water Sci Tech** 1992; 26:1593-601.
 114. Oron G, Goemans M, Manor Y, Feyen J. Poliovirus distribution in the soil - plant system wastewater reuse of secondary wastewater. **Water Res** 1994; 29:1069-78.
 115. Oron G. **Wastewater treatment and reuse**. Beer Sheva: Ben-Gurion University of the Negev; 1991.
 116. Ottolenghi AC, Hamparian VV. Multiyear study of sludge application to farm land: prevalence of bacterial enteric pathogens and antibody status of farm families. **Appl Environ Microbiol** 1987; 53: 1118-24.
 117. Paganini WS. **Disposição de esgotos no solo: escoamento à superfície**. São Paulo: Fundo Editorial da AESABESP; 1997.
 118. Paspaliaris P, Hodgson B. **Treatment of wastewater by an overland continuous flow grass filtration system**. In: 15th Federal Convention; Gold Coast; 1993.

119. Peixoto AM, Moura JC, Faria VP. **Pastagens-Fundamentos da exploração racional**. Piracicaba: Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiroz – 2^a ed; 1994.
120. Pescod MB, Alça U. Guidelines for wastewater reuse in agricultural. In: Food and Agriculture Organization of United Nations. **Regional Seminar on the Treatment and Use of Sewage, Effluent for Irrigation**; 1985; Nicosia. Roma: FAO; 1985.
121. Pessoa AC, Jordão PE. **Tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental; 1982.
122. Pettygrove GS, Asano T. Optimizing crop production via wastewater irrigation. **Biocycle**, 1984; (Nov./Dez):26-8.
123. [POTAFOS] Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato. **Manual internacional de fertilidade do solo** / Tradução e adaptação de Alfredo Scheid Lopes- 2^a ed, ver e ampl. Piracicaba; 1998.
124. Pound CE, Crites RW. Treatment of municipal wastewater by land application . **Water & Sewage Works** 1975, (Apr): 45-66.
125. Primavesi A. **O manejo ecológico do solo – A agricultura em regiões tropicais**. São Paulo, 4^a ed. São Paulo; 1982.
126. Raij BV. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato:1991.
127. Raiji BV, Quaggio JA. **Métodos de análise de solo para fins de fertilidade**. **Bul Tec Inst Agron** 1983; 81:1-31.
128. Ramachandran V, D’Souza TJ. Plant uptake of cadmium, zinc, and manganese in soils amended with sewage sludge and city compost. **Bull Environ Contam Toxicol** 1998; 61:347-54.
129. Reed MD. **Wastewater management by disposal on the land**. Hanover, New Hampshire: Corps of Engineers U.S. Army; 1972. (Report, 171).
130. Resende M, Curi N, Santana DP. **Pedologia e fertilidade do solo: interações e aplicações**. Brasília; 1988.
131. Reynolds JH, Braun MO. The long term effects of land application of wastewater. In: **Proceedings of the International Conference on Developments in Land Methods of Wastewater Treatment and**

- Utilisation**; 1978; Melbourne. **Proceedings**. Melbourne: IAWPRC, 1978. (paper n.21).
132. Rickard MD. Vaccination of calves against infection with the beef measles parasite *Taenia saginata*. *In: Proceedings of the International Conference on Developments in Land Methods of Wastewater Treatment and Utilisation*; 1978; Melbourne. **Proceedings**. Melbourne: IAWPRC, 1978. (paper n.35).
133. Rodella AA. **Métodos da avaliação de materiais orgânicos e efeitos de sua incorporação ao solo sobre a mobilização de macronutrientes**. Piracicaba; 1996. [Tese de Livre Docência – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – USP].
134. Rosas I, Báez A, Coutiño M. Bacteriological quality of crops irrigated with wastewater in the Xochimilco Plots, México City, México. **Appl Environ Microbiol** 1984; 47:1074-9.
135. Rosas JA. **Criterios propuestos para el manejo de las aguas residuales en la agricultura**. Mexico, Secretaria de Desarrollo Urbano y Ecologia; 1989.
136. Rose JB, Gerba CP. Assessing potencial health risks from viruses and parasites in reclaimed water in Arizona and Florida, USA. **Water Sci Tech** 1991; 23:2091-8.
137. Sampaio AO, Campos JR. Desinfecção de esgotos sanitários com utilização de radiação ultravioletas. **Rev DAE** 1985; 45: 101-8.
138. Schneider IF., Erickson AE. **Soil limitations for disposal of municipal wastewaters**. Michigan: Crop and Soil Sciences Department, Michigan / Michigan State University / Michigan Water Resources Commission; 1972.
139. Schwartzbrod J, Mathieu C, Thévenot MT, Baradel JM, Schwartzbrod. Wastewater sludge: parasitological and virological contamination. **Water Sci Tech** 1986; 19(8):33-40, 1986 (Apresentado ao 13th IAWPRC Biennial International Conference, Salvador, 1986).
140. Scott T, Fulton PM. Removal of pollutants in the overland flow (grass filtration) system. *In: Proceedings of the International Conference on*

- Developments in Land Methods of Wastewater Treatment and Utilization**; 1978; Melbourne. **Proceedings**. Melbourne: IAWPRC; 1978. paper n.22.
141. Shuval HI. **Wastewater irrigation in developing countries**. Washington (DC); World Bank; 1990. (Water and Sanitarian, Discussion Paper Series, 2).
 142. Silva JMG, Freitas AR. **Viabilidade técnica econômica e sanitária da disposição de esgotos domésticos “in natura” por infiltração em regiões arenosas**. [Trabalho apresentado ao 10º Congresso de Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental;1979; Manaus].
 143. Siqueira JO, Moreira FMS. Microbiologia do solo: evolução, avanços, e desafios. *In: Anais do XII Congresso Latino Americano de Ciência do Solo*; 1996. Águas de Lindóia, São Paulo; 1996.
 144. Smith M A, Kaddous FGA, Stubbs KJ, Mcneill A, Irving LG, Ward BK, Kerr R. **Growth of vegetables and the retention of bacteria, viruses and heavy metals on crops irrigation with reclaimed Water**. State Rivers and Water Supply Comission, Victoria. Australia, 1993.
 145. Smith RG, Schroeder ED. Physical design of overland flow systems. **J Water Pollut Control Fed** 1983; 55:255-60.
 146. Sopper WE. **Municipal sludge use in land reclamation**. Pennsylvania: Pennsylvania State University; 1993.
 147. Sorber CA. A study of bacterial aerosols at a wastewater irrigation site. **J Water Pollut Control Fed** 1976; 48: 2367-79.
 148. Stone KC, Hunt PG, Jonhson MH, Coffey SW. Gleams simulation of groundwater nitrate-N from row crop and swine wastewater spary fields in the eastern coastal plain. **Am Soc Agric Eng** 1998; 41:51-7.
 149. Stone KC, Hunt PG, Jonhson MH, Matheny TA. Nitrate-N distribution and trends in shallow groundwater on an eastern coastal plains watershed. **Am Soc Agric Eng** 1998; 41:59-64.
 150. Tablas M, Tsai SM. **Minhocultura 2.000: tecnologia e aplicações**. Piracicaba; 2000.

151. Terada M, Paganini WS, Zuccolo ACF. Tratamento de esgotos domésticos por disposição no solo com utilização de gramíneas. **Rev DAE** 1985; 45:249-54.
152. Thomas RE, Sandineen TW. Degradation of wastewater organics in soil. **J Water Pollut Control Fed** ,1969; 41: 808-13.
153. Tsai TD, Vesilind PA. A new landfill liner to reduce groundwater contamination from heavy metals. **J Environ Eng** 1998; 124:1061-5.
154. Tsutiya MT. **Uso agrícola de biossólidos das estações de tratamento de esgotos sanitários**. São Paulo: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo; 2000.
155. Underwood EJ. Environmental sources of heavy metals and their toxicity to man and animals. *In: Proceedings of the International Conference on Developments in Land Methods of Wastewater Treatment and Utilisation*; 1978; Melbourne. **Proceedings**. Melbourne: IAWPRC, 1978. (paper n.3).
156. Urenha LC. Oxidação do enxofre no solo. *In: Anais do 2º Simpósio Brasileiro Sobre Microbiologia do Solo*; 1992; São Paulo. São Paulo: CETESB/FAPESP/CNPq, 1992. p. 9-10.
157. Vasquez-Montiel O, Horan NJ, Mara DD. Management of domestic wastewater for reuse in irrigation. **Water Sci Tech** 1995; 33:355-62.
158. Verma SR, Tonk IP, Gupta AK, Saxena M. Evaluation of an application factor for determining the safe concentration of agricultural an industrial chemicals. **Water Res** 1984; 18:111-5.
159. Vernick AS, Walker EC. **Handbook of wastewater treatment process**. New York: Marcel Dekker;1980.
160. Von Sperling M. **Introdução `a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais;1996.
161. Westerman PW, King LD. **General guidelines for land treatment of wastewater**. Raleigh, Water Resources Research Intitute of the University of North Carolina, 1983. (Land Treatment Series Report, 2).
162. Williams JH. Use of sewage on agricultural land and the effects of metals on crops. **Water Pollut Control** 1975; 74:635-44.

163. World Health Organization. **Health guidelines for use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Geneva; 1989. (WHO - Technical Report Series, 778).
164. Zirschky J, Crawford D, Norton L, Deemer D. Metals removal in overland flow. **J Water Pollut Control Fed** 1989; 61:470-5.