



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

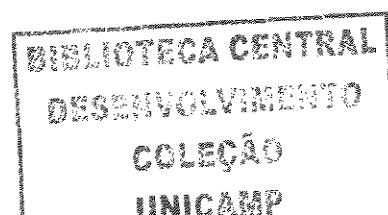
**AVALIAÇÃO DE IMPACTOS EM ÁGUA SUBTERRÂNEA
E SOLO, PELA PRÁTICA DE DISPOSIÇÃO DE
EFLUENTE DESINFETADO DE LAGOA ANAERÓBIA NA
AGRICULTURA.**

Paulo Henrique Bellingieri

CAMPINAS

2005

i





UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

**AVALIAÇÃO DE IMPACTOS EM ÁGUA SUBTERRÂNEA
E SOLO, PELA PRÁTICA DE DISPOSIÇÃO DE
EFLUENTE DESINFETADO DE LAGOA ANAERÓBIA NA
AGRICULTURA.**

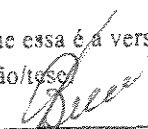
Paulo Henrique Bellingieri

Dissertação de Mestrado apresentada à
Comissão de pós-graduação da Faculdade de
Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da
Universidade Estadual de Campinas, como parte
dos requisitos para obtenção do título de Mestre
Engenharia Civil, na área de concentração do
Departamento de Saneamento e Ambiente.

CAMPINAS

2005

Atesto que essa é a versão definitiva da
dissertação/tese

Prof. Dr. 

Matricula 03737-1 - 03/08/05

Nº CHAMADA	
F/UNICAMP	
B417a	
V	EX
TOMBO BC/ 65879	
PROC. 16-00086-05	
C ☐	D ☒
PREÇO 11,00	
DATA 05/10/05	
Nº CPD	

BIBID - 365812

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA - BAE - UNICAMP

B417a Bellingieri, Paulo Henrique
Avaliação de impactos em águas subterrânea e solo, pela
prática de disposição de efluente desinfetado de lagoa
anaeróbia na agricultura / Paulo Henrique Bellingieri.--
Campinas, SP: [s.n.], 2005.

Orientador: Bruno Corauci Filho.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de
Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e
Urbanismo.

1. Águas subterrâneas. 2. Água-Reutilização. 3. Águas
residuais no solo. 4. Águas residuais de irrigação. 5. Saúde
pública. I. Carauci Filho, Bruno. II. Universidade Estadual
de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e
Urbanismo. III. Título.

Título em Inglês: Avaluat of contamination on ground waters for the practice of the
irrigation in sewer desinfect the pool anaerobic maize culture
Palavras-chave em Inglês: Subterranean water, Reuse of water, Sewage disposal in the
ground, Sewage irrigation e Health public.

Área de concentração: Saneamento e Ambiente

Titulação: Mestrado em Engenharia Civil

Banca examinadora: Sueli Yoshinaga e Ronaldo Stefanutti

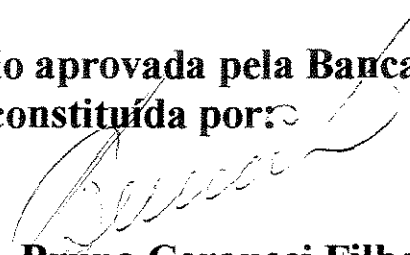
Data da defesa: 17/02/2005

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

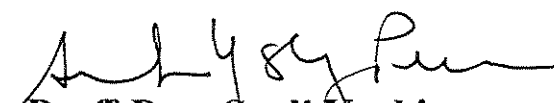
**AVALIAÇÃO DE IMPACTOS EM ÁGUA SUBTERRÂNEA E
SOLO, PELA PRÁTICA DE DISPOSIÇÃO DE EFLUENTE
DESINFETADO DE LAGOA ANAERÓBIA NA AGRICULTURA.**

Paulo Henrique Bellingieri

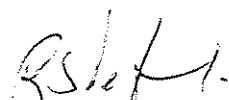
**Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora,
constituída por:**


Prof. Dr. Bruno Coraucci Filho

Presidente e Orientador / UNICAMP


Profª Dra. Sueli Yoshinaga

UNICAMP

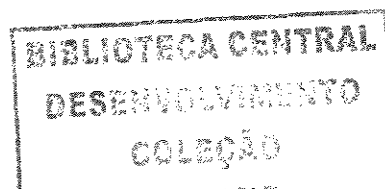

Dr. Ronaldo Stefanutti

UNICAMP

Campinas, 17 de fevereiro de 2005

Aos
meus pais Paulo Affonso Bellingieri e
Maria do Carmo Freitas Bellingieri,
como uma singela maneira de
agradecer tudo o que eles fizeram e
ainda fazem por mim.

Privilegiado aquele que pode gozar do
amor de seus familiares, pois este é o
sentimento mais profundo e
verdadeiro que irá provar.



AGRADECIMENTOS

Ao meu pai Paulo Affonso Bellingieri e à minha mãe Maria do Carmo Freitas Bellingieri, pelo total apoio, incentivo nas horas difíceis, dedicação, atenção e amor, os quais sem eles, não seria possível concluir este trabalho.

Ao prof. Dr. Bruno Coraucci Filho, por ter me aceito em seu grupo de orientados, e ter me dado apoio em todas as fases do projeto, de maneira paciente, atenciosa e valiosa em aprendizado. Também ao prof. Roberto Feijó de Figueiredo, por viabilizar as exigências legais e a estrutura necessária ao projeto.

Aos Drs. Ronaldo Stefanutti e Edna Bertoncini, por todo suporte técnico e operacional, pelos conselhos sugeridos e pelo conhecimento transferido.

Ao prof. Dr. Marcos Omir Marques da FCAV / UNESP, pela inestimável contribuição, discussões, incentivo e oportunidades proporcionadas.

Ao laboratorista José de Carlos Freitas da FCAV / UNESP, pelo auxílio nas análises realizadas para compor a pesquisa.

Aos amigos José de Carlos Freitas e Dr. Fábio Ferreira Dias no auxílio aos trabalhos de campo que a área experimental exigiu.

À prof. Dra Sueli Yoshinaga, pelos inúmeros serviços prestados, imprescindíveis ao bom andamento da pesquisa.

Ao Msc. Saulo Bruno Silveira e Souza pelo amparo aos trabalhos de campo e auxílio no preparo de toda a infra-estrutura necessária para implantação do projeto em escala real.

Aos colegas Óder e Rodrigo, companheiros de trabalho na área experimental.

À Msc.Laudicéia, responsável pelo laboratório de análises físico-químicas do Serviço de Abastecimento de Água e Esgoto de Jaboticabal, por disponibilizar os aparelhos e sua experiência para enriquecer este projeto.

Aos bolsistas Camila, Bianca, Kelly e Renata pelo auxílio nas análises realizadas. Também ao responsável pelo Laboratório de Saneamento FEC / UNICAMP, Msc. Enelton Fagnari pelo auxílio e acompanhamento indispensáveis.

Ao colega Marcelo, engenheiro responsável pelo Laboratório de Hidráulica da FEC / UNICAMP, por disponibilizar espaço no laboratório para preparo e acondicionamento de material utilizado na pesquisa.

Ao prof. Dr. Edson Abdo Nour e à secretaria de pós-graduação Paula, pelo auxílio psicológico e os cuidados prestados.

Aos amigos Clóvis Volpi, Bianca Lessi, Fábio, Patrícia Mazzante, Archimedes, Márcia Urbano, Tássia, Maria Cristina Poletto Daniel Mendes e minha irmã Fabiana que de uma forma ou de outra contribuíram com o projeto.

Aos funcionários do CESET / UNICAMP, pela atenção e destreza.

À Cia Águas de Limeira que cedeu o espaço para a implantação da área de campo.

À Deus, acima de tudo, por me amparar, guiar e fazer acreditar na recompensa dos ímpios.

*“Você é aquilo que faz continuamente.
Excelência não é uma eventualidade, é um
hábito.”*

Aristóteles.

SUMÁRIO

	Página
CAPA	i
FOLHA DE ROSTO	ii
FICHA CATALOGRÁFICA	iii
FOLHA DE APROVAÇÃO	iv
FOLHAS DE AGRADECIMENTOS	v
SUMÁRIO	ix
LISTA DE FIGURAS.....	xiii
LISTA DE TABELAS.....	xv
LISTA DE ESQUEMAS.....	xvii
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	xviii
RESUMO.....	xx
ABSTRACT.....	xxii
1. INTRODUÇÃO.....	01
2. OBJETIVOS.....	05
2.1. Objetivo Geral.....	05
2.2. Objetivo Específico.....	05
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	06
3.1. Lagoa Anaeróbia.....	06
3.2. A Cultura do Milho.....	09
3.3. Desinfecção de Esgoto Sanitário.....	11
3.4. Reúso Agrícola pela Técnica de Irrigação por Sulcos.....	15
3.5. Condições Ambientais dos Solos.....	17
3.6. Atenuação Natural de Contaminantes.....	20
3.6.1. Advecção.....	21
3.6.2. Dispersão Hidrodinâmica.....	21
3.6.3. Outros Fatores de Influência.....	23
3.7. Comportamento Hidroquímico de Contaminantes em Subsuperfície.....	24
3.7.1. Nitrogênio.....	24
3.7.2. Metais.....	28

	Página
3.8. Aspectos Hidrogeológicos.....	31
3.9. Legislação e Práticas Vigentes.....	33
3.10. Razão de Adsorção de Sódio (RAS).....	36
3.11. Percentual de Sódio Trocável (PST).....	37
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	39
4.1. Local de Estudo.....	39
4.2. Hidrogeologia Regional.....	40
4.3. Características do Solo Estudado.....	40
4.4. Caracterização dos Efluentes Desinfetado e não Desinfetado.....	42
4.5. Preparo e Instalação do Experimento..	44
4.6. Rede de Poços de Monitoramento.....	48
4.7. Procedimento Experimental.....	58
4.8. Avaliação Estatística.....	59
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	62
5.1. Análise de Rotina do Solo nas Parcelas antes da Instalação do 1º Experimento (“das secas”)	62
5.2. Análise Granulométrica e de Rotina do Solo nos Poços de Monitoramento Abertos para Instalação do Novo Experimento (1º Experimento “das secas”)	63
5.3. Análise das Características Químicas da Água Subterrânea (1º Experimento – “das secas”)	66
5.3.1. NO_3^- (mg L^{-1}).....	66
5.3.2. pH.....	68
5.3.3. CE (μSm^{-1})	69
5.3.4. Macro, Micronutrientes e Íons Metálicos Pesados.....	69
5.3.4.1. K, Ca, Mg ($\mu\text{g L}^{-1}$)	70
5.3.4.2. Cu, Fe, Mn e Zn ($\mu\text{g L}^{-1}$).....	72
5.3.4.3. Cr, Pb, Ni, Cd e Na ($\mu\text{g L}^{-1}$).....	72

	Página
5.4. Teores de Macro, Micronutrientes e Alguns Íons Metálicos Pesados em Solo Coletado (0-20cm), após a Colheita do Milho nas Linhas e Entrelinhas das Parcelas (1º Experimento “das secas”).....	74
5.4.1. K, Ca e Mg ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)	74
5.4.2. Cu, Fe, Mn e Zn ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)	77
5.4.3. Cr, Pb, Ni, Cd e Na ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)	79
5.5. Análise das Características Químicas de Fertilidade do Solo nas Linhas e Entrelinhas das Parcelas em todas as Lâminas, após a Colheita do Milho 1º Experimento (“das secas”), antes da Instalação do 2º Experimento (“das águas”).....	81
5.6. Análise das Características Químicas da Água Subterrânea (2º Experimento “das águas”).....	83
5.6.1. NO_3 (mg L^{-1}).....	85
5.6.2. pH.....	86
5.6.3. CE ($(\mu \text{ S m}^{-1})$).....	86
5.6.4. Macro, Micronutrientes e Íons Metálicos Pesados.....	88
5.6.4.1. K, Ca e Mg ($\mu\text{g L}^{-1}$).....	88
5.6.4.2. Cu, Fe, Mn e Zn ($\mu\text{g L}^{-1}$).....	90
5.6.4.3. Cr, Pb, Ni, Cd e Na ($\mu\text{g L}^{-1}$).....	90
5.7. Análise das Características Químicas de Fertilidade do Solo nas Linhas e Entrelinhas das Parcelas em todas as Lâminas, após a Colheita do Milho do 2º Experimento (Final do 2º Experimento “das águas”).....	92
5.8. Teores de Macro, Micronutrientes e alguns Íons Metálicos Pesados em Solo Coletado (0-20cm), após Colheita do Milho nas Linhas e Entrelinhas das Parcelas (2º Experimento – “das águas”).....	97
5.8.1. K, Ca e Mg ($\mu\text{g L}^{-1}$).....	97
5.8.2. Cu, Fe, Mn e Zn ($\mu\text{g L}^{-1}$).....	99
5.8.3. Cr, Pb, Ni, Cd e Na ($\mu\text{g L}^{-1}$).....	99
5.9. Teor de Sódio, RAS e PST.....	101

	Página
6. CONCLUSÕES.....	105
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	108
8. APÊNDICE.....	115

LISTA DE FIGURAS

	Página
3.1. Configuração de uma lagoa anaeróbia.....	08
3.2. Estágios do ciclo vegetativo do milho.....	11
3.3. Perfil de degradação do solo e zona saturada e não saturada. A espessura da linha corresponde a maior ou menor atuação do processo indicado.....	24
4.1. Foto da área experimental.....	39
4.2. Foto da lagoa anaeróbia da E.T.E. Graminha.....	43
4.3. Foto dos tanques de armazenamento e distribuição do efluente.....	44
4.4. Estratificação do solo, em local de instalação do poço 1.....	49
4.5. Estratificação do solo, em local de instalação do poço 2.....	50
4.6. Estratificação do solo, em local de instalação do poço 7.....	51
4.7. Foto da cimentação dos poços.....	52
4.8. Perfuração, instalação (esq.) e disposição dos poços de monitoramento (dir.).....	53
4.9. Mapas potenciométricos sazonais.....	54
4.10. Bomba centrífuga modificada para esgotamento dos poços.....	58
4.11. Fotos do Bailer (amostrador de água subterrânea) utilizado no experimento.....	59
4.12. Mapa planialtimétrico da área experimental.....	61
5.1. Teores de nitrato, condutividade elétrica e valores de pH na água subterrânea. Experimento 1 (média de 7 repetições).....	67
5.2. Teores de potássio, cálcio e magnésio na água subterrânea. Experimento 1 (média de 7 repetições).....	71
5.3. Teores de manganês na água subterrânea. Experimento 1 (média de 7 repetições).....	73
5.4. Teores de chumbo, cádmio e sódio na água subterrânea. Experimento 1 (média de 7 repetições).....	75
5.5. Teores de cálcio e magnésio no solo. Experimento 1. (média de 7 repetições).....	78

	Página
5.6. Teores de cobre no solo. Experimento 1. (média de 7 repetições).....	79
5.7. Teores de crômio, chumbo, níquel e sódio no solo. Experimento 1. (média de 7 repetições).....	80
5.8. Valores de pH e V% e teores de cálcio e acidez potencial na análise de rotina do solo nas linhas e entrelinhas, após colheita do milho do 1º experimento (0-20cm).....	84
5.9. Teores de nitrato, condutividade elétrica e valores de pH na água subterrânea. Experimento 2 (média de 7 repetições).....	87
5.10. Teores de cálcio e magnésio na água subterrânea. Experimento 2 (média de 7 repetições).....	89
5.11. Teores de cobre e manganês na água subterrânea. Experimento 2 (média de 7 repetições).....	91
5.12. Teores de chumbo e sódio na água subterrânea. Experimento 2 (média de 7 repetições).....	93
5.13. Valores de pH e V% e teores de cálcio e acidez potencial na análise de rotina do solo nas linhas e entrelinhas, após colheita do milho (2º experimento).....	95
5.14. Teores de cálcio e magnésio no solo coletado após colheita do milho nas linhas e entrelinhas das parcelas (2º experimento).....	100
5.15. Teores de cobre no solo coletado após colheita do milho nas linhas e entrelinhas das parcelas (2º experimento).....	101
5.16. Teores de crômio, chumbo, níquel e sódio no solo coletado após colheita do milho nas linhas e entrelinhas das parcelas (2º experimento).....	102

LISTA DE TABELAS

	Página
3.1. Demanda de cloro estimada para 15 minutos de contato.....	13
4.1. Resultados de análise química de rotina do solo a ser utilizado.....	41
4.2. Resultados de análises físicas do solo a ser utilizado nas profundidades de irrigação (20, 40 e 60cm).....	41
4.3. Análise química dos efluentes aplicados no 1º experimento (média de 07 amostragens).....	42
4.4. Análise química dos efluentes aplicados no 2º experimento (média de 07 amostragens).....	43
4.5. Aspectos construtivos dos poços de monitoramento.....	53
5.1. Valores de F da análise de variância para efluente, lâmina e interação e médias de cada combinação de efluente e lâmina (1º experimento – solo nas linhas antes da irrigação).....	62
5.2. Análise granulométrica e das características químicas do solo coletado nos poços abertos a diferentes profundidades para amostragem da água subterrânea (antes da instalação do 1º experimento).....	65
5.3. Teores de macro, micronutrientes e íons metálicos pesados em solo coletado após a colheita do milho nas linhas e entrelinhas das parcelas, final do 1º experimento (0-20cm).....	76
5.4. Características químicas de fertilidade do solo nas linhas e entrelinhas das parcelas em todas as lâminas, após colheita do milho do 1º experimento (0-20cm).....	82
5.5. Características químicas de fertilidade do solo nas linhas e entrelinhas das parcelas em todas as lâminas, após a colheita do milho do 2º experimento (0-20cm).....	94

	Página
5.6. Teores de macro, micronutrientes e íons metálicos pesados em solo, coletado após a colheita do milho nas linhas e entrelinhas das parcelas no final do 2º experimento (0-20cm).....	98
5.7. Valores de Razão de Absorção de Sódio (RAS) e Percentagem de Sódio Trocável de solo após irrigação com água ou efluente de esgoto.....	104

LISTA DE ESQUEMAS

	Página
3.1. Origem e comportamento do nitrogênio em subsuperfície.....	27
3.2. Interrelação entre as fontes de poluição e os meios solo e água.....	35
4.1 : Delineamento da área experimental, sem escala.	60

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas.

CETESB: Centro de Tecnologia de Saneamento Ambiental.

CONAMA: Conselho Nacional de Meio Ambiente.

DAEE: Departamento de Água, Esgoto e Energia Elétrica.

DBO: demanda bioquímica de oxigênio.

DBP: Di Butil Ftalato.

DQO: demanda química de oxigênio.

E.D.: esgoto desinfetado.

E.I.: esgoto não-desinfetado.

EMATER: Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural.

EMBRAPA: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.

Et al.: e colaboradores.

ETE: estação de tratamento de esgoto.

FCAV: Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal.

GPS: geographic position system.

IAC: Instituto Agronômico de Campinas.

IAPAR: Instituto Agronômico do Paraná.

IG: Instituto Geológico da Universidade de São Paulo.

MS: Ministério da Saúde.

N.A.: nível de água.

NBR: Norma Brasileira.

NMP: número mais provável.

OMS: Organização Mundial da Saúde.

PROSAB: Programa de Saneamento Básico.

PVC: Policloreto de Vinila.

S.A.: Sociedade Anônima.

UNESP: Universidade Estadual Paulista.

UNICAMP: Universidade de Campinas.

USEPA: United States Environment Protection Agency.

Resumo

BELLINGIERI, P. H. **Avaliação da contaminação em águas Subterrâneas, pela prática de irrigação com efluente desinfetado de lagoa anaeróbia no cultivo de milho (*Zea mays* L.).** Campinas: Faculdade de Engenharia Civil – UNICAMP, 2005. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Civil, UNICAMP, 120 p., 2005.

As águas subterrâneas representam a principal preocupação no processo de viabilização do reúso agrícola, como prática de pós-tratamento e disposição final de esgotos sanitários. O presente trabalho visa avaliar a possível contaminação gerada pela disposição controlada de efluente de tratamento secundário no cultivo de milho, e identificar a lâmina hídrica ideal para a irrigação da cultura, aliando as necessidades da engenharia sanitária com as da engenharia agrícola. Consistiu na análise de amostras do lençol freático, coletadas periodicamente durante duas safras consecutivas, sendo uma na estação chuvosa e outra na estação seca. Os parâmetros analisados foram: pH, condutividade elétrica, Cr, Pb, Ni, Cd, Cu, Zn e N-NO_3^- . Uma rede de poços de monitoramento foi instalada na área de pesquisa, contendo 10 poços locados a jusante de cada parcela para avaliação em função do risco à saúde pública. A variação do comportamento do lençol freático foi monitorada pela confecção de mapas potenciométricos sazonais e realização de slug test para obtenção da condutividade hidráulica dos poços de monitoramento. Os resultados permitiram concluir que a aplicação de efluentes sanitários na agricultura, via sulcos rasos, causou alguns impactos negativos às propriedades do solo e água subterrânea, além de proporcionar benefícios para a cultura, quando da reposição de água ao solo em períodos de estiagem.

Palavras Chave: águas subterrâneas, reúso agrícola, esgotos sanitários, lâmina hídrica, solo, saúde pública.

Abstract

BELLINGIERI, P. H. Avaliação da contaminação em águas Subterrâneas, pela prática de irrigação com efluente desinfetado de lagoa anaeróbia no cultivo de milho (*Zea mays* L.). Campinas: Faculdade de Engenharia Civil – UNICAMP, 2005. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Civil, UNICAMP, 120 p., 2005.

Groundwaters represent the main concern in the process of viabilization of agriculture reuse, as practice of post-cure and final disposal of sanitary sewers. The present research aims to evaluate the possible contamination generated for the controlled disposal of the sewer of secondary treatment in the maize culture, and to identify the ideal hydric blade for the irrigation of the maize culture, uniting the necessities of sanitary and agricultural engineering. It consisted in the analysis of samples of the water table, collected periodically during two consecutive harvests, one in the rainy and another in the dry period. Were analyzed the following parameters: pH, electrical conductance, Cr, Pb, Ni, Cd, Cu, Zn and N-NO₃. A net of monitoring wells was installed in the research area, with 10 leased wells the downward of each parcel for evaluation in function of the risk to the public health. The variation of the behavior of the water table was monitored by the confection of potentiometric maps and accomplishment of slug test for attainment by the hydraulic conductivity of the monitoring wells. The results allowed to conclude that the application of sanitary effluent in agriculture, in saw ridges flat, did not cause significant negative alterations in the properties of the ground and underground water, besides providing benefits for the maize culture, within of the replacement water soil in dry periods.

Key words: underground waters, reuse, sanitary sewers, hydric blade, soil, public hhealth.

1. INTRODUÇÃO

Agências como a Organização Mundial de Saúde e suas credenciadas, entre outras, têm acompanhado o elevado crescimento populacional ocorrido na última década, e prevêem que em torno de 2025 a população mundial estimada de 8.9 bilhões será a máxima que o suprimento de água na terra pode suportar (WHITE, 1999).

A demanda de água para o setor agrícola brasileiro, segundo Hespanhol citado por MANCUSO & SANTOS (2003), representa atualmente, 70% do uso consumptivo total, com forte tendência para chegar a 80% até o final desta década. Portanto, ante o significado que essas grandes vazões assumem, em termos de gestão dos recursos hídricos, é de extrema importância que se atribuam prioridades para institucionalizar, promover e regulamentar o reúso para fins agrícolas, em âmbito nacional.

Os processos biológicos no tratamento de esgoto sanitário tem sido uma opção para a depuração dos efluentes, devido à alta biodegradabilidade de seus componentes. Os sistemas aeróbios podem resultar na geração de grande volume de lodo, e exigir equipamentos mecânicos e de energia elétrica para o manejo desse lodo. Já o sistema anaeróbio gera um pequeno volume de lodo, visto que a maior parte dos microrganismos, provenientes do esgoto bruto, se integram à biomassa do sistema. Não há necessidade de muitos equipamentos mecânicos e pode haver o aproveitamento de energia pela liberação do gás metano.

No entanto, este processo apresenta baixa remoção de nutrientes e matéria orgânica, não atingindo os limites preconizados no CONAMA 20/86 para a DBO. Com efeito, o CONAMA postula a remoção mínima de 80% ou valores inferiores a 60 mg L^{-1} . A remoção de sólidos totais

também não atinge os valores de 100 mg L^{-1} . Desta forma, torna-se necessário o pós-tratamento do efluente para reduzir a matéria orgânica e o excesso de sólidos totais a níveis recomendados.

O reúso agrícola engloba duas áreas específicas da engenharia: a sanitária, que visa à depuração do resíduo líquido; e a agrícola, que busca o aproveitamento de águas servidas para a irrigação e fertilização de culturas.

O pós-tratamento dos esgotos por disposição no solo aumenta o potencial agrícola do solo pela fertilização com nutrientes, pela adição de matéria orgânica e pela possível correção do pH.

Os resultados observados na vegetação, pela disposição de efluentes no solo, têm se mostrado satisfatórios. De acordo com pesquisas realizadas pelo IAPAR, Instituto Agronômico do Paraná, e EMATER/PR (PAGANINI, 1997), a cultura absorve macro e micro nutrientes oriundo dos esgotos, sendo verificado acréscimos de 20 a 70% de produtividade na lavoura.

Entretanto, a aplicação de efluentes no solo não deve ser feita de forma indiscriminada e sem controle. Segundo CORAUCCI FILHO (1998), deve existir um elo perfeito entre os critérios de projetos da engenharia sanitária e os da engenharia de irrigação, de forma que o efluente possa ser aplicado e tratado no solo sem que haja sua contaminação e sua saturação por nutrientes. O lençol freático deve ser monitorado rigorosamente, pois sua segurança é condição prioritária à viabilização da técnica de reúso agrícola. Assim, é extremamente importante um estudo detalhado e confiável que forneça subsídios para a escolha de uma cultura adequada, bem como as taxas hidráulicas na irrigação e os turnos de rega, para que as condições sanitárias sejam respeitadas. (HARUVY, 1997).

Ainda não há um consenso na dose requerida de efluente para cada cultura, devido as grandes flutuações na composição e às dificuldades em prever o comportamento de alguns metais em determinados tipos de solos e das exigências nutricionais de cada cultura. De modo geral, a utilização agrícola é recomendada para cultura cujos produtos são consumidos após industrialização, ou são encapsulados, e não na forma in natura e para a fruticultura. As restrições

estão relacionadas às culturas de contatos diretos com o resíduo, como por exemplo na horticultura.

Em termos ambientais, a complexidade no monitoramento de águas subterrâneas em áreas de reuso agrícola é dependente das características do esgoto e da hidrogeologia do terreno (USEPA, 1992).

As águas subterrâneas constituem a maior reserva estratégica de água doce do planeta, sendo que no Brasil as reservas são estimadas em 112 bilhões de metros cúbicos, com uma disponibilidade de 5000 m³ / habitante / ano. A importância das águas subterrâneas ainda não é totalmente reconhecida, embora este recurso seja disponível em quantidade, qualidade e com baixo custo de exploração (CETESB, 2001).

O Estado de São Paulo possui uma reserva estratégica desse recurso para manter o seu desenvolvimento, constituída por 10 principais sistemas aquíferos destacando-se o Aquífero Guarani, maior reserva de água da América Latina, que apesar das últimas pesquisas relatarem possível contaminação em áreas de recarga, pela utilização indiscriminada de agrotóxicos na agricultura, ainda possui excelente potabilidade garantida por processos naturais de filtração que ocorrem no subsolo, conferindo proteção contra os agentes de poluição, que atingem os rios e os lagos. Além disso, existe a vantagem econômica da captação das águas subterrâneas, pela qual os investimentos são amortizados em apenas um terço da vida útil do poço, estimada em 20 anos (GOLDEMBERG, 2001).

Ainda existe uma atitude generalizada de subestimar os riscos de poluição das águas subterrâneas, traduzida pela falta de políticas e de ações voltadas para sua proteção. A poluição das águas subterrâneas nos países desenvolvidos não havia sido constatada até a década de 70, quando programas detalhados de monitoramento de poços começaram a detectar traços de compostos orgânicos sintéticos em poços de abastecimento público, sendo então criados programas governamentais e uma rigorosa legislação para água subterrânea. Como os processos industriais existentes no Brasil, são similares aos existentes naqueles países, deduz-se que os processos de poluição dos aquíferos também devem estar acontecendo aqui, porém têm sido pouco estudados (IG/CETESB/DAEE, 1997).

Esta pesquisa é parte integrante dos estudos de viabilidade da desinfecção de efluente sanitário anaeróbio por processo químico utilizando cloro, de domínio do PROSAB em seu edital nº 4, visando uma desinfecção mais efetiva na remoção de cistos de protozoários , ovos de helmintos e adenovirus e fornecer subsídios para a transferência de tecnologia na aplicação de efluentes tratados tanto para a área agrícola como para futuros projetos de irrigação de parques, jardins e campos públicos municipais.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar os impactos gerados pela disposição controlada de efluente de lagoa anaeróbia, tendo como matrizes o solo (superficial e zona não saturada) e o aquífero.

2.2 Objetivo Específico

Analisar o impacto de diferentes taxas hidráulicas na disposição por sulcos rasos, em cultivo de milho por duas safras (período chuvoso e seco) e entender o comportamento químico do solo e da água, além de testar o aplicar os conceitos da hidrogeologia.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Lagoa Anaeróbia

A depuração de águas residuárias por lagoas de estabilização constitui tecnologia consolidada para tratamento de esgotos sanitários e ampla gama de efluentes industriais, pelas suas vantagens de baixo custo e eficiência satisfatória, associadas à simplicidade construtiva e facilidade operacional. Entende-se por lagoas de estabilização o sistema que engloba lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa de maturação.

O fluxo hidráulico no sistema de lagoas é característico dos reatores dispostos em série, sucessivamente das lagoas anaeróbias para as facultativas seguidas das de maturação. Em função das suas características, isto é, tempo de detenção hidráulica de 1 a 6 dias, carga orgânica volumétrica entre 0,1 e 0,3 kg DBO.m⁻³.dia⁻¹, profundidade de 2,0 a 5,0 m, e eficiência de remoção de DBO de 50 a 60%, a lagoa é um reator de grandes dimensões cujo objetivo é minimizar ao máximo a presença de oxigênio para que a estabilização da matéria orgânica ocorra estritamente em condições anaeróbias. Nela ocorrem principalmente os fenômenos de digestão ácida e fermentação metânica. A carga orgânica aplicada pode ser considerada baixa em relação aos demais reatores anaeróbios, nos quais o tempo de detenção hidráulica é da ordem de horas.

A fermentação anaeróbia é um processo sequencial. Primeiramente microorganismos facultativos, na ausência de oxigênio dissolvido, transformam compostos orgânicos complexos em substâncias e compostos mais simples, principalmente ácidos orgânicos. É a fase chamada de "digestão ácida", onde ocorre a produção de matéria celular (síntese) e compostos intermediários mal-cheirosos. O pH baixa para 6,0 e até 5,0. Em seguida as bactérias formadoras de metano,

estritamente anaeróbias, transformam os ácidos orgânicos formados na fase inicial em metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). Esta fase é chamada de "fermentação metânica ou alcalina", quando o pH sobe para até 7,2 ou 7,5, os maus odores desaparecem.

Os principais compostos intermediários formados nesta fase são os ácidos orgânicos voláteis, principalmente ácidos acético, propiônico e butírico, que serão convertidos pelas bactérias formadoras do metano, na fase seguinte, em metano e dióxido de carbono.

A transformação dos ácidos voláteis pelas bactérias formadoras do metano determina uma sensível redução na matéria biodegradável, representada pela DBO ou DQO, sendo a quantidade de matéria orgânica estabilizada nesta fase diretamente proporcional à quantidade de metano produzido.

Nesse processo sulfetos são reduzidos a H_2S , que se difunde na camada superior da lagoa. A crosta de espuma típica das lagoas anaeróbias é extremamente benéfica, pois impede o desprendimento do gás H_2S para a atmosfera, onde certamente iria causar problemas de odor. Além disso, ela apresenta outras qualidades citadas abaixo:

- Interpõe-se à penetração da luz solar na lagoa, impedindo assim o desenvolvimento de algas;
- protege a lagoa contra curtos-circuitos, agitação provocada pelos ventos, e transferência de oxigênio da atmosfera, mantendo assim condições no fundo mais adequadas à metanização (completa ausência de oxigênio dissolvido e temperatura estável); e
- ainda conserva e uniformiza a temperatura no meio líquido, impedindo sua alteração por súbita modificação no meio externo. A crosta superficial impede também o maior aquecimento da superfície líquida da lagoa durante o dia, e o rápido esfriamento durante a noite, o que ocasionaria mistura vertical no meio líquido.

Os sulfetos podem ser tóxicos às bactérias quando em concentração acima de 200 mg.L^{-1} , com pH próximo a 7,0. No entanto, em concentrações entre 50 e 100 mg.L^{-1} os sulfetos

são bem tolerados, e têm a propriedade de reagir com íons de metais pesados solúveis para formar um precipitado que é praticamente insolúvel em pH próximo a neutralidade. Esta propriedade é na verdade uma forma interessante de remoção de metais pesados em alguns despejos industriais.

O fluxo horizontal do esgoto em um reator de grandes dimensões propicia a sedimentação de sólidos suspensos ao longo do seu percurso. Desta forma, o fundo surge como a região mais ativa do reator, onde se desenvolve uma biomassa para a digestão da matéria orgânica sedimentada, limitando a eficiência na remoção da DBO total. Daí a necessidade de um tratamento complementar para a fração mais solúvel do esgoto. A mobilidade da biomassa é baixa, com o leito de lodo biológico estacionário no fundo. Como resultado tem-se um contato biomassa-esgoto solúvel pouco eficiente, o que explica o desempenho limitado na remoção da DBO total. Em função das dimensões do reator e da baixa carga orgânica aplicada, a remoção do lodo do fundo é realizada após vários anos, o que resulta em um tempo de residência celular alto.

A Figura 3.1 apresenta esquema de uma lagoa anaeróbia.

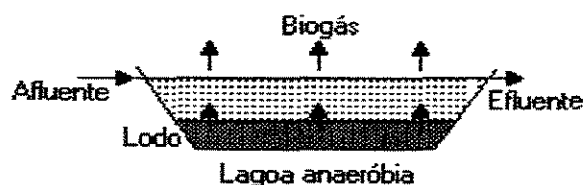


Figura 3.1: Configuração de uma lagoa anaeróbia.

Fonte: Adaptado de Campos, 1999.

As lagoas anaeróbias são reconhecidas atualmente como excelente opção para remoção de poluentes orgânicos, porém devem ser consideradas como etapa inicial do tratamento, pois, como qualquer outro reator anaeróbio, produzem efluentes com ausência de oxigênio dissolvido, concentrações indesejáveis de amônia e sulfetos, fazendo-se necessária uma etapa posterior de tratamento (PROSAB, 1999).

3.2 A Cultura do Milho

O milho é cultivado em todo o Brasil, tanto na agricultura familiar quanto na de exportação, e está presente em todas as cadeias produtivas animais. É uma cultura de grande e diversificada utilização na sociedade moderna e um dos produtos agrícolas de maior distribuição mundial, tanto na produção quanto no consumo.

Estima-se que da produção anual brasileira de milho, de cerca de 38 milhões de toneladas, 65% sejam consumidos diretamente por espécies, como, aves, suínos e bovinos; 11% vão para a indústria e cerca de 5% são diretamente destinados ao consumo humano. Esta é uma situação diferente do México, onde o milho é a base alimentar da população. A produção brasileira de milho está distribuída por todos os estados. O de maior produção é do Estado do Paraná, onde são produzidas anualmente mais de 5 milhões de toneladas dessa cultura. Também são grandes produtores os Estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Goiás. Este último é onde se observa a maior produtividade média, superando 4,5 t/ha (EMBRAPA, 2003).

Para melhor caracterizar a cultura em estudo, se faz necessário conhecer o seu ciclo. Conforme VIEIRA (1999), o ciclo vegetativo ou fenológico é caracterizado pelos seguintes estágios: inicial, de desenvolvimento, intermediário, de maturação, e final.

O estágio inicial estende-se da semeadura até a germinação completa. Em uma cultura irrigada é conveniente a irrigação de pré-semeadura, a fim de proporcionar condições de umidade necessárias para proporcionar a germinação das sementes. Neste estágio deve ser mantida uma profundidade de irrigação de 0,20 m, de forma a fornecer o mínimo de água necessária para o processo de germinação. Desta forma, é possível obter mais de uma safra no mesmo ano.

Quando a planta tem pelo menos um par de folhas definitivas, ou então, apresente cobertura de 10% da superfície do solo a fase de germinação está completa.

O estágio de desenvolvimento vai da germinação completa até o início da floração, ou ainda, até que 80% da superfície do solo esteja coberta pela cultura, segundo VIEIRA (1995). A floração inicia-se quando a planta emite sua brotação, ou seja, emissão de botões florais. Refere-se ao período de crescimento vegetativo da planta, onde a manutenção da umidade requerida pelo solo deve ser mantida para garantir uma planta vigorosa.

O estágio intermediário compreende a floração até o início do amadurecimento ou maturação. Neste intervalo a irrigação deve ser conduzida com a maior precisão possível, pois qualquer deficiência na irrigação pode comprometer todo o processo. Nesta fase, ocorrem a inflorescência masculina (pendão) e a inflorescência feminina (espiga) no milho.

A constatação do início da fase de maturação varia de acordo com a espécie vegetal. No caso do milho, corresponde ao estágio em que a inserção do grão na espiga está necrosada, apresentando uma coloração preta. O fluxo de seiva para a espiga é interrompido. Portanto, é o momento de interromper a irrigação.

Este estágio é a fase em que o fruto, seja grão, tubérculo ou fruta, adquire as melhores condições de tamanho, cor, aroma, consistência e sabor. Na grande maioria dos vegetais, nesta fase não há mais irrigação.

O último estágio vai da maturação completa até a colheita. Nesta fase não se irriga, sendo necessária uma estiagem para que o produto atinja as condições de umidade necessária para a colheita.

A Figura 3.2 ilustra o ciclo vegetativo para a cultura do milho. A duração de cada um deles depende da variedade da espécie, clima, época do ano e de fatores regionais.

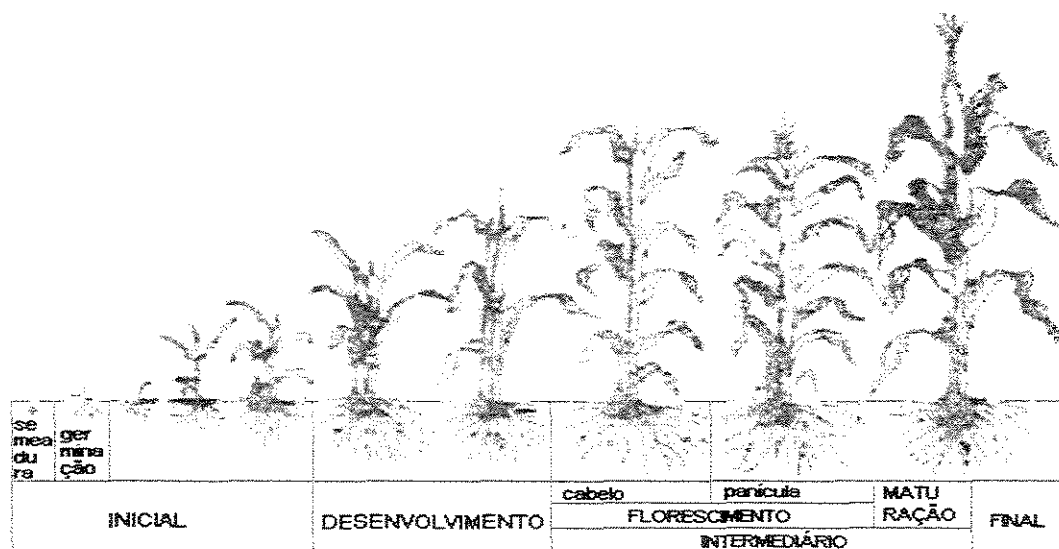


Figura 3.2: Estágios do ciclo vegetativo do milho.

Fonte: Vieira (1999).

3.3 Desinfecção de esgoto sanitário

Do ponto de vista de saúde pública, o processo de desinfecção é o estágio mais importante do tratamento de esgoto (WHITE, 1999). Especial atenção deve ser dada aos efluentes de ETEs destinados ao reúso em atividades como irrigação. Com a crescente escassez de recursos hídricos, a reutilização de efluentes de ETEs tem se tornado uma alternativa atrativa para a irrigação. Entretanto, a operação segura de sistemas de água de reúso depende da confiabilidade da desinfecção do esgoto (XU et al., 2002).

A seleção da forma mais apropriada de desinfecção deve levar em conta duas questões cruciais: a obtenção de um efluente livre de patógenos; evitar-se a produção de subprodutos da desinfecção, tais como compostos orgânicos halogenados, residuais de produtos químicos danosos à saúde. (USEPA, 1999).

Historicamente, o cloro tem sido o desinfetante mais amplamente utilizado na inativação de microrganismos patogênicos em água e esgoto. Contudo, pesquisas desenvolvidas nos últimos anos têm mostrado algumas deficiências dessa tecnologia, tais como: 1) baixa eficiência na remoção de alguns tipos de microrganismos e

principalmente, 2) formação de subprodutos potencialmente prejudiciais aos organismos humano e aquáticos, tais como trihalometanos (THMs) e outros produtos tóxicos (MONARCA et al., 2000).

Além do cloro, outras tecnologias têm sido pesquisadas com o intuito de aumentar a eficiência na inativação de contaminantes em águas residuárias e minimizar a geração de subprodutos tóxicos, além é claro, de ampliar o leque de opções e a livre concorrência. Entre os desinfetantes mais conhecidos estão a radiação ultravioleta, ozônio, dióxido de cloro, permanganato de potássio, cloraminas, processo ozônio-peróxido de hidrogênio, e combinações variadas entre eles.

Os desinfetantes ainda podem ser usados para fins alternativos como oxidantes, desempenhando as seguintes funções: controle dos precursores de DBP (efetuada pelo dióxido de cloro e ozônio); oxidação de poluentes inorgânicos como ferro e manganês e sulfetos (cloro, dióxido de cloro e ozônio); oxidação de micro-poluentes que conferem odor e sabor, entre os quais fenóis e pesticidas (cloro, dióxido de cloro, ozônio); oxidação de macropoluentes orgânicos, o que promove remoção de cor e aumento de biodegradabilidade (cloro, dióxido de cloro e ozônio); prevenção de re-contaminação do efluente e manutenção da estabilidade biológica (cloro e dióxido de cloro); entre outros.

A dosagem de cloro é relacionada com o ponto de aplicação, sendo mais elevada em processo de pré-cloração do esgoto bruto (na ordem de 6-25 mgL⁻¹) e mais moderada em esgotos tratados, como por exemplo na saída de filtros biológicos (3 a 15 mgL⁻¹) (CHERNICHARO, 2001).

Tabela 3.1 – Demanda de Cloro Estimada para 15 minutos de Contato.

Esgoto doméstico bruto	12 - 15 mgL ⁻¹
Esgoto doméstico séptico bruto	15 - 40 mgL ⁻¹
Efluente primário	12 - 16 mgL ⁻¹
Efluente do biofiltro (secundário)	4 - 8 mgL ⁻¹
Efluente de filtro espessado (trickling)	4 - 10 mgL ⁻¹
Efluente secundário bem oxidado	3 - 8 mgL ⁻¹
Efluente de filtro lento de areia	2 - 4 mgL ⁻¹
Efluente filtrado nitrificado	2 - 10 mgL ⁻¹
Efluente de tanque séptico	30 - 35 mgL ⁻¹

fonte: Adaptado de WHITE (1999).

O cloro pode ser utilizado tanto na forma gasosa, quanto na forma de hipoclorito de cálcio ou hipoclorito de sódio. Estes últimos são mais vantajosos para uso em menor escala, pois têm um custo menor que o primeiro, além de serem mais fáceis de manusear e envolverem menores riscos de operação comparados ao cloro gasoso.

Normalmente usa-se mais o hipoclorito de sódio, já que o hipoclorito de cálcio é de utilização mais complexa, devido a problemas de manutenção resultantes da deposição desse cátion no curso do sistema (WHITE, 1999).

O impacto de cloro livre ou combinado em corpos d'água resultante da desinfecção de efluentes, tem sido controlado por padrões ambientais como é o de cloro livre ou combinado para proteção da vida aquática.

Preocupação ainda maior se dá com os compostos organoclorados formados pelo processo de cloração. Tais compostos são formados pela reação da cloramina em efluentes de esgotos clorados despejados em águas de superfície. A importância da formação desses compostos orgânicos halogenados é o seu possível risco à saúde pública quando eles aparecem em águas potáveis. A natureza carcinogênica de vários desses compostos tem sido demonstrada em laboratório. Entretanto, uma relação direta de causa e efeito com câncer em humanos não foi ainda estabelecida. A finalidade básica da USEPA em seu esforço de reunir o máximo de dados acerca desta questão, é a formação de trihalometanos (de cloro e bromo) como resultado da prática de cloração.

Esses compostos são carcinogênicos conhecidos, o que torna prudente que se adotem práticas que reduzam ou eliminem a formação destes compostos (WHITE, 1999).

Como alternativa, tem-se praticado a descloração com compostos químicos, sendo os principais: dióxido de enxofre, sulfito de sódio, bissulfito de sódio, metabissulfito de sódio e tiosulfato de sódio, peróxido de hidrogênio, dentre outros (PROSAB, 2003).

Descloração é o processo de remoção do cloro residual em águas residuárias, antes de sua disposição no ambiente. O metabissulfito de sódio e o bissulfito de sódio são mais comumente utilizados em pequena escala, pois são de controle mais complexo, quando comparado-os com o dióxido de enxofre. O peróxido de hidrogênio não é frequentemente utilizado por ser perigoso às mãos. A descloração minimiza o efeito dos desinfetantes potencialmente tóxicos pela remoção do cloro livre ou combinado remanescente, logo após a cloração. O carbono adsorvido é usualmente implementado quando se deseja uma descloração total.

Dentre as vantagens da descloração podemos elencar:

- a proteção da vida aquática dos efeitos tóxicos do cloro residual;
- prevenir a formação de compostos clorados prejudiciais na água potável através da reação do cloro residual com materiais orgânicos presentes.

Como desvantagens podemos verificar:

- a descloração química pode ser de difícil controle quando se é requerido um nível de cloro residual próximo de zero.
- Quantidades significativas de sulfito podem levar a formação de sulfato, suprimindo o oxigênio dissolvido e abaixando o pH do efluente final.

Dependendo da disponibilidade de área, a disposição no solo dos efluentes de lagoas anaeróbias precedidas de desinfecção é uma opção adequada à realidade de grande parte do território brasileiro (PAGANINI, 1997).

A disposição controlada de esgotos 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, visto que além de restringir o uso de água tratada para fins mais nobres, promove a recarga do aquífero.

3.4 Reúso Agrícola pela Técnica de Irrigação por Sulcos

A eficiência do uso das águas residuárias na agricultura depende, basicamente, de estratégias adotadas para otimizar a qualidade e a quantidade da produção, tendo em vista a melhoria da produtividade da lavoura, do ambiente e da saúde pública, em que uma combinação apropriada dos diferentes componentes, permitirá bom resultado para a condição específica de manejo. Para isto, o requisito fundamental é contar com informação sobre as características do efluente que será utilizado e da área a ser utilizada.

Segundo VIEIRA (1995) a técnica de irrigação por sulco de infiltração é a mais antiga e difundida, caracterizando-se pela grande simplicidade e pelo baixo custo de implantação, principalmente quando o terreno não exige sistematização. A água de irrigação é aplicada em pequenos sulcos, nos quais, ao mesmo tempo em que caminha ao longo do seu comprimento, vai se infiltrando e umedecendo o solo, proporcionando às plantas a água necessária ao seu desenvolvimento.

A dimensão do sulco está intimamente ligada a sua capacidade de promover a infiltração da água de irrigação no solo e ao perímetro molhado que o sulco representa. Geralmente, os sulcos têm formato triangular com cerca de 0,20 a 0,30 m de largura em sua parte superior. Para solos com baixa capacidade de infiltração, se faz necessário aumentar o perímetro molhado, ampliando a área de penetração da água.

O distanciamento entre os sulcos também é de fundamental importância para o sucesso da irrigação, e está intimamente relacionado com a textura do solo, da cultura, e da mecanização agrícola adotada. A textura do solo define a capacidade de infiltração e a não movimentação horizontal da água no perfil. A água de irrigação infiltra pelos taludes do sulco, formando um bulbo molhado. Nos solos arenosos, devido a sua maior capacidade de infiltração e a menor movimentação capilar da água, o bulbo é mais afunilado e estreito que nos argilosos. Nessas circunstâncias o espaçamento deve ser menor.

A influência da cultura na distância entre sulcos deve-se a sua exigência hídrica, ao espaçamento entre linhas de plantio, a profundidade e distribuição do sistema radicular. As técnicas agrícolas tradicionais que dependem da mecanização não devem ser prejudicadas quando a cultura estiver sendo irrigada. Daí a utilização de dois sulcos na entrelinha de pomares, viabilizando o tráfego de máquinas e implementos.

Conforme VIEIRA (1995), os sulcos têm profundidades que podem variar de 0,15 a 0,30 m, sendo considerados rasos aqueles com profundidades de 0,10 a 0,15 m e profundos os de 0,15 a 0,30 m.

Os sulcos de infiltração podem ser classificados em sulcos comuns, sulcos em contorno, sulcos em nível, corrugação ou ainda sulcos em zigue-zague. Na pesquisa foi empregado o sulco em nível, que são sulcos abertos em nível ou com uma pequena declividade, largos, com capacidade de receber volume de água correspondente à lâmina de irrigação. Vieira (1995) cita que a utilização deste sulco pode ser feita em qualquer tipo de cultura, sendo muito utilizado em trabalhos experimentais e na irrigação de hortaliças.

Todavia, o reúso de efluentes no solo, conforme CORAUCCI FILHO et al. (1998), não pode ser encarado como um mero descarte. Deve existir um elo perfeito entre os objetivos e critérios da Engenharia Sanitária e os da Engenharia de Irrigação, de forma que o esgoto seja tratado no solo sem qualquer possibilidade de contaminação do lençol freático, entre outros.

3.5 Condições Ambientais dos Solos

Considerando parte integrante de um ecossistema, é possível, em uma escala de tempo geológico, identificar em um solo o que se denomina de sucessão, isto é, o conjunto de estágios de equilíbrio pelos quais passa esse ecossistema até atingir o clímax.

A formação dos solos é resultante da ação combinada de cinco fatores: clima (pluviosidade, temperatura, umidade, etc.), natureza dos organismos presentes (animais, microrganismos decompositores e vegetação), material de origem, relevo e tempo (RAIJ et al., 1987).

Em suas respectivas atuações, os quatro primeiros fatores imprimem ao longo do tempo características que definem os estágios de sucessão por meio de sua profundidade, composição e propriedades e do que se denomina horizontes do solo. Para determinadas condições de relevo, organismos presentes e material de origem, o intemperismo aumenta continuamente a profundidade do solo de forma proporcional ao aumento da pluviosidade, umidade e temperatura.

No solo disposto à superfície começam a estabelecer-se os vegetais e microrganismos. A lixiviação faz a translocação das frações mais finas do solo (argilas, especialmente) e a remoção de sais minerais. As frações mais grossas (arenosas) permanecem na parte superior. Em consequência formam-se extratos com aparência diferente, definindo os horizontes.

Dentre as principais características ecológicas dos solos estão a cor, textura (ou granulometria), estrutura, consistência e espessura dos horizontes. Além destas também são primordiais, do ponto de vista ambiental, o grau de acidez, a composição e a capacidade de troca de íons (RAIJ et al., 1987).

Pela cor, a partir de simples inspeção visual, é possível associar algumas propriedades do solo. Os solos escuros por exemplo, tendendo para o marrom, quase sempre podem ser associados à presença de matéria orgânica em decomposição em teor elevado; a cor vermelha é indicativa da presença de óxidos de ferro e de solos bem drenados; as tonalidades acinzentadas,

mais comumente encontradas junto às baixadas, são indícios de solos freqüentemente encharcados.

Quanto a textura ou granulometria, por exemplo, a drenabilidade, a permeabilidade e a aeração de um solo serão mais acentuadas se as dimensões das partículas que o constituem forem maiores. Entretanto os solos com granulometria menor favorecem a resistência à erosão, a retenção de água e de nutrientes, pelas propriedades coloidais que lhes estão associadas.

A estrutura é o modo como as partículas do solo se arranjam em agregados ou torrões. Produtos da decomposição de matéria orgânica, juntamente com alguns componentes minerais, como o óxido de ferro e frações argilosas, promovem a agregação das partículas. A presença de umidade e ressecamento, com conseqüente inchamento e encolhimento, acaba por dar origem aos torrões do solo, com tamanho e forma variados. A estrutura de um solo explica, em boa parte, seu comportamento mecânico (capacidade de suporte de cargas, resistência ao cisalhamento ou escorregamento), conferindo-lhe o que se denomina consistência.

Em termos de composição, o solo é bastante variável em sua fração mineral e extremamente variável na proporção água-ar, podendo também apresentar teores variáveis de matéria orgânica.

A argila é considerada a parcela ativa da fração mineral por sediar os fenômenos de troca de íons determinantes da fertilidade do solo (existência de nutrientes em quantidade adequada) e de boa nutrição vegetal (capacidade de ceder nutrientes às plantas). Por outro lado, as frações minerais mais grossas presentes no solo são também essenciais para assegurar a drenabilidade, a permeabilidade, e a aeração indispensáveis para o equilíbrio água-ar exigido para a realização da fotossíntese (captação dos nutrientes em solução por meio de pressão osmótica nas raízes) e da respiração dos organismos existentes no solo. A porção orgânica e particularmente sua parcela em decomposição é importante por dar origem ao húmus. Ao húmus cabe a função de agente granulador (formação de torrões) dos solos produtivos. A matéria orgânica tem a elevadíssima capacidade de reter nutrientes e água, muito superior, por exemplo, à existente na caulinita, a argila predominante em nossos solos. Pesquisas estimam que mais de 70% da capacidade de retenção de nutrientes dos solos do Estado de São Paulo seja devido a

matéria orgânica. Além disso, a matéria orgânica pode ter um efeito atenuador da nocividade de alguns elementos minerais sobre as plantas, como o alumínio e o manganês, por vezes presentes em teores indesejáveis nos solos tropicais (RAIJ et al., 1987).

As partículas menores verificadas na fração argilosa dos solos, bem como a matéria orgânica e alguns óxidos, podem apresentar cargas elétricas. Tais cargas elétricas desempenham relevante papel nas trocas químicas entre as partículas sólidas e a solução aquosa que as envolve, absorvendo ou repelindo íons e radicais, configurando o que se denomina capacidade de troca iônica do solo. Se houver excesso de cargas negativas, o solo é trocador de cátions, propriedade esta que pode ser medida (capacidade de troca catiônica). Havendo excesso de cargas positivas, mede-se a sua capacidade de troca aniônica (CTA). Os solos com CTC mais elevada retêm nutrientes essenciais às plantas tais como cálcio, potássio, magnésio, entre outros; não retêm, entretanto, ânions como os nitratos e cloretos, que podem passar livremente para as águas subterrâneas, contaminando-as (RAIJ, 1991).

Para solos em zonas de alta pluviosidade, a tendência é apresentar valores mais baixos de pH em consequência do processo de lixiviação das bases dos horizontes superiores, pela infiltração e percolação das águas. As condições climáticas predominantes em nosso país fazem com quase a totalidade dos solos apresente pH inferior a sete, como é o caso do Estado de São Paulo. Há, ainda outras causas de acidez progressiva, como o cultivo intensivo com retirada, sem reposição de nutrientes essenciais, a erosão que remove as camadas superficiais que contêm maiores teores de bases e a adubação com compostos de amônio (sulfato e nitrato). A acidez do solo atua sobre a produção primária de várias formas. Sobre os solos com pH inferior a 5,5 favorece a solubilização do alumínio, do manganês e do ferro, em detrimento do fósforo, que precipita, ficando reduzida a disponibilidade desse nutriente essencial para as plantas. Além disso, a acidez reduz a atividade de bactérias decompositoras de matéria orgânica, diminuindo a quantidade do nitrogênio, fósforo e enxofre contidos no solo. A deficiência desses nutrientes essenciais prejudica o desenvolvimento das plantas e pode aumentar sua sensibilidade à toxidez do alumínio e do manganês. Por fim, o pH baixo pode afetar a atividade microbiana de decomposição e produção de húmus ao reduzir a ação deste último na estruturação dos solos. Os valores de pH mais elevados (acima de 6,5) reduzem a disponibilidade de vários nutrientes (Zn, Cu, Fe, Mn, B) podendo provocar sua deficiência nas plantas (ANJOS & MATTIAZZO, 2000).

3.6 Atenuação Natural de Contaminantes

Quando contaminantes atingem o solo podem ser absorvidos ou carregados para outras camadas de perfil do solo. Durante a permanência ou a passagem dessas substâncias pelo solo, ocorrem interações que podem modificar as condições ambientais originais do solo e também modificar a própria substância contaminante.

Quanto ao solo, essas alterações podem refletir em mudanças no arranjo estrutural e na composição química e mineralógica, gerando alterações nas propriedades físicas e químicas do solo, das quais a mais sensível é a condutividade hidráulica, pois afeta diretamente a mobilidade do contaminante.

Em relação ao contaminante, sua interação com o solo dá-se por meio de reações que possam implicar em transferência de fase, alteração da forma química, carga ou polaridade do contaminante ou mudança estrutural no solo, resultando em modificação da concentração das espécies originais ou alterações no regime de avanço da contaminação no solo.

Tais contaminantes tendem a se acumular no solo, podendo ser encontrados em cinco fases ou camadas do solo: (a) como sólidos precipitados ou resíduos; (b) como íons adsorvidos às partículas do solo; (c) na forma gasosa nos interstícios não saturados do solo; (d) dissolvidos ou em suspensão na água do solo; (e) como líquidos imiscíveis (non-aqueous phase liquid – NAPL), móveis na fase contínua (ou livre) e imóveis na fase residual descontínua. Os contaminantes nas fases imóveis (sólida ou residual) podem contaminar a água subterrânea e os poros do solo (MIRANDA NETO, 2002)

A aplicação de esgoto sanitário sobre a superfície do solo, como processo de tratamento, possibilita a remoção dos poluentes por meio de mecanismos de ordem física, química e biológica.

Os processos físico-químicos de migração dos contaminantes através do meio poroso envolvem os fenômenos de advecção e dispersão hidrodinâmica (difusão molecular e dispersão mecânica), enquanto os exclusivamente químicos estão relacionados às interações que podem

ocorrer entre solo e poluente em função das reações bio-químicas a que essas substâncias estão sujeitas, quando em contato com o solo. Neste trabalho iremos nos ater apenas aos processos físico-químicos, deixando os processos biológicos fora do contexto da pesquisa.

3.6.1 Advecção (transporte de massa)

Este mecanismo de transporte se caracteriza pela migração do soluto devido ao fluxo hidráulico do fluido no qual este está dissolvido, movendo-se na direção das linhas de fluxo. No transporte advectivo de solutos que não interagem com o meio poroso, a frente de contaminação é abrupta e move-se a uma velocidade linear média do fluido percolante, geralmente a água, sem que seu pico de concentração seja alterado.

Considerando válida a Lei de Darcy, a velocidade de percolação do fluido (v) no meio poroso é definida como sendo a velocidade da Lei de Darcy dividida pela porosidade efetiva (n) do meio, conforme equação 3.1:

$$v = \frac{-ki}{n} \quad (3.1)$$

Onde: k = condutividade elétrica [$L T^{-1}$]

n = porosidade efetiva do meio

i = gradiente hidráulico

3.6.2 Dispersão Hidrodinâmica

Na prática entretanto, o soluto tende a se espalhar, afastando-se da trajetória prevista quando considerada apenas advecção. Segundo BEAR (1972), a dispersão hidrodinâmica é o mecanismo responsável pelo espalhamento do poluente no meio poroso.

Neste processo, os íons e moléculas transportadas podem mover-se na direção das linhas de fluxo ou perpendicular à estas, uns com velocidades maiores e outros com velocidades

menores do que a velocidade de percolação. Como consequência, ocorre o espalhamento e a diluição da solução, o pico de concentração decresce, enquanto a frente de contaminação avança mais rapidamente (FREEZE & CHERRY, 1979).

Dentre os dois fenômenos observados na dispersão hidrodinâmica e anteriormente citados, a dispersão mecânica especificamente, é resultante das variações locais da velocidade de fluxo no meio poroso (DOMENICO & SCHWARTZ, 1990). Ao longo do tempo, uma determinada pluma torna-se, gradativamente, mais dispersa, à medida que diferentes porções do soluto são transportadas com diferentes velocidades. Em geral, a causa principal dessas variações de velocidade é a heterogeneidade do meio. Tais heterogeneidades podem estar associadas à escalas microscópicas e/ou macroscópicas.

Já a difusão molecular é o fenômeno no qual os constituintes iônicos e moleculares se movem sob a influência da energia cinética na direção do gradiente de concentração (FREEZE & CHERRY, 1979). Uma vez estabelecido o gradiente, as moléculas e íons tendem a se deslocar das regiões de maior concentração para as de menor, visando equalizar a concentração em toda a massa do fluido. O transporte difusivo ocorre mesmo na ausência de fluxo hidráulico.

As máximas taxas de migração de solutos por difusão ocorrem em águas livres com o máximo de diluição (ROWE et al., 1995). O coeficiente de difusão em soluções aquosas (D_0), para os principais íons (Na^+ , K^+ , Mg^{+2} , Ca^{+2} , Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{-2}) varia entre 1×10^{-9} a $2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ à 25° C (Robson e Stoke citados por FREEZE & CHERRY, 1979).

A presença de partículas de solo dificulta o processo de difusão, uma vez que, este envolve o movimento das espécies de interesse na água presente nos poros, entre essas partículas. Com isso a difusão se torna menor no meio poroso que em soluções livres. Este fato se deve a diversos fatores, dentre os quais pode-se citar: tortuosidade das trajetórias de fluxo; pequeno volume de fluido para fluxo (porosidade); retenção de íons e moléculas nas superfícies das partículas (retardamento); biodegradação de solutos orgânicos entre outros (ROWE et al., 1995).

3.6.3 Outros Fatores de Influência

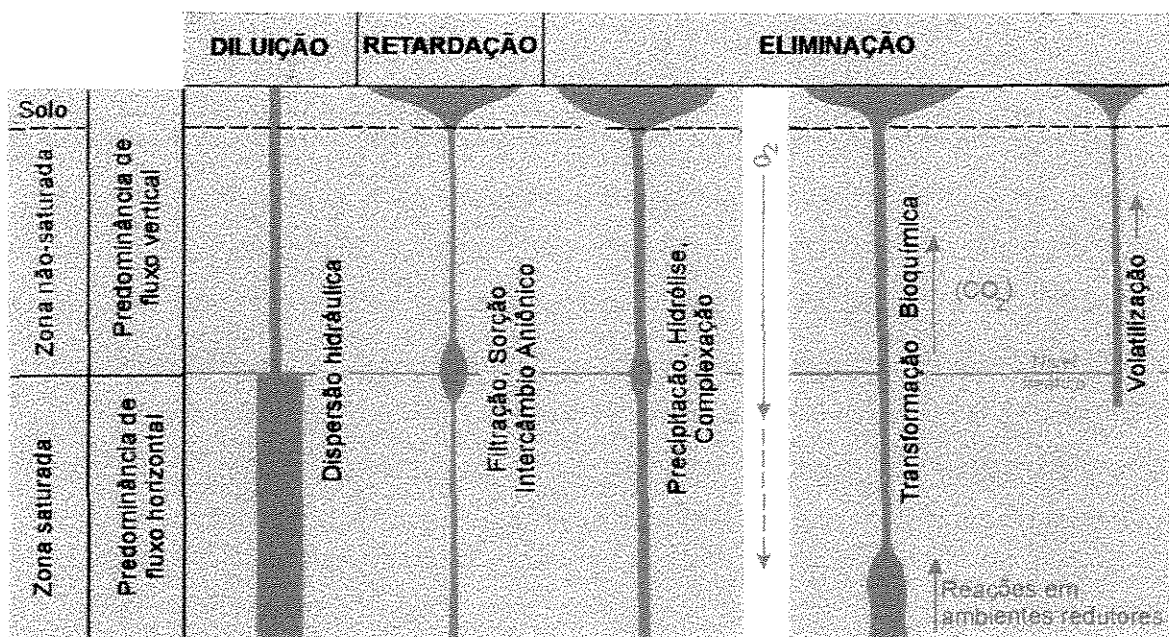
A mineralogia da argila é uma característica importante no processo de migração e retenção de contaminantes, uma vez que as propriedades típicas das argilas são função basicamente dos argilominerais. As diversas espécies de argilominerais influenciam, diferentemente, o comportamento dos solos, no que diz respeito à capacidade de adsorção, atividade e condutividade hidráulica. As espécies de argilominerais que determinam os extremos das propriedades dos solos são a caulinita e a montmorilonita. Assim, solos com predominância de caulinita possuem menor capacidade de troca catiônica, menor atividade e maior condutividade hidráulica do que solos com montmorilonita (ELBACHÁ, 1989).

O solo participa ativamente da atenuação de muitos, mas não todos, contaminantes da água subterrânea. Este processo de atenuação continua em menor grau na zona não-saturada, especialmente onde sedimentos não consolidados, em oposição a rochas fraturadas (pouco reativas), estão presentes (Figura 3.1). Tanto o solo como a zona não-saturada são a primeira linha de defesa natural contra a poluição da água subterrânea. Isto se dá não somente pela sua posição estratégica, mas também pelo ambiente mais favorável à atenuação e eliminação de poluentes e pela presença de grande quantidade de microrganismos (TEIXEIRA et al., 2001).

Na zona não-saturada a água movimenta-se geralmente de forma lenta, restrita aos menores poros. As velocidades não ultrapassam a 0,2m/dia em curtos períodos de tempo e menores ainda para períodos mais longos. As condições químicas geralmente são aeróbias e freqüentemente alcalinas, permitindo:

- a) Interceptação, sorção e eliminação de microrganismos patogênicos,
- b) Degradação da carga de íons metálicos e outros agentes inorgânicos, através da precipitação (como carbonatos, sulfatos e hidróxidos), sorção e trocas iônicas e
- c) Sorção e biodegradação de muitos hidrocarbonetos sintéticos e naturais.

Estes processos continuam, em menor grau, na zona saturada. Nesta zona, a redução nas concentrações ocorre principalmente pela diluição, resultado da dispersão que acompanha o fluxo da água subterrânea (TEIXEIRA et al., 2001).



fonte: Adaptado de Teixeira et al.(2000).

Figura 3.3 : Perfil de degradação do solo e zona saturada e não saturada. A espessura da linha corresponde a maior ou menor atuação do processo indicado.

3.7 Comportamento Hidroquímico de Contaminantes em Subsuperfície

3.7.1) Nitrogênio

O nitrogênio é um dos nutrientes mais pesquisados na área de saneamento e agronomia, já que é fundamental ao crescimento das plantas. Ele se apresenta nas águas residuais em diversas formas: nitrato, nitrito, óxido nitroso, amônia e gás nitrogênio. Em determinadas concentrações, se o nitrato não for captado pelas raízes pode chegar ao lençol freático, comprometendo a sua qualidade.

Apesar dos problemas que o nitrogênio pode causar, nem sempre ele constitui preocupação para o tratamento do esgoto no solo. Com efeito, ele é quase completamente absorvido pela vegetação do solo e pela assimilação das bactérias. Conforme CORAUCCI FILHO et al., (1999a), a vegetação é capaz de incorporar $0,02 \text{ kg de N kg}^{-1}$ de matéria seca, sendo que o restante é lixiviado para o aquífero ou perdido para a atmosfera na forma de N_2 ou NH_3 ($\text{pH} > 7$).

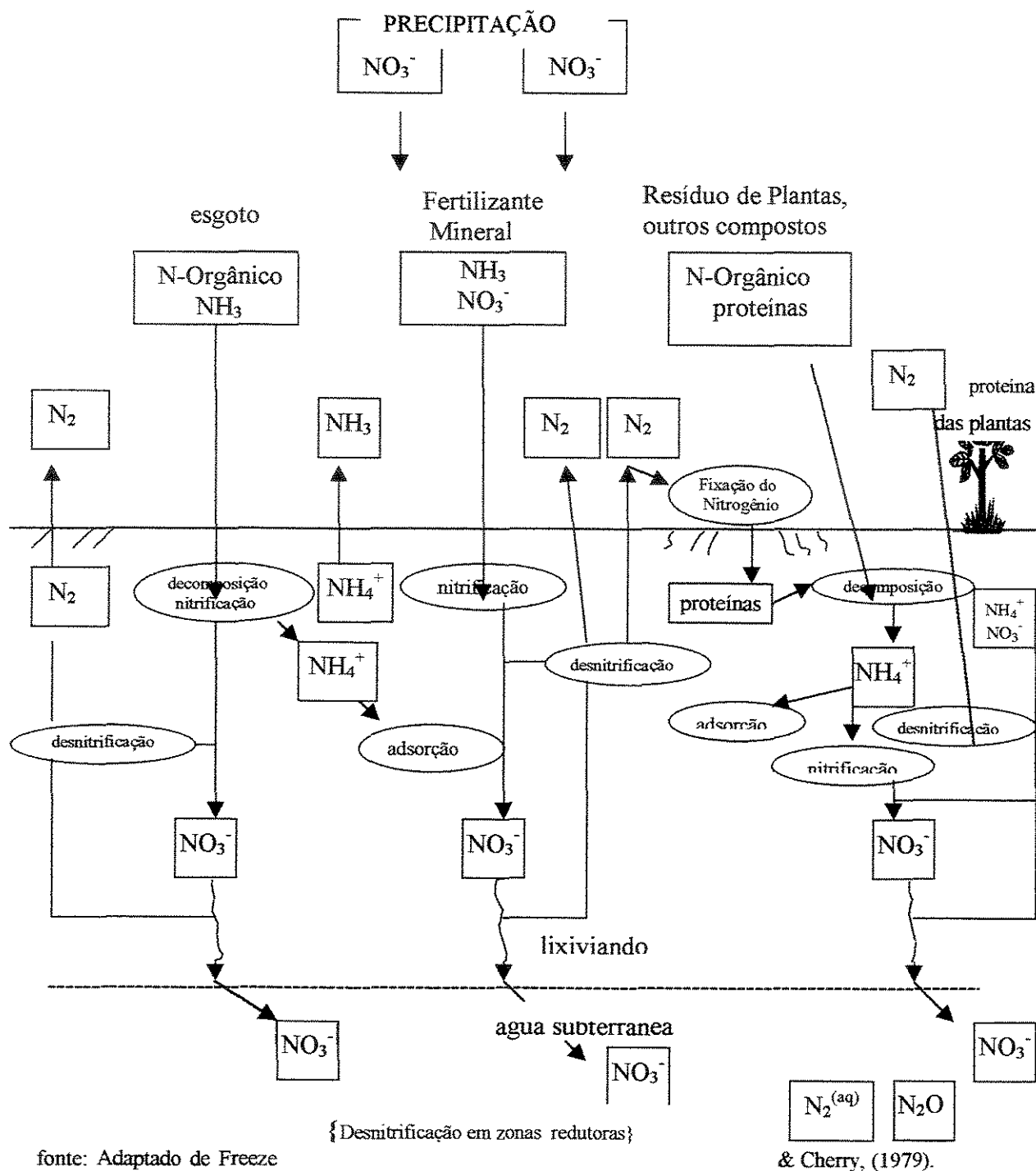
Ainda de acordo com os mesmos autores, os principais mecanismos de remoção de nitrogênio no solo são os seguintes:

- o nitrogênio orgânico é removido nas primeiras camadas de solo por sedimentação e filtração;
- durante os intervalos de repouso do solo, portanto em condições aeróbicas, a amônia é convertida a nitrato, permitindo que o solo nas próximas aplicações possa adsorver amônia novamente;
- em condições anaeróbicas, durante a aplicação de efluentes ou em camadas mais profundas, pode haver a nitrificação do nitrato, sendo assim convertido a N_2 , desde que a relação C:N seja adequada;
- algum nitrato pode ser absorvido pelas plantas, ou também ser lixiviado para o aquífero ou escoado com o efluente.

O ideal na remoção de nitrogênio quando aplicado no solo é que este retorne à sua fonte natural, que é a atmosfera, e que as concentrações de nitrato e amônia presentes nos efluentes tratados sejam as mínimas possíveis.

O nitrogênio dissolvido na forma de íon nitrato (NO_3^-) é o indicador mais comum encontrado na água subterrânea. A sua presença tem sido crescente em vários sistemas aquíferos no mundo, poluindo-os. Isto é consequência das atividades agrícolas e do lançamento indiscriminado de esgotos sobre e abaixo da superfície do solo. Além da forma iônica de nitrato, que é a principal, o nitrogênio também ocorre na forma de amônio (NH_4^+), amônia (NH_3), nitrito (NO_2^-), nitrogênio gasoso (N_2), óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio orgânico (N), ou seja, aquele existente nas substâncias orgânicas. Devido a sua forma aniônica, o NO_3^- move-se na água subterrânea praticamente sem retardamento, motivo pelo qual pode ser considerado como a forma estável do nitrogênio dissolvido. Isto acontece principalmente em ambientes fortemente oxidantes, como é o caso das águas subterrâneas muito pouco profundas, em sedimentos de alta permeabilidade ou em rochas fraturadas, que possuem altos teores de oxigênio gasoso (O_2) dissolvido (FEITOSA & MANOEL FILHO, 1997).

Podem ocorrer duas enfermidades relacionadas a ingestão de água com concentrações elevadas de nitrato, segundo LEWIS et al., 1988: a metahemoglobinemia e o câncer. A metahemoglobinemia (cianose infantil ou síndrome do bebê azul) é uma doença que afeta principalmente os bebês menores de 3 meses e é causada pela ingestão de quantidades elevadas de nitrato (NO_3^-). Sua toxicidade é oriunda de sua redução a nitrito (NO_2^-), processo que pode ocorrer sobre condições específicas no estômago e na saliva. O íon de nitrito que se forma oxida o ferro nas moléculas da hemoglobina, transformando-o de ferroso (Fe^{+2}) em férrico (Fe^{+3}). A metahemoglobina produzida a partir daí torna o sangue incapaz de fixar de maneira reversível o oxigênio, o que resulta em uma anoxia e a morte, se esta situação não for corrigida a tempo. Aos seis meses de idade a concentração de ácido hidrolórico aumenta no estômago, matando as bactérias redutoras de nitrato.



ESQUEMA 3.1: Origem e comportamento do nitrogênio em subsuperfície

Pesquisa realizada pela USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) no decorrer do ano de 1992, em todo território norte-americano, constatou que cerca de 75 000 crianças com menos de dez meses de idade estavam expostas ao consumo de água com mais de 10 mg/L de nitrato.

Quanto ao câncer, o nitrito, e indiretamente o nitrato, podem reagir com aminas e amidas para formar nitrosaminas e nitrosamidas. Estudos têm comprovado que a maioria destes compostos são cancerígenos em um grande número de espécies animais e muitos deles têm sido considerados mutagênicos. Estas pesquisas sugerem que a freqüente ingestão de nitrato pode ocasionar o surgimento de câncer gástrico. (Fraser et al. citado por FERREIRA, 1999).

3.7.2) Metais

Segundo BERTI & JACOBS (1998), vários trabalhos de longa duração com metais pesados oriundos da aplicação de biossólido, têm verificado a movimentação desses elementos em subsuperfície, seja por lixiviação ou lateralmente, através de práticas culturais de preparo do solo ou da erosão, permanecendo sob formas disponíveis significativamente superiores daqueles solos que não receberam biossólido. A permanência até os primeiros 30 cm da maior parte dos metais pesados aplicados e incorporados superficialmente, credita-se ao fenômeno de adsorção, limitando a sua mobilidade. Assim, após aplicação de biossólido durante nove anos, evidenciaram deslocamentos laterais de metais como resultado dos tratos culturais e em profundidade não constataram deslocamentos além dos 15 – 30cm. Também o SO_4^{2-} proveniente da mineralização do biossólido tem importante implicação no comportamento do metal promovendo acidificação do meio e sendo intensamente lixiviado, induzindo o arrastamento dos cátions, além das formas móveis de quelantes orgânicos aos quais os metais são adsorvidos.

MATOS et al., (1996) observaram que embora o solo possua grau de capacidade de retenção de metais pesados, quando esta é ultrapassada, os metais em disponibilidade podem ingressar na cadeia alimentar ou serem lixiviados o pôr em risco a qualidade dos sistemas subjacentes de água subterrânea. A retenção dos metais pesados no solo pode se dar a partir dos argilominerais que possuem sítios negativos de adsorção, onde são adsorvidos por forças eletrostáticas. Também os metais podem ser complexados com compostos orgânicos e adsorvidos aos óxidos de ferro, alumínio e manganês. Os autores, estudando a mobilidade e as principais formas de retenção do Cd, Zn, Cu e Pb de um Latossolo Vermelho-Amarelo, verificaram que a seqüência de mobilidade nos três horizontes do solo foi: $\text{Zn} > \text{Cd} > \text{Pb} > \text{Cu}$. A retenção do Cu foi intensa, considerando-se imóvel neste solo. Assim sendo, o Zn e o Cd oferecem maior potencial de risco à contaminação de águas subterrâneas por estarem na maior parte retidas na fração trocável. Esta retenção preferencial do Cu nas frações oxidica e orgânica, indica que em

condições de competição iônica com o Zn e Cd, o Cu será adsorvido primeiramente, ocupando sítios de maior energia, restando ao Cd e Zn a ocupação de sítios de menor energia, apresentando maior risco potencial para a cadeia biológica e águas subterrâneas.

AMARAL SOBRINHO et al., (1998) estudando os metais pesados Cr, Ni, Cu, Zn e Pb provenientes de resíduo ácido siderúrgico, em colunas de um Argissolo Vermelho Amarelo, encontraram que o Pb, Cu e Cr foram retidos nos primeiros 5cm da coluna de lixiviação. O Zn, Mn, Ni e Cd, tiveram aumento de concentração em profundidade predizendo potencial de contaminação.

De acordo com McBRIDE et. al., (1997) estudando o efeito residual de metais pesados do lodo após quinze anos de única aplicação de 240 mg ha^{-1} , os teores de Zn e Cu na solução do solo foram dez a vinte vezes mais altos que os da testemunha onde não foi aplicado bio sólido. Significativa fração de Cu estava sob formas orgânicas complexas, móveis, permitindo seu deslocamento. O Zn e o Cd remanescentes na camada arável após quinze anos, permaneceram disponíveis às plantas, indicadas pelo excesso de absorção e sintomas de fitotoxicidade. Encontraram que 40% do Zn e Cu foram deslocados da camada superficial e que embora a movimentação de metais pesados através do perfil não seja substancial, frações de certos metais aplicados tem redistribuição e deslocamento na superfície por meio de processos físico-químicos ou biológicos, considerando-se como potencial de contaminação da água superficial e subsuperficial.

Conforme WILLIAMS et al., (1987) após intensa aplicação de bio sólido durante oito anos consecutivos, observaram que os metais Cd, Cu, Pb, Zn, Cu e Cr contidos no lodo não foram translocados em profundidade, mesmo em quantidades acumuladas de $1440 \text{ a } 1800 \text{ mg ha}^{-1}$. A disponibilidade dos metais, determinada pelo DTPA e HNO_3 foi maior para o Cd, Zn, Ni, Cu, Fé e Mn respectivamente. Mesmo com o aumento da acidez, em virtude da nitrificação, não houve significativa movimentação desses metais através do perfil, permanecendo entre a profundidade incorporada de 0-20 cm, até os 30 cm. Esta ausência de movimentação vertical, permanecendo os metais na zona de incorporação, os autores atribuem ao pH do solo e do lodo, à adsorção em óxidos e hidróxidos de ferro e manganês, às reações de troca de cátions e reações para formas químicas mais estáveis.

OLIVEIRA & MATTIAZZO (2001,b) em solo cultivado com cana-de-açúcar onde foi aplicado bio sólido de ETE/Barueri –S.P. durante dois anos e avaliadas nos teores de Zn, Cu, Ni, Cd, Cr e Pb nas profundidades de 30, 60 e 90 cm, verificaram que o Cu não proporcionou

incrementos em seus teores nas camadas abaixo dos 0-20cm e do Zn até o segmento de 40 a 60cm de um ano para outro.

ANJOS & MATTIAZZO (2000) utilizando um Latossolo Vermelho distrófico e um Latossolo Amarelo distrófico, em vasos com 0,5 m³ de capacidade, aplicando cinco doses de 78 mg ha⁻¹ de biossólido proveniente da ETE/Barueri –S.P., num período de onze meses, não constataram presença de Zn, Cu, Ni, Cd, Cr e Pb para camadas inferiores a 60cm de profundidade, mesmo no Latossolo Amarelo com baixo teor de argila: 151 g kg⁻¹ e 161 g kg⁻¹ nas camadas de 0-30cm e de 30 a 60cm e pH de 4,3 e 4,2 respectivamente, não havendo portanto influência da textura e da acidez como mecanismos da lixiviação. Os autores atribuem este comportamento ao pH 7,5 do biossólido, que recebeu processo de tratamento denominado digestão anaeróbia do lodo ativado, com posterior adição de FeCl₃ e cal, elevando o pH para 7,4 nos dois solos utilizados.

Ainda, BERTONCINI & MATTIAZZO (1999) em três solos classificados como Neossolo Quartzarênico, Latossolo Vermelho Amarelo e Latossolo Vermelho, condicionados em tubos de percolação, incorporaram sucessivas quantidades de biossólido num total correspondente a 156 mg ha⁻¹, num período de incubação de 310 dias. No líquido percolado pela passagem de soluções salinas, as análises de Zn, Cu, Ni, Cd e Cr presentes indicaram que a retenção de Cu, Ni, Cd e Cr aumentou com os teores de Fe₂O₃ e Al₂O₃ presentes no solo e que os elevados valores de pH e o aumento da matéria orgânica proporcionado pela adição do biossólido, influenciaram para a menor mobilidade desses metais.

CAMOBRECO et al., (1996) também discutem que embora seja unânime que os metais Zn, Cu, Ni, Cd, Cr e Pb são imóveis em solos cultivados, alguns fatores que promovem a mobilidade podem resultar em aumento de absorção pela planta ou sua lixiviação. Estes fatores incluem as características de cada metal, a quantidade e tipo do pontos de adsorção do solo, Ph, a concentração de ânions orgânicos complexantes e competição de cátions na solução de solo. Neste experimento de lixiviação em colunas de solo, quando utilizaram solos com estrutura indeformada tratada com metais como complexos orgânicos, constataram que a percolação dos metais Zn e Cu foram de 26 e 28% do aplicado e quando percolados apenas com água, para o Zn e Cu foram de 23 e 15% respectivamente. Já em colunas com amostra deformada todos os metais foram retidos mesmo aqueles como complexos orgânicos, subestimando a mobilidade de metais em condições de campo onde existem espaços para fluxos de líquido provenientes das raízes, fraturas, atividades dos organismos do solo, etc.

Já no caso do transporte de metais nos sistemas hidrogeológicos, a geoquímica ambiental é complexa, sendo muito difícil prever o comportamento desses elementos nos aquíferos. Em muitos ambientes subterrâneos fenômenos de adsorção e reações químicas de precipitação são responsáveis por uma movimentação muito lenta dos metais em relação à velocidade da água subterrânea. Não surpreende, portanto, que os casos de contaminação por traços de metais sejam relativamente raros. Mas nos casos em que realmente ocorre uma contaminação por traços de metais, as consequências podem ser desastrosas (FREEZE & CHERRY, 1979).

3.8 ASPECTOS HIDROGEOLÓGICOS

A hidrogeologia, conforme DOMENICO & SCHWARTZ (1997) é o estudo das leis que governam o movimento das águas subterrâneas, as interações mecânicas, físicas e termais dessa água com o meio poroso, e o transporte de energia, substâncias químicas e matéria particulada através do fluxo.

Dentre as principais variáveis analisadas em um estudo da água subterrânea, podemos citar:

□ Porosidade (n)

Representa o vazio das rochas ou solo (%).

$$n = V_v / V$$

onde : V_v = volume de vazios (L^3)

V = volume do material

Porosidade Efetiva (n_e) – porosidade por onde o fluido passa

$$n_e = V_D / V$$

onde: V_D = volume de água drenada

V = volume total do corpo rochoso

□ Condutividade Hidráulica

Mede a facilidade com que o fluido é transportado pelo meio poroso, de acordo com a Lei de Darcy.

$$K = k\gamma / \mu \text{ (L / T)}$$

onde k = é a permeabilidade intrínseca

μ = viscosidade dinâmica do fluido

γ = peso específico; $\gamma = \rho g$ na qual ρ é a densidade e g é a aceleração da gravidade.

Permeabilidade intrínseca (k) depende das propriedades da rocha matriz, podendo ser obtida por equações, experimentações e derivações teóricas da Lei de Darcy.

□ Transmissividade

É a vazão de água que escoar através de uma faixa lateral vertical de largura unitária e espessura da camada saturada, quando o gradiente hidráulico é igual a 1.

$$T = Kb \text{ (L}^3\text{/T.L)}$$

onde K = condutividade hidráulica (L/T)

b = espessura saturada do aquífero

□ Coeficiente de Armazenamento

É o volume de água que entra ou que sai de um aquífero por unidade de área horizontal ou por unidade de variação de rebaixamento, sendo adimensional.

Armazenamento Específico (S_s) é o volume de água por unidade devolume de uma formação saturada que é armazenada ou expelida por compressão do esqueleto rochoso e da água por unidade de variação da carga hidráulica.

$$S_s = \rho g(\alpha + \eta\beta),$$

onde: ρ = densidade da água (M/L³)

g = aceleração da gravidade (L/T²)

α = compressibilidade do esqueleto do aquífero (1/(M/LT²))

η = porosidade

β = compressibilidade da água (1/(M/LT²))

O Armazenamento Específico possui dimensões 1/L e valores muito pequenos.

O nível freático de uma determinada região acompanha as irregularidades do terreno, o que pode ser visualizado pelo traçado de sua superfície através de uma rede de poços. Sua

profundidade é função da quantidade de recarga e dos materiais terrestres do subsolo. Em áreas úmidas, com alta pluviosidade, tende a ser mais raso, enquanto em ambientes áridos tende a ser profundo. De modo geral, é mais profundo nas cristas de divisores topográficos (nos interflúvios) e mais raso nos fundos de vales.

A precipitação é fator decisivo em estudos hidrogeológicos, configurando as variações ou oscilações do nível estático de um aquífero livre, além de interferir na concentração dos parâmetros que vierem a ser analisados.

Além da força gravitacional, o movimento da água subterrânea também é guiado pela diferença de pressão entre dois pontos, exercida pela coluna de água sobrejacente aos pontos e pelas rochas adjacentes. Esta diferença de pressão é chamada de potencial da água (potencial hidráulico) e promove o movimento da água subterrânea de pontos com alto potencial, como nas cristas do nível freático, para zonas de baixo potencial, como em fundos de vales. Esta pressão exercida pela coluna de água pode causar fluxos ascendentes da água subterrânea, contrariando a ação da gravidade, como no caso de porções profundas abaixo de cristas, onde a água tende a subir para zonas de baixo potencial, junto a leitos de rios e lagos (FERREIRA, 1999).

3.9 LEGISLAÇÃO E PRÁTICAS VIGENTES

A Lei Federal nº 9433, de 08 de janeiro de 1997, conhecida como “Código das Águas”, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos ainda está em fase de regulamentação e a atuação dos diversos especialistas, técnicos e profissionais da área é que definirá realmente como se dará o processo de gerenciamento dos recursos hídricos no Brasil, principalmente o da água subterrânea. Muito embora se fale de gestão integrada, essa lei coloca em destaque as águas superficiais, sem considerar a indissociabilidade com as águas subterrâneas no ciclo hidrológico, como também, não é levado em conta, o fato de que a bacia hidrográfica, na maior parte dos casos, não coincide com a bacia hidrogeológica (HAGER, 2000).

Em 21.06.2000, foi aprovada, pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos, a Resolução nº 9 que instituiu a Câmara Técnica Permanente de Águas Subterrâneas, que tem

como objetivo e prioridades as regulamentações, os mecanismos de proteção, o gerenciamento e a representatividade das águas subterrâneas em todo o país (BRASIL, 2001d).

O primeiro marco para a integração das águas subterrâneas e superficiais no âmbito da Política Nacional de Recursos Hídricos foi a elaboração, pela Câmara Técnica de Águas Subterrâneas – CTAS – Federal e aprovação pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH, da Resolução nº 15, publicada em 12.01.2001, que estabelece diretrizes para gestão integrada das águas (BRASIL, 2001a).

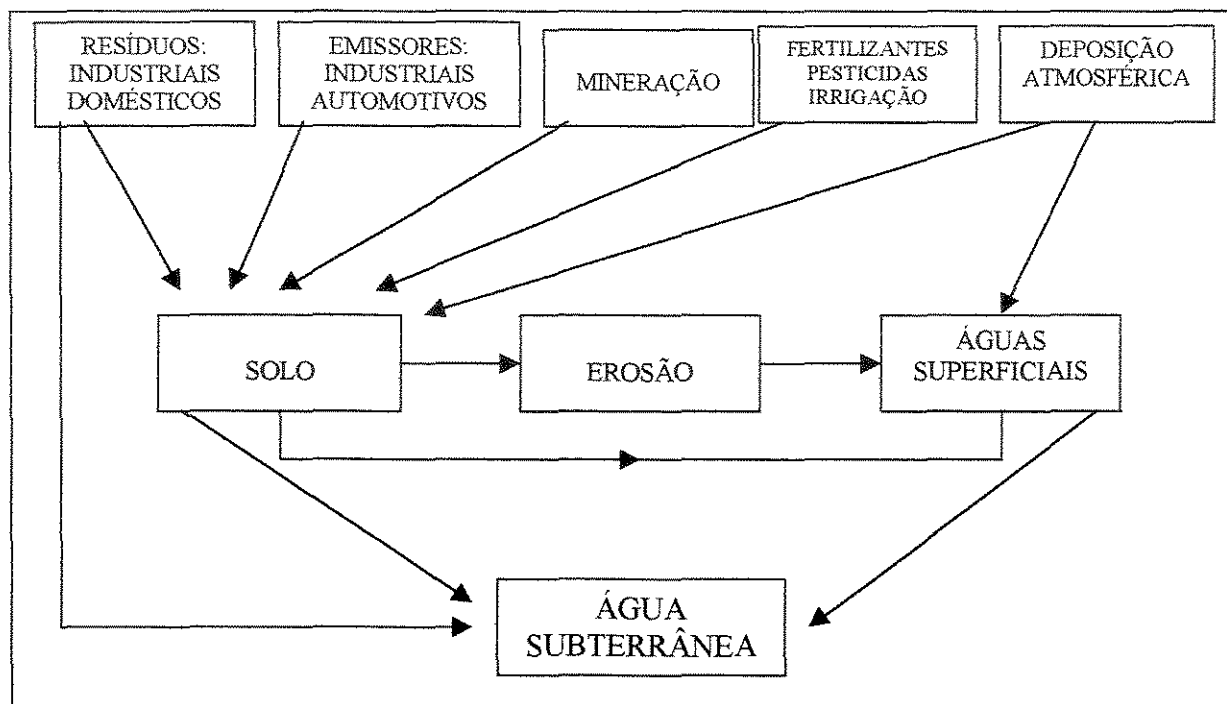
A Lei Estadual 7663 de 30.12.1991, estabeleceu diretrizes e instituiu a Política Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Integrado de Gerenciamento das Águas Superficiais e Subterrâneas. A Lei Estadual 9034 de 27.12.94, estabeleceu as Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI's) e os Programas de Duração Continuada (PDC). Destaca-se o PDC4, que trata do Desenvolvimento e Proteção das Águas Subterrâneas.

A CETESB diagnosticou a necessidade de se efetuar um levantamento do uso das águas subterrâneas para o abastecimento público, com o objetivo de retratar a importância deste recurso hídrico no Estado de São Paulo, bem como de informar, conscientizar e alertar as autoridades e a opinião pública sobre a necessidade de promover políticas e metas de prevenção à poluição, no âmbito do gerenciamento integrado dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos.

Este levantamento, embora tenha sido realizado pelas unidades descentralizadas da CETESB no ano de 1997, os resultados são novamente apresentados em seu relatório publicado em 2001, e mostram que o Estado de São Paulo, com 645 municípios, possui 462 (72%) abastecidos total ou parcialmente com águas subterrâneas, sendo que deste total, 308 (48%) são municípios totalmente abastecidos por águas subterrâneas (CETESB, 2001).

No gerenciamento das áreas contaminadas pela agência ambiental, faz-se necessária a determinação das concentrações naturalmente encontradas no ambiente e a definição de valores limites de concentração de contaminantes no solo e águas subterrâneas, denominados valores de intervenção, como um instrumento de suporte à decisão sobre a necessidade e urgência de uma possível intervenção no local (isolamento, contenção, remediação, monitoramento ou alteração

do uso pretendido da área). Estes valores limites subsidiam assim, as ações de controle, indicando o nível de contaminação acima do qual existe risco à saúde pública (CASARINI et al., 2000).



Fonte: Adaptado de SINGH & STEINNES (1994).

Esquema 3.2: Interrelação entre as fontes de poluição e os meios solo e água.

No caso específico das águas subterrâneas, as diversas metodologias de avaliação de riscos são similares em adotar critérios baseados na necessidade de preservação deste recurso para a utilização pela população atual e futura, independentemente do uso e ocupação atual do solo. Baseia-se então em padrões de potabilidade da água, instituídos pelos ministérios e órgãos regentes, para cada país. No caso do Brasil, especificamente, tem sido consultado o Padrão de Potabilidade da Portaria 518 de 25.03.2004 do Ministério da Saúde, considerando-se como exceções algumas substâncias que estão naturalmente presentes em elevadas concentrações como cromo, ferro, alumínio, manganês e flúor.

Para substâncias não legisladas pela Portaria 518/MS, deve-se calcular o valor de intervenção usando a teoria do equilíbrio de partição solo água, a partir de uma concentração

máxima aceitável no solo, para um cenário agrícola e admitindo-se um fator de diluição e atenuação igual a 10 entre as concentrações da solução do solo e do aquífero (CETESB, 2001).

Observa-se que os padrões de potabilidade aproximam-se dos valores de intervenção internacionais, devido ao fato de que estes padrões foram estabelecidos com base em dados toxicológicos. Assim, reforça-se a idéia de que, o valor de intervenção deve ser o Padrão de Potabilidade.

Resta a implementação de medidas efetivas de proteção à saúde humana na prática de reúso de esgoto sanitário na agricultura. Tais intervenções requerem o envolvimento e a cooperação das agências e ministérios governamentais, por quem as atividades serão coordenadas. Governantes desejando promover o reúso de água na agricultura ou reduzir o risco à saúde de práticas correntes, encontrarão grande incentivo e colaboração das diversas agências ambientais espalhadas pelo mundo (OMS, 1989).

Fundamentando-se então pela perspectiva ambiental, de que a água é um recurso finito fundamental para o suprimento das necessidades básicas da vida, e visualizando um suporte às decisões governamentais recai-se nas deliberações de outorga e cobrança pelo uso da água.

3.10. RAZÃO DE ADSORÇÃO DE SÓDIO (RAS)

O grau de sodificação do solo depende da relação entre as concentrações de sódio e de íons polivalentes na solução do solo, relação que é normalmente medida pela RAS (razão de adsorção de sódio). Na prática, apenas os íons bivalentes são utilizados para calcular a RAS, porém, os íons trivalentes também devem ser considerados quando suas concentrações são significativas como ocorre em solos sódicos ácidos (RENGASAMY & OLSSON, 1993).

A RAS tem sido utilizada na caracterização de solos sódicos e águas para irrigação e é calculada por meio de concentração de cátions em solução. A RAS é um índice que relaciona as concentrações de Na^+ às concentrações de Ca^{+2} e Mg^{+2} na água de irrigação, em extratos de saturação e extratos aquosos de solos e é calculada a partir da seguinte equação:

$$RAS = \frac{Na^+}{\left[\frac{(Ca^{++} + Mg^{++})}{2} \right]^{0,5}}$$

em que a RAS é expressa em $(\text{mmol}_e \text{L}^{-1})^{0,5}$ e as concentrações de Na^+ , Ca^{+2} e Mg^{+2} são expressas em $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$.

As concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} nos efluentes de esgoto tratado normalmente são semelhantes àsquelas encontradas na água de irrigação, sendo que o aumento das concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} abaixa os valores de RAS melhorando a qualidade do efluente e da água de irrigação.

Diversos procedimentos são utilizados para determinar a RAS. As atividades iônicas dos íons Na^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} são convenientemente usadas para calcular a RAS, a qual está relacionada à adsorção de sódio pelos colóides do solo. No entanto, por análises químicas da solução do solo são obtidas as concentrações totais de Na^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , as quais são utilizadas, na prática, no cálculo da RAS.

3.11. PERCENTUAL DE SÓDIO TROCÁVEL (PST)

Diversas medidas de laboratório são utilizadas para a diagnose de problemas em solos salinos e sódicos. Além da RAS, são medidas importantes o pH e a CE de extrato aquoso e de saturação, bem como a determinação do PST a partir de análises químicas do solo. A CE de soluções é uma medida facilmente realizada no laboratório, apresentando uma relação linear com a concentração de sais em solução (RAIJ, 1991). O índice PST indica a proporção de sódio adsorvida no complexo de troca de cátions do solo e é determinado pela seguinte equação:

$$PST = \frac{Na_1}{CTC} \times 100$$

onde:

Na_1 = sódio trocável ou adsorvido, em $\text{mmol}_e \text{Kg}^{-1}$;

CTC = capacidade de troca de cátions do solo (Ca, Mg, Na, K, Al e H), em $\text{mmol}_e \text{dm}^{-3}$ ou $\text{mmol}_e \text{kg}^{-1}$.

Valores limites de PST que causam deterioração da estrutura do solo podem variar. Em solos australianos, por exemplo, onde a adsorção de sódio nas superfícies das argilas excede 6% da capacidade de troca de cátions do solo ($PST = 6\%$), o solo é considerado sódico e está sujeito a degradações estruturais. O PST de valor 6% é baixo comparado com o valor 15% adotado pelo Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos como indicador de deterioração da estrutura do solo (RENGASAMY & OLSSON, 1991).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local de Estudo

A pesquisa está sendo desenvolvida desde janeiro de 2001, quando iniciou-se a irrigação com efluente da estação de tratamento de esgoto, em área experimental situada ao lado da Estação de Tratamento de Esgotos Graminha, operada pela empresa Águas de Limeira S.A., na cidade de Limeira (latitude 22° 35' 29,63", longitude 47° 26' 17,04", altitude 567m).



Figura 4.1 : Foto da área experimental

O levantamento topográfico da área experimental foi realizado com equipamento GPS (figura 4.12), identificando todas as singularidades existentes na área, bem como o nível d'água dos córregos e rios adjacentes à área de plantio, e determinação do fluxo da água subterrânea de acordo com o estudo do potencial hidráulico dos poços perfurados.

4.2 Hidrogeologia Regional

A região situa-se na Bacia do Rio Piracicaba, sub-bacia do Graminha, no sistema Aquífero Tubarão (Formação Itararé). As intercalações e interdigitações de litologias diferentes fazem com que este sistema apresente um comportamento de aquífero livre a localmente semi-confinado, heterogêneo, descontínuo e fortemente anisotrópico. Sua constituição litológica imprime uma porosidade granular, que controla a circulação da água subterrânea (IG, 1995).

O estudo realizado pelo DAEE (1982) em 272 poços mostrou que a transmissividade neste sistema varia entre 1 a 40m²/dia e a capacidade específica entre 0,002 e 7,5m³/h m. Neste aquífero predominam águas bicarbonatadas sódicas, seguidas de bicarbonatadas cálcicas, bicarbonatadas magnesianas, cloretadas sódicas e sulfatadas sódicas.

4.3 Caracterização do Solo Estudado.

O solo da área experimental classificado como Argissolo Vermelho Amarelo, textura média, de acordo com critérios da EMBRAPA (1998).

Após a coleta, o solo foi disposto à sombra para secagem, destorroado e em seguida a operação de tamização em peneira de 2 mm. Deste material seco ao ar, foram retiradas amostras que foram submetidas à análise de rotina (pH, M.O., P, K, Ca, Mg, H+Al, SB, T e V%) segundo metodologia proposta por RAIJ et.al (1987) e dos teores de macro, micronutrientes e alguns íons metálicos pesados (K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn, Zn, Cr, Pb, Ni e Cd) de acordo com a metodologia de GORANDER (1979), mediante extração prévia com HCl 1mol L⁻¹, de acordo com metodologia proposta por LAGERWERFF (1977).

Determinou-se ainda nas mesmas amostras do solo, os teores de Na, segundo método descrito por CAMARGO et al., (1986). Calculou-se, partindo desses resultados, a razão de Adsorção de Sódio (RAS) para o solo e posteriormente a Percentagem de Sódio Trocável (PST) na CTC do solo, de acordo com EMBRAPA (1988).

No mesmo material foram feitas as análises físicas. As densidades real e global foram realizadas de acordo com os métodos do picnômetro e com auxílio do amostrador de Uhland (VIEIRA, 1995), respectivamente. A análise textural do solo foi realizada com o auxílio de solução NaOH como dispersante, sedimentação e separação por peneiras. As análises físicas do solo nas profundidades de irrigação 20, 40 e 60 cm se encontram na Tabela 4.2 .

O levantamento da curva granulométrica foi realizado pela análise granulométrica conjunta, a qual é composta de duas fases de ensaio que são: peneiramento e sedimentação. A coleta de solo foi realizada em três locais distintos, nas camadas de 0,00 - 0,25 m, 0,25 - 0,50 m, 0,50 - 0,75 m, 0,75 - 1,00 m. O ensaio granulométrico caracterizou o solo como de textura média e recomendado, portanto, para irrigação com efluentes. As curvas granulométricas traçadas encontram-se nas Figuras 8.1 a 8.4, no Anexo (capítulo 8).

Tabela 4.1 – Resultados de análise química^(*) de rotina do solo a ser utilizado.

Profundidade (m)	pH CaCl ₂ 0,01 mol L ⁻¹	M.O. g dm ⁻³	P resina mg dm ⁻³	K	Ca	Mg	H+Al	SB ⁽¹⁾	T ⁽²⁾	V ⁽³⁾
				mmol _c dm ⁻³						%
0,20	4,6	13	8	1,7	17	5	38	23,7	61,7	38

^(*) análises realizadas no Laboratório de Análises de Solos e Plantas do Departamento de Solos e Adubos da FCAV – Unesp – Jaboticabal.

⁽¹⁾Soma de Bases, ⁽²⁾Capacidade de Troca Catiônica, ⁽³⁾ saturação por bases.

Tabela 4.2 – Resultados de análises físicas^(*) do solo utilizado nas profundidades de irrigação (20, 40 e 60cm).

Prof. (m)	C.C. ⁽¹⁾ (%)	U.C. ⁽²⁾ (%)	P.M. ⁽³⁾ (%)	D g ⁽⁴⁾ g cm ⁻³	Dr ⁽⁵⁾ g cm ⁻³	P ⁽⁶⁾ %	AD ⁽⁷⁾ (mm)	Hi ⁽⁸⁾ (mm)
0,20	12,2	8,3	4,8	1,68	2,60	35,4	25,6	14,8
0,40	12,2	8,0	4,8	1,72	2,63	34,6	51,1	28,8
0,60	12,2	7,8	4,8	1,72	2,62	34,4	76,3	45,4

^(*) análises realizadas no IAC (Instituto Agronômico de Campinas).

⁽¹⁾Capacidade de Campo, ⁽²⁾ Umidade Crítica, ⁽³⁾ Potencial Matricial, ⁽⁴⁾ Densidade Global, ⁽⁵⁾ Densidade Aparente, ⁽⁶⁾ Porosidade, ⁽⁷⁾ Água Disponível, ⁽⁸⁾ Lâmina Hídrica.

4.4 Caracterização dos Efluentes Desinfetado e não Desinfetado

Os dados das análises químicas do efluente de lagoa anaeróbia a ser utilizado, encontram-se nas Tabelas 4.3 e 4.4 e são resultantes de amostragem composta realizada na ETE-graminha da Companhia de Águas de Limeira, SP.

Os teores de macronutrientes (K, Ca e Mg), de micronutrientes (Cu, Fe, Mn e Zn) e dos íons metálicos pesados (Cr, Pb, Cd, Ni e Na), foram extraídos de acordo com metodologia proposta por SARRUGE & HAAG (1974), digestão nitro-perclórica e quantificados por espectrofotometria de Absorção Atômica, chama Ar-Acetileno. Os teores de NO_3^- , a C.E. e os valores de pH foram quantificados de acordo com metodologia de EATON et al., (1995).

Tabela 4.3 –Análise química (*) dos efluentes aplicados no 1º experimento (média de 07 amostragens).

Efluentes	NO_3^-	pH	C.E.	RAS	K	Ca	Mg	Cu
	mg L^{-1}		uS m^{-1}	$\text{mmol}_e\text{L}^{-1}$	ug L^{-1}			
E.I.	4,60	4,90	319,67	5,82	56,67	56,67	26,67	246,67
E.D.	2,10	6,50	610,33	25,00	50,00	80,00	30,00	396,67

Efluentes	Fe	Mn	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	Na
	ug L^{-1}							
E.I.	376,67	23,33	106,67	0,00	116,67	30,00	0,00	22833,33
E.D.	1006,67	26,67	316,67	0,00	133,33	56,67	0,00	103566,67

(*) análise realizada no Laboratório de Análises de Solos e Plantas do Departamento de Solos e Adubos da FCAV – Unesp – Jaboticabal.

Tabela 4.4 – Análise química (*) dos efluentes aplicados no 2º experimento (média de 07 amostragens).

Efluentes	NO ₃ ⁻	pH	C.E.	RAS	K	Ca	Mg	Cu
	mg L ⁻¹		uS m ⁻¹	mmol ₁ L ⁻¹	ug L ⁻¹			
E.I.	4,00	5,16	482,17	4,95	205,83	594,17	48,33	635,00
E.D.	1,77	7,23	656,33	7,00	225,00	783,33	66,67	1108,33

Efluentes	Fe	Mn	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	Na
	ug L ⁻¹							
E.I.	1353,00	112,50	166,00	4,16	218,00	90,00	16,67	46708,33
E.D.	1800,00	166,67	450,00	0,00	266,67	175,00	25,00	75591,67

(*) análise realizada no Laboratório de Análises de Solos e Plantas do Departamento de Solos e Adubos da FCAV – Unesp – Jaboticabal.

A lagoa anaeróbia em questão tem trabalhado com remoção de DBO da ordem de 52,7% e DQO de 55%, além de baixa remoção de fósforo e inexistência de desnitrificação, o que implica na necessidade de pós-tratamento. A lagoa também possui baixa remoção de coliformes, helmintos e protozoários.

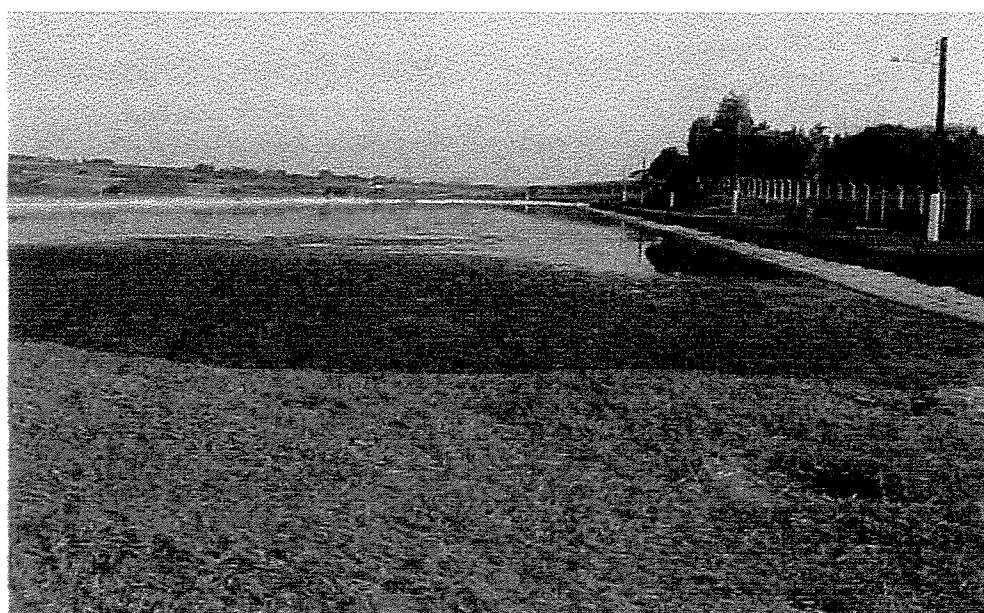


Figura 4.2: Foto da lagoa anaeróbia da E.T.E. Graminha.

A cultura implantada foi o milho, variedade AG-405, AGROCERES-híbrido duplo, de ciclo precoce, florescimento com 875 u.c. (unidades calóricas). A escolha da cultura se deve à possibilidade de plantio em duas safras/ano, época de seca e de chuvas; grãos não terem contato com o efluente e sua utilização como ração animal.

4.5 Preparo e Instalação do Experimento

O terreno, com dimensões aproximadas de 60 x 160m, possui um declive na direção do maior comprimento, com córrego margeando pelo lado direito a cerca com a Estação de Tratamento e um riacho no limite inferior do terreno, que recebe as águas provenientes do córrego. O solo foi preparado para o plantio com aração e gradagem e apresentava 38% de saturação por bases sendo que a cultura do milho necessita de 70%. Essa correção foi feita utilizando corretivo agrícola (calcário), segundo recomendação de RAIJ et al., (1996). Não foi levado em consideração os teores de cálcio e magnésio do efluente sanitário utilizado.

A captação do efluente da lagoa para a aplicação no solo foi feita por tubulação de 2", que escoam até os 3 tanques de aplicação (cada um com capacidade para 2000L) por força da gravidade. Um dos tanques armazena o esgoto não desinfetado, e os outros dois armazenam o desinfetado pelo sistema de vasos comunicantes, para viabilizar o tempo de detenção hidráulico (período de contato) que a desinfecção exige.



Figura 4.3. Foto dos tanques de armazenamento e distribuição do efluente.

O composto escolhido para a cloração do efluente da lagoa anaeróbia foi o hipoclorito de sódio (NaClO), e o bissulfito de sódio (NaHSO_3) foi utilizado para a descloração, ambos por razões econômicas. Os cálculos da quantidade de cada composto que irá reagir com o efluente sanitário, realizados no Laboratório de Saneamento da FEC – Unicamp, seguem orientação de publicação do PROSAB (2003) para esgotos desinfetados.

Estes cálculos são feitos com base nos valores de Coliformes Totais e Coliformes Fecais encontrados na amostra, em cartelas Colilert®, para as diluições propostas, de maneira a reduzir a concentração destes indicadores de 10^6 para 10^3 NMP/100mL. Foram obtidos valores de 320mL de hipoclorito de sódio (concentração de 16mgL^{-1}) para um volume de 2000L do tanque, e de 960mL de bissulfito de sódio (relação 3:1 com o hipoclorito) para o mesmo volume nos tanques.

No campo eram respeitados 30 minutos de período de contato para o hipoclorito de sódio nos tanques, e 5 minutos para o bissulfito de sódio, conforme ainda recomendação do PROSAB (2003).

Foi montado um sistema de drenagem na área de implantação do sistema para evitar a erosão laminar do terreno e eventual passagem para outras áreas. O controle da irrigação se deu pelo cálculo da vazão a jusante da tubulação antes, durante e depois de cada irrigação.

O plantio do milho foi realizado em duas épocas (seca e chuvosa), que após preparo do solo o terraço foi dividido em parcelas, cada uma contendo os tratamentos: 1) irrigação com água em solo enriquecido com fertilização mineral, 2) efluente e 3) efluente desinfetado, todos com três profundidades de irrigação – 0,20, 0,40 e 0,60m, com três repetições, totalizando 27 parcelas. Os tratamentos com adubação mineral e efluente de lagoa anaeróbia, já estão instalados há três anos, com cinco safras. A adubação mineral conteve: 20 Kg/ha de N, na forma de sulfato de amônia, 70 Kg/ha de P_2O_5 na forma de superfosfato simples e 50 Kg/ha de K_2O na forma de cloreto de potássio, como também uma adubação de cobertura aos 30 dias após semeadura com 20 Kg/ha de N, segundo recomendação de RAIJ et al. (1996).

O sistema de plantio em parcelas possui: cinco linhas de plantio e quatro sulcos intermediários, com 4,0 m de comprimento e 5,0 m de bordadura em cada extremidade. A distância entre cada linha de cultivo foi de 1,0 m e entre plantas, de 20 cm, totalizando 20 plantas por linha.

Foi utilizado o sistema de irrigação por sulcos rasos de forma a evitar a liberação de aerossóis no ar quando da utilização de aspersores para irrigação com água de lagoa de estabilização. A irrigação foi realizada com efluente de lagoa anaeróbia desinfetado e não desinfetado (concentração final no desinfetado – 0,396 mgL⁻¹ de cloro livre).

Foram aplicadas lâminas hídricas (Hi) diferenciadas da irrigação, correspondentes às profundidades de irrigação de 0,20; 0,40 e 0,60m. A profundidade de irrigação corresponde ao perfil do solo que se deseja irrigar. Tais valores foram admitidos para o cultivo do milho, cuja profundidade de irrigação é de 0,40m, perfil onde está localizado 80% do sistema radicular da planta (VIEIRA, 1999). O volume de 120 L corresponde à lâmina hídrica de 28,8mm e a este perfil de irrigação do solo. A partir desse valor foi escolhida uma profundidade mais conservadora 0,20m e outra mais crítica 0,60m (em relação à possibilidade de contaminação de planta, solo e aquífero).

As lâminas de aplicação foram calculadas para as profundidades de irrigação, segundo a equação (4.1). Para o cálculo do volume a ser aplicado por sulco, foi utilizada a equação (4.2).

$$Hi = \frac{CC - UC}{10} * Dg * h$$

4.1

onde:

Hi= lâmina hídrica líquida (mm)

CC= capacidade de campo do solo (%)

UC= umidade crítica do solo (%)

Dg= densidade global do solo (gcm⁻³)

h= profundidade de irrigação (cm)

$$V = 1,05 \cdot A_i \cdot H_i$$

4.2

onde:

A_i = área de influência do sulco (m^2)

V = volume a ser aplicado no sulco (L)

As taxas hidráulicas determinadas foram aplicadas na cultura do milho e de acordo com os tratamentos correspondentes a três lâminas hídricas de aplicação para efluente de lagoa anaeróbica, desinfetado e fertilização mineral. A frequência de aplicação foi de acordo com a dotação de rega a ser calculada para as condições do local. O manejo da irrigação se baseou na água necessária, para umidade do solo entre a capacidade de campo (CC), acima da qual o líquido percola para o aquífero e com a umidade crítica (UC), referente ao potencial matricial crítico da planta, abaixo do qual a planta teria que realizar esforços que podem comprometer seu metabolismo.

O controle da umidade atual (UA) pelo método gravimétrico, método que apresenta resultados reais de campo, apresentado por VIEIRA (1999), baseia-se no ensaio de umidade do solo, em peso. A coleta das amostras do solo para a obtenção da umidade foi feita com o auxílio de um trado. Quando a UA atinge o valor da UC, irriga-se os sulcos referentes a esta profundidade de irrigação com a lâmina hídrica correspondente, retornando a umidade do solo à capacidade de campo.

O controle da umidade pelo tanque Classe A, apresentado pelo mesmo autor, requer a instalação de um pluviômetro e de um tanque Classe A (evaporímetro). O balanço hídrico realizado pelo tanque Classe A requer os seguintes dados iniciais: UA, UC, D_g , PM, Kc (coeficiente de demanda hídrica da cultura) e Kp (coeficiente do tanque). SOUZA (2004) desenvolveu uma planilha para o controle diário (Tanque Classe A) que nos apresenta: lâmina necessária para a restituição da CC; umidade armazenada no solo; déficit hídrico acumulado; e, correção automática com a introdução da umidade do solo. Assim, quando a lâmina necessária for igual a H_i , irriga-se.

4.6 Rede de Poços de Monitoramento

A referida rede contou com dez poços de monitoramento, para coleta da água subterrânea para ser avaliada em função do risco à saúde pública.

A coleta de amostras da água do aquífero em diferentes pontos foi baseada na elaboração de projeto de rede de monitoramento, conforme norma ABNT NBR 13.895 (1997), e será composta de postos de monitoração, dispostos de acordo com o sentido do fluxo do aquífero freático e as diferentes lâminas hídricas, de maneira a avaliar os pontos mais críticos. A rede de monitoramento engloba seis poços de monitoramento, já existentes, para avaliação da contaminação do efluente não desinfetado, e três poços instalados para avaliação da contaminação do efluente desinfetado. Além disso, foi instalado dentro da referida rede um poço testemunha.

Durante a perfuração foi realizada uma coleta das amostras do solo escavado. Em três pontos diferentes foram retiradas amostras de 0,50 em 0,50m , em poços que variaram de 3,5 a 7,0m de profundidade, para que fosse realizada a sua estratificação e assim avaliar os impactos ambientais significativos e correlacionar com os dados da água subterrânea.

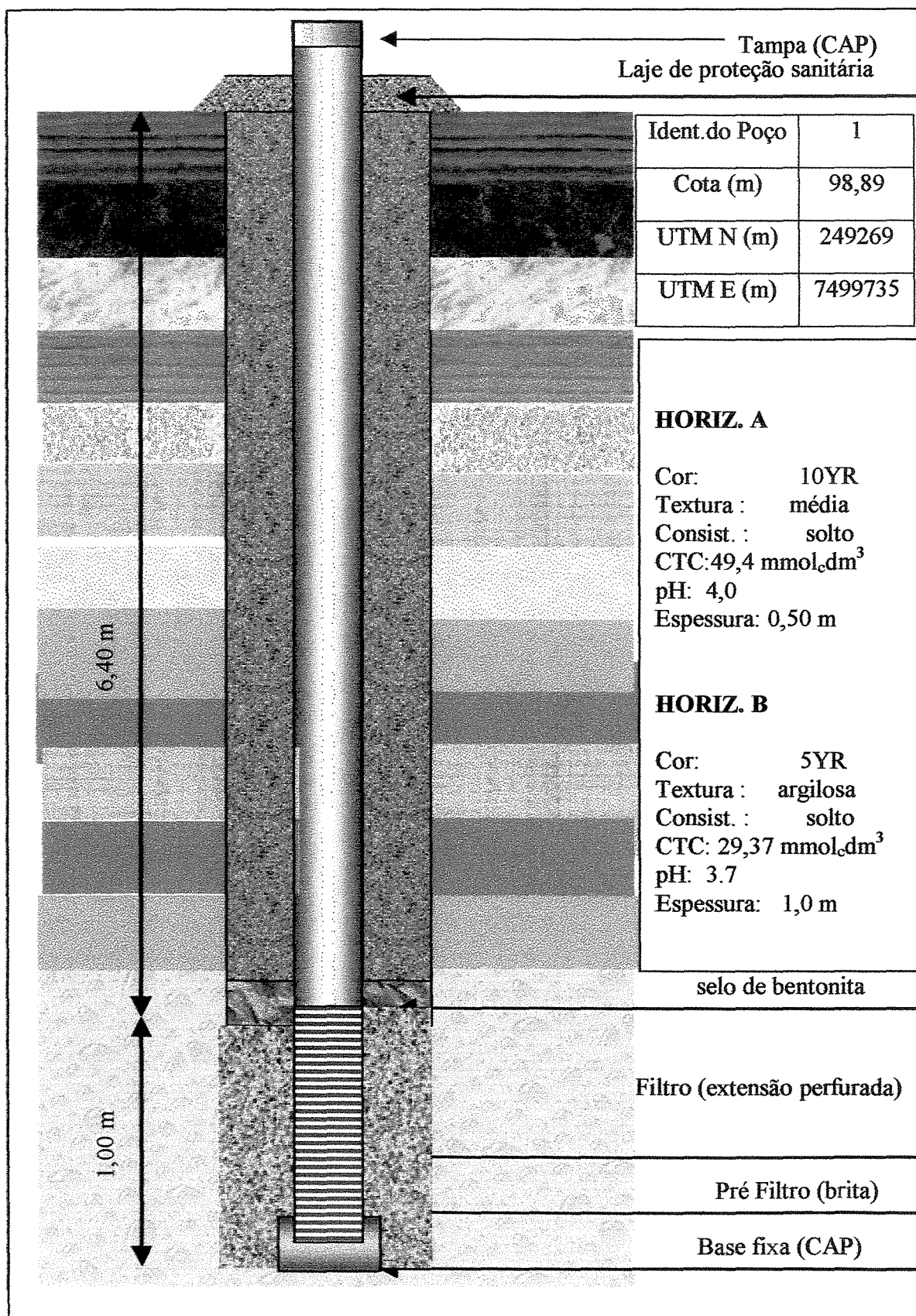


Figura 4.4: Estratificação do solo, em local de instalação do poço 1.

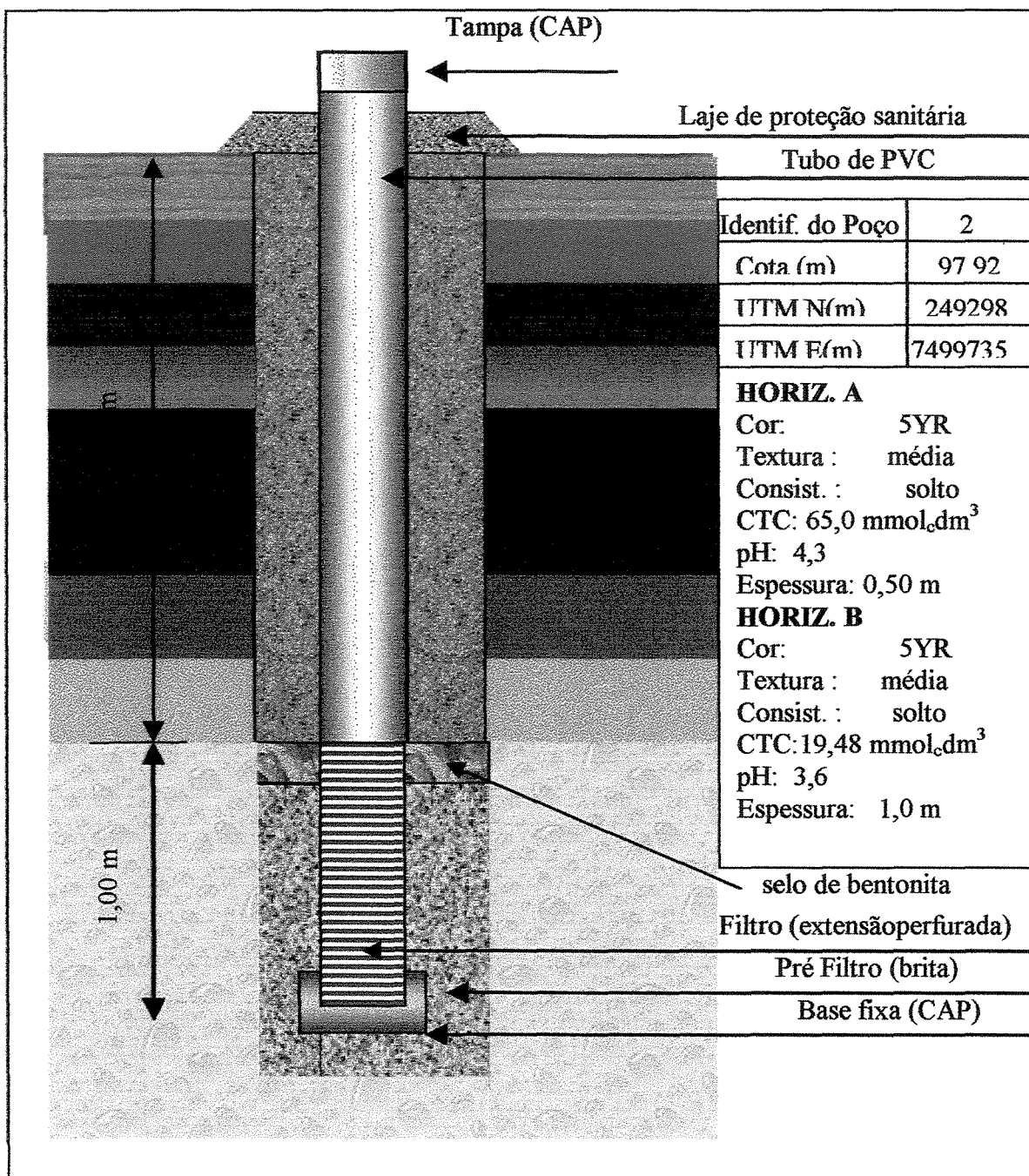


Figura 4.5: Estratificação do solo, em local de instalação do poço 2.

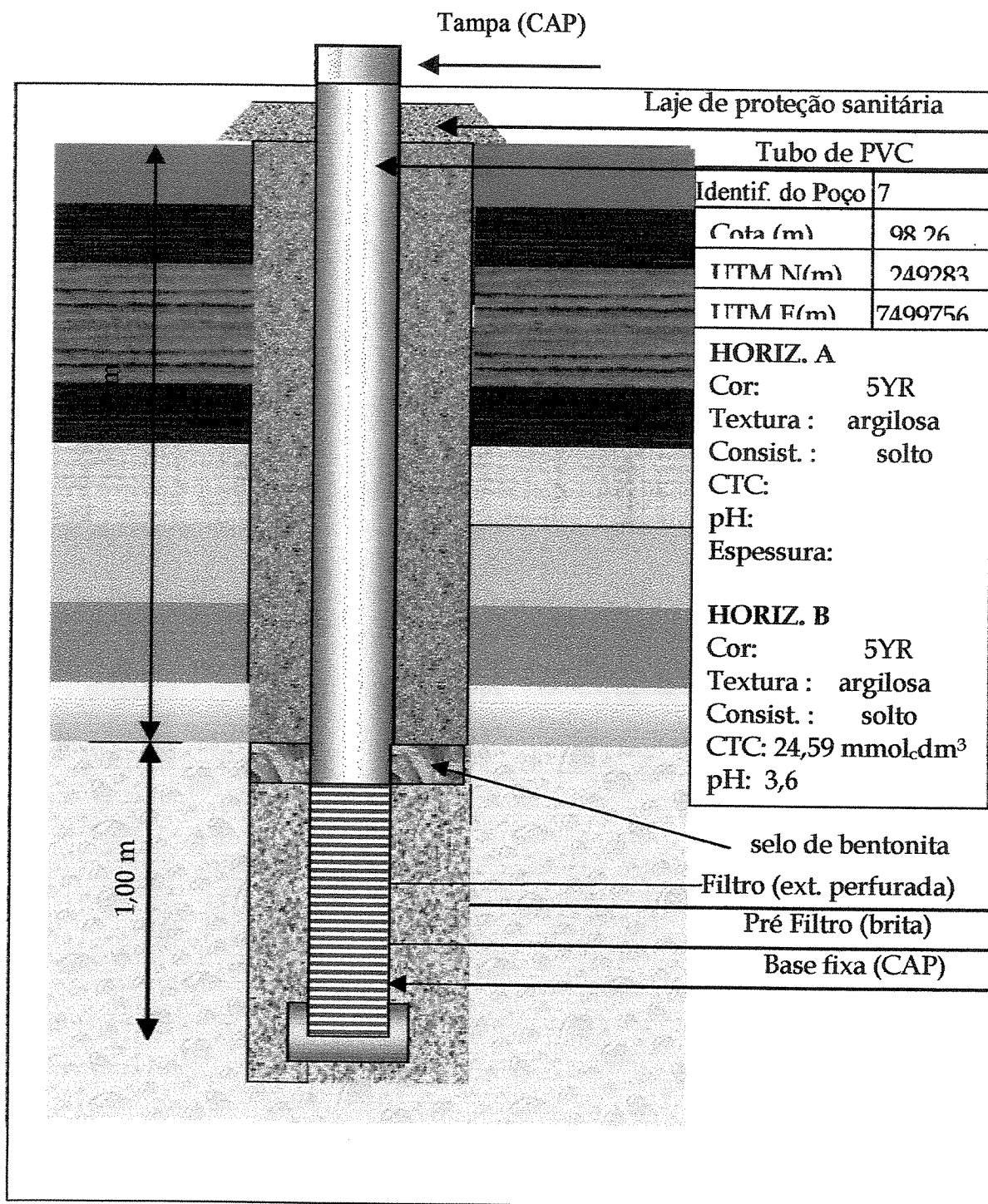


Figura 4.6: Estratificação do solo, em local de instalação do poço 7.

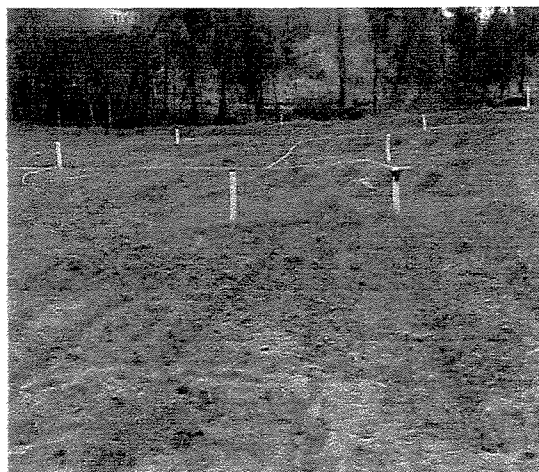
A perfuração foi realizada através de um trado helicoidal mecânico de 8", sem utilização de fluido de percolação, com o objetivo de se eliminar a possibilidade de contaminação dos poços. Nos poços 1 e 7, foi necessária a utilização de tripé (Figura 4.8), para as camadas mais profundas.

Logo após o término de cada perfuração foi instalado o revestimento interno do poço, que é composto de barras de PVC de 4". O filtro foi confeccionado na própria barra de PVC, medindo 1 metro, situado a apenas 0,20 m da base do poço. Para isso, foram feitas ranhuras radiais por toda área circular da barra que posteriormente foi envolta com 3 voltas de tela de nylon. Na extremidade inferior do tubo foi colocada uma tampa fixa (cap) e na superior uma tampa removível (Figura 4.7), conforme norma ABNT NBR 13.895 (1997).

Foi utilizado ainda brita nº1, lavada três vezes como pré-filtro, bentonita como selo e o próprio solo da perfuração para preenchimento do espaço restante. Na porção superficial foi construída uma laje de proteção de concreto. O tubo de revestimento sobressaiu cerca de 0,5m a cima do terreno. Um resumo dos principais aspectos construtivos dos poços de monitoramento é apresentado no Quadro 4.5.



Figura 4.7: foto da cimentação dos poços.



Figuras 4.8: Perfuração, Instalação (esq.) e Disposição dos Poços de Monitoramento (dir.).

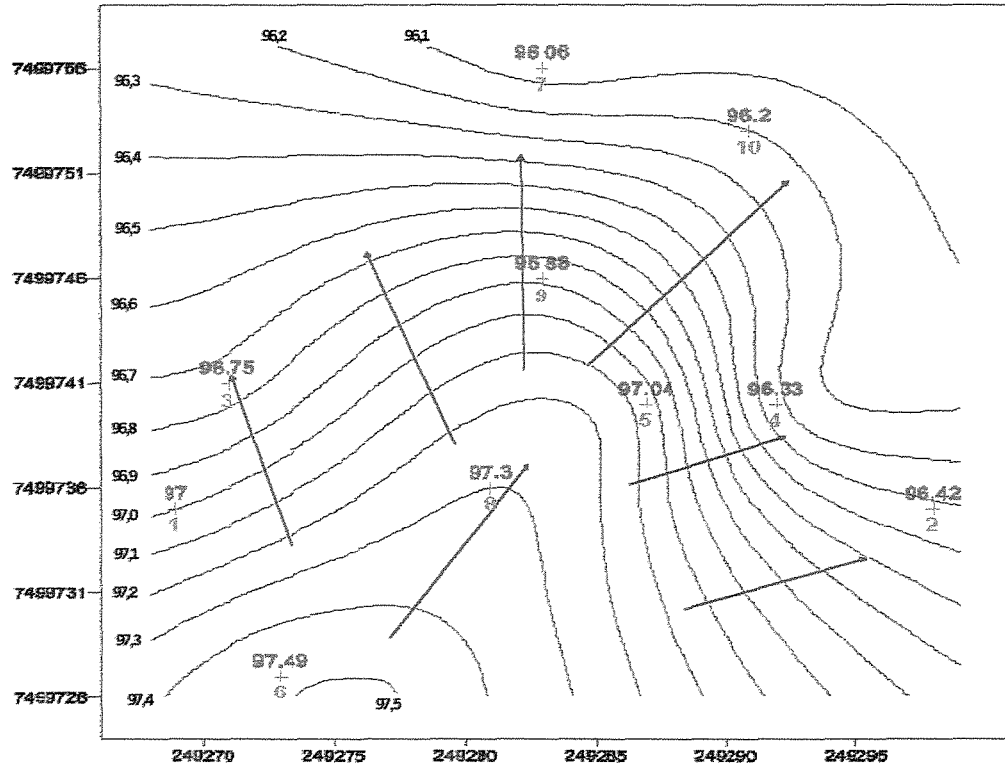
Investigações geofísicas (eletroresistividade e indução eletromagnética) não foram realizadas por questões de exequíveis e de desconhecimento da técnica, apesar de que as características da área e efluente justificarem tal estudo.

Quadro 4.5. Aspectos construtivos dos poços de monitoramento.

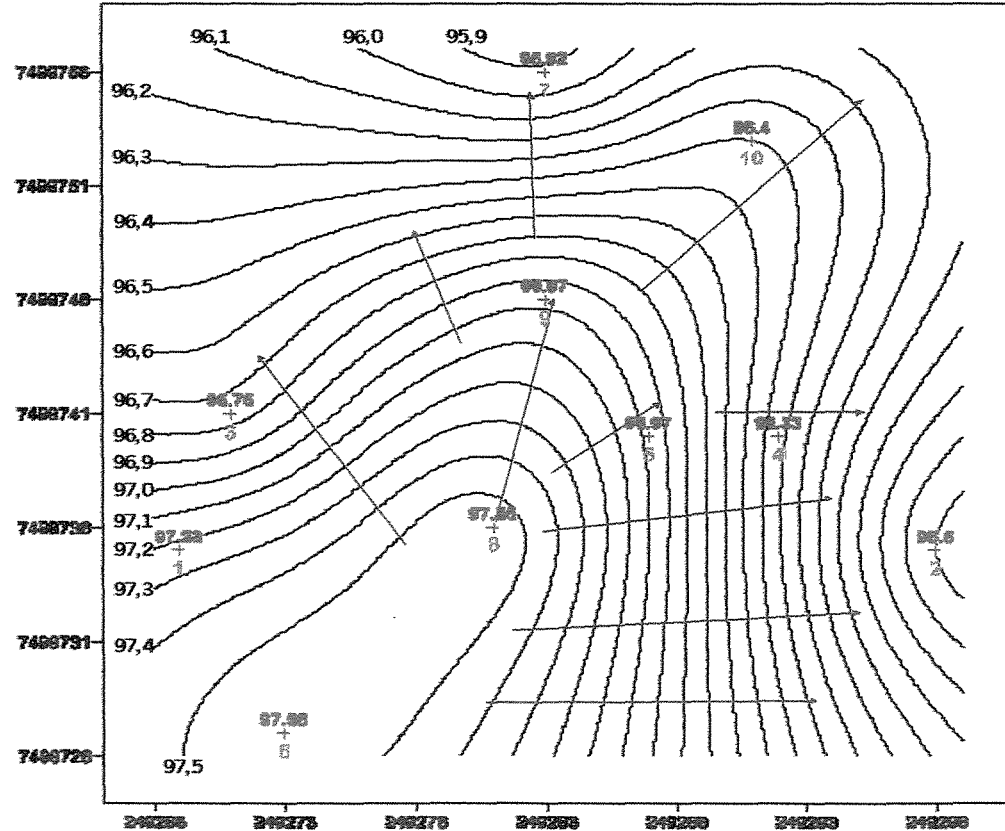
Nº POÇO	PROFUND. (m)	COTA (m)	N.A. PERF. (m)	DATA PERF.
1	7,40	98,89	6,40	19/10/03
2	3,96	97,92	2,90	19/10/03
3	2,69	98,13	-----	15/09/01
4	3,15	98,27	-----	15/09/01
5	2,44	98,74	-----	16/09/01
6	2,03	98,81	-----	16/09/01
7	4,89	98,26	3,60	19/10/03
8	1,93	98,53	-----	17/09/01
9	2,50	98,33	-----	17/09/01
10	4,50	98,00	3,00	19/10/03

A condutividade hidráulica do aquífero e a variação de nível do freático foram mensurados através de slug- tests segundo FETTER (1994). O levantamento da condutividade hidráulica de poços de monitoramento gera dados que melhor explicam as características de produtividade de um aquífero e a capacidade de atenuação de contaminantes neste meio.

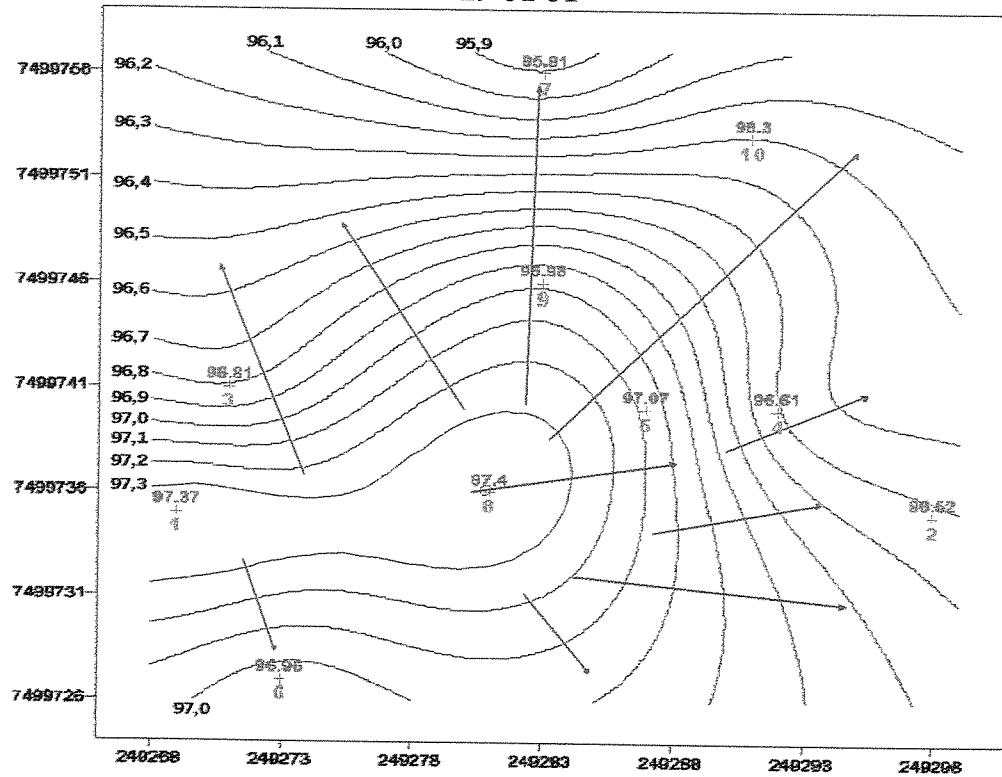
02-03-04



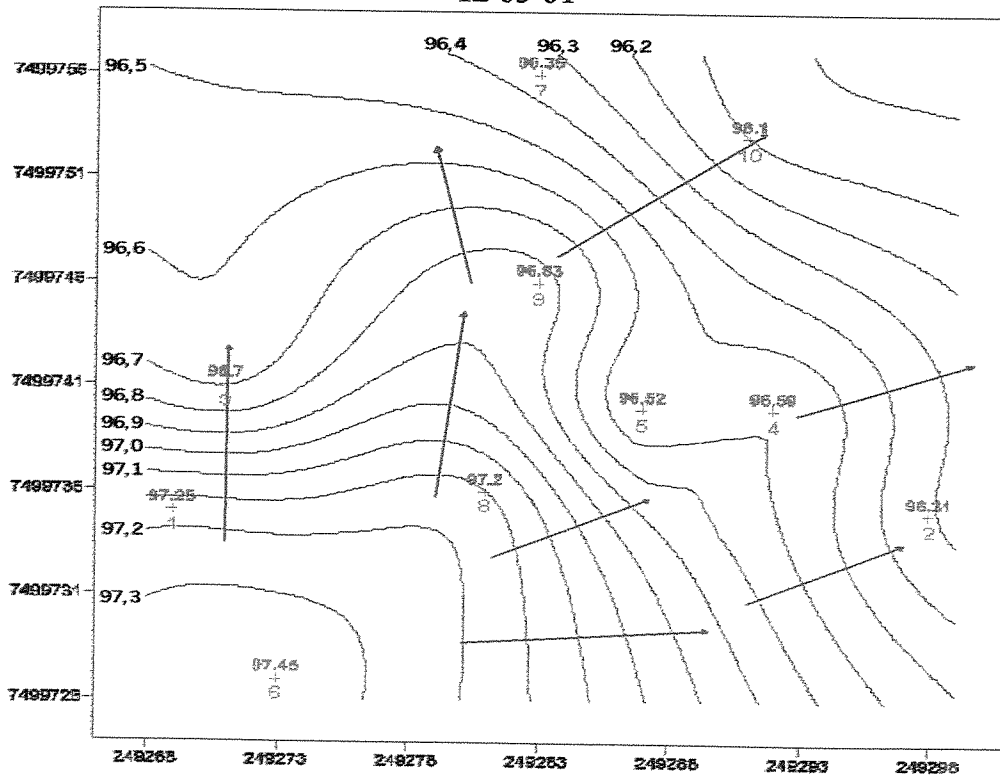
15-04-04



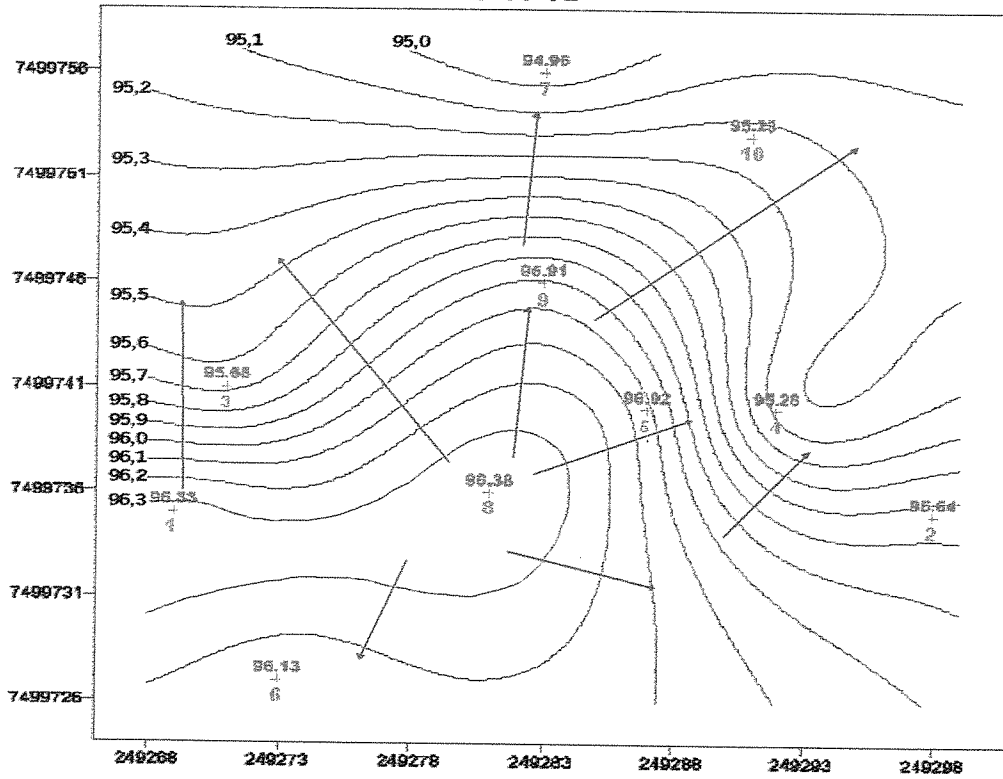
29-04-04



12-05-04



23-06-04



07-07-04

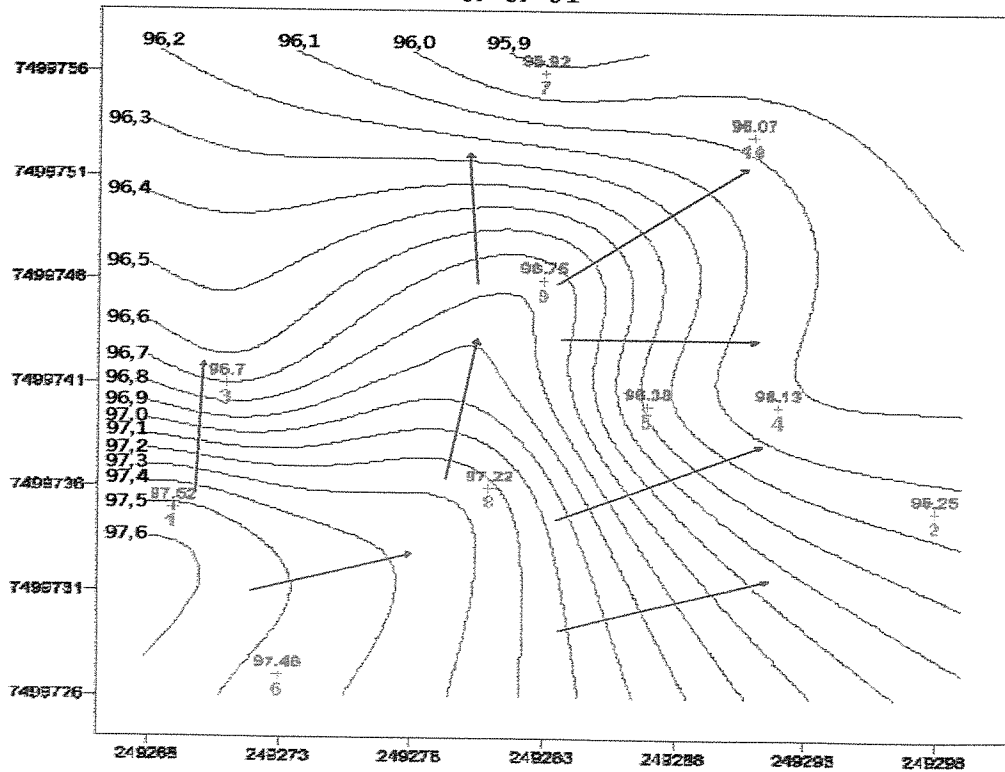


Figura 4.9: Mapas Potenciométricos sazonais

4.7 Procedimento Experimental

A coleta da água subterrânea foi realizada periodicamente, constando de uma amostragem antes da semeadura e uma após a colheita dos grãos, de acordo com a norma ABNT NBR 13.895 (1997), e cinco amostragens durante o ciclo da cultura, em seus diferentes estágios, de acordo com a irrigação. Nessas amostragens, os poços foram esgotados totalmente dois dias antes das coletas para permitirem o tempo de recarga suficiente. O esgotamento e a coleta foram realizados com bomba centrífuga modificada (Figura 4.10).

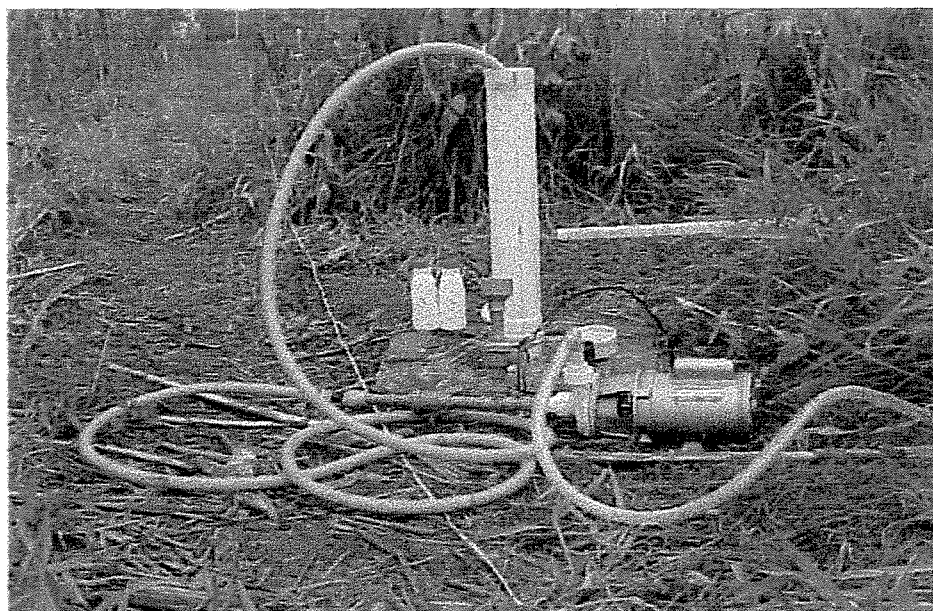


Figura 4.10: Bomba centrífuga modificada para esgotamento dos poços.

O plano de amostragem previu a medição do nível estatístico de cada poço, antes da operação de esgotamento. A coleta, a preservação e manuseio das amostras de águas subterrâneas foram inteiramente relacionadas as variáveis escolhidas para análise e de acordo com a norma NBR 13.895 da ABNT. O procedimento de coleta das amostras em três repetições dispôs de bailers (amostradores de água) com capacidade de 1,1L (Figura 4.11), sendo um para cada poço monitorado. Estes serão esterelizados com água sanitária a 10% e enxaguados com água destilada após cada uso.

A avaliação dos parâmetros analisados segue orientação dos Padrões de Potabilidade da Portaria 518 de 25.03.2004 do Ministério da Saúde,

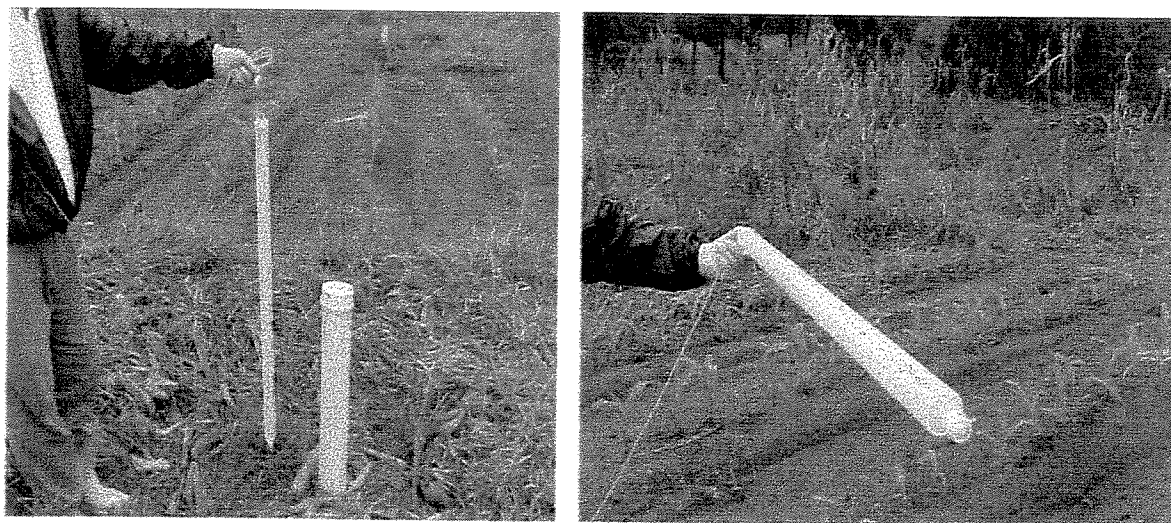


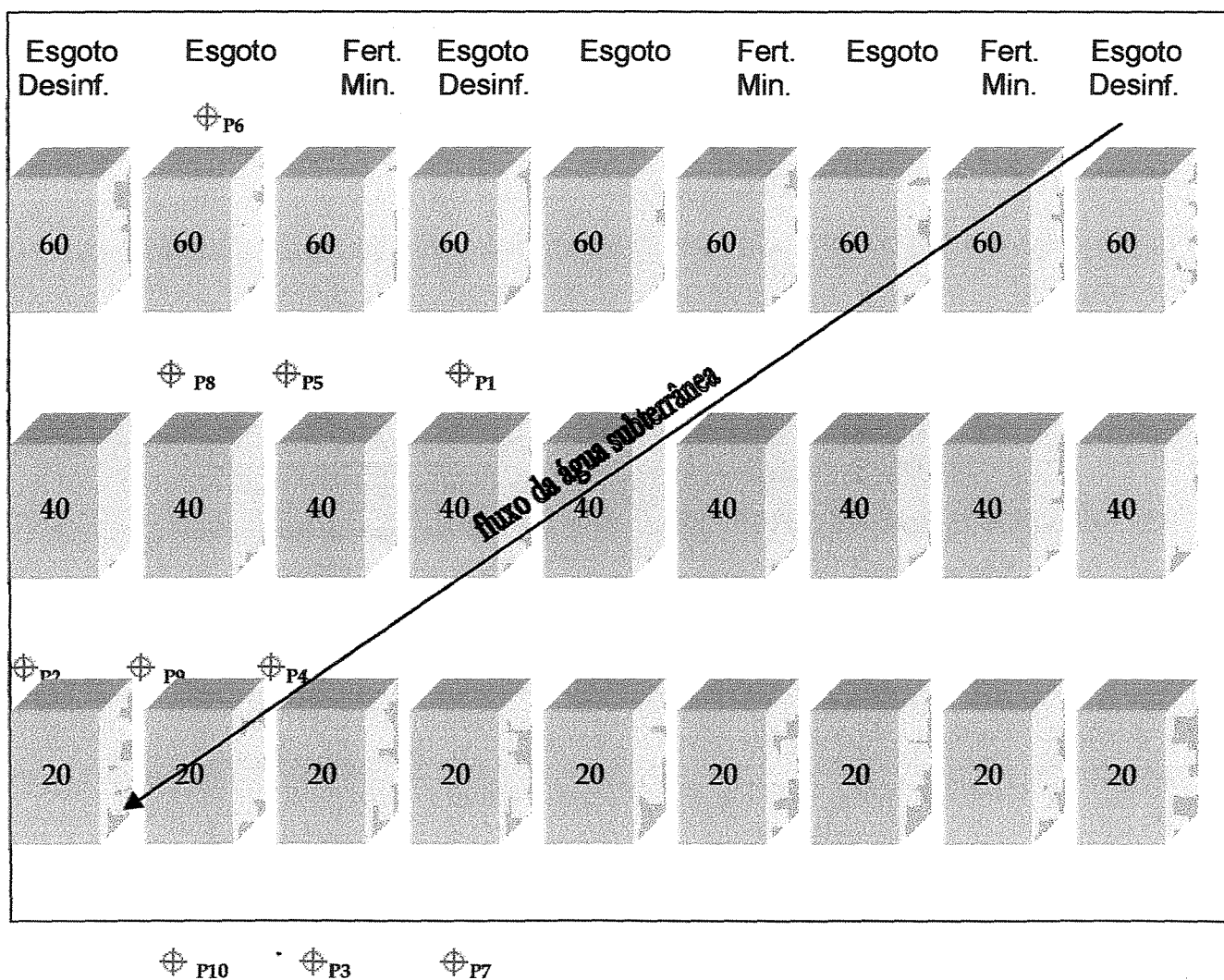
Figura 4.11 : Fotos do bailer (amostrador de água subterrânea utilizado no experimento).

4.8 Avaliação Estatística

O experimento foi instalado em sistema de irrigação por sulcos rasos e o delineamento experimental foi em blocos casualizados, com três repetições (Esquema 4.1).

Na avaliação estatística dos atributos avaliados para o solo, foi feita Análise de Variância levando em conta o Ponto de Amostragem e a Profundidade. As médias de Profundidade e de Ponto, foram comparadas pelo teste Tukey (5%).

Para os valores dos atributos da água subterrânea, foi realizada Análise de Variância levando em conta os efeitos de Efluente, de Lâmina e sua interação (Lâmina x Efluente). Nesse caso foram comparadas as médias de Efluente e Lâminas, examinando os efeitos do efluente, lâmina e interação pela estatística F (Análise de Variância).



Esquema 4.1 : delineamento da área experimental, sem escala.

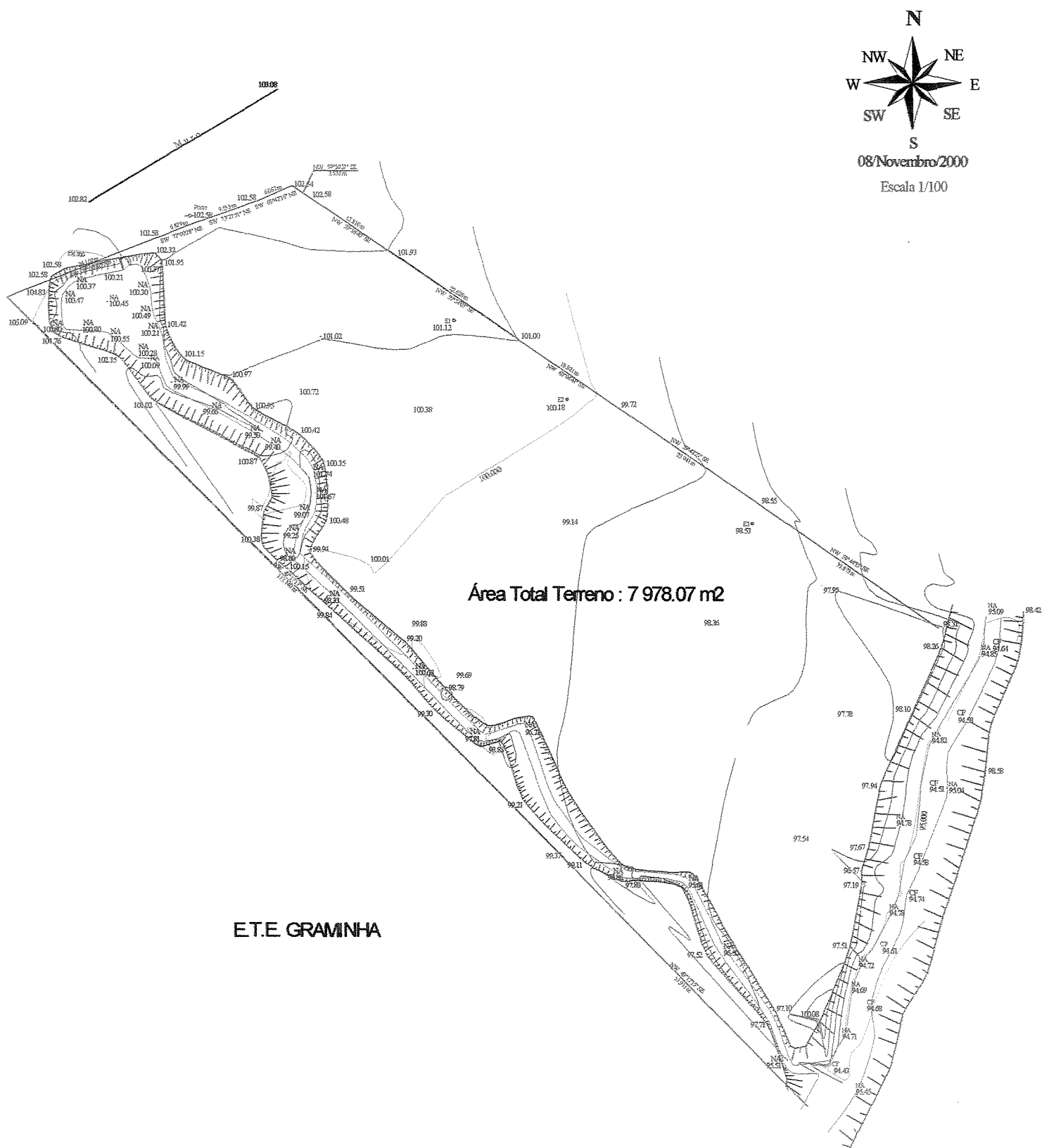


Figura 4.12: Mapa Planialtimétrico da área experimental.

Tabela 5.1. Valores de F da análise de variância para efluente, lâmina e interação e médias de cada combinação de efluente e lâmina (1º experimento – solo nas linhas – antes da irrigação).

F		pH	MO	P _{Resina}	K	Ca	Mg	H+Al	SB	T	V
Efluente		16,12**	0,15 ^{NS}	3,25 ^{NS}	0,25 ^{NS}	3,18 ^{NS}	1,10 ^{NS}	5,93**	3,77 ^{NS}	0,54 ^{NS}	9,32**
Lâmina		172,62**	2,57 ^{NS}	3,81 ^{NS}	0,95 ^{NS}	4,13*	1,59 ^{NS}	5,27*	4,59*	0,87 ^{NS}	9,86**
Int. ExL		9,22**	0,61 ^{NS}	0,77 ^{NS}	0,19 ^{NS}	0,51 ^{NS}	0,25 ^{NS}	0,49 ^{NS}	0,53 ^{NS}	0,49 ^{NS}	0,39 ^{NS}
Efluente	Lâmina	Médias									
ED	20	4,57	14,33	6,00	1,23	14,00	6,33	40,33	21,57	61,90	34,67
ED	40	5,47	15,67	9,67	1,10	16,33	9,00	31,00	26,43	57,43	48,67
ED	60	6,70	15,33	8,33	0,93	28,67	7,67	22,33	37,27	59,60	61,00
EI	20	5,47	10,67	5,67	0,97	21,33	6,00	20,67	28,30	48,97	56,67
EI	40	6,00	17,00	10,67	1,03	38,00	19,00	14,33	58,03	72,37	75,00
EI	60	6,73	16,33	12,33	0,93	43,67	12,67	13,33	57,27	70,60	79,33
H ₂ O	20	4,87	12,33	10,00	1,10	20,00	9,67	30,67	30,77	61,43	52,33
H ₂ O	40	6,46	17,00	17,33	1,17	46,33	16,67	12,67	64,17	76,83	83,00
H ₂ O	60	6,70	13,00	11,33	0,87	42,00	14,33	12,00	57,20	69,20	81,33
Testemunha		5,30	12,33	9,67	0,60	23,00	9,00	24,00	32,60	56,60	60,00

de 100% da lâmina 20 para a 60, isso comprova o poder de correção da acidez potencial com a aplicação dos resíduos.

Para SB, houve significância a 5% para lâminas, onde os aumentos foram lineares, mostrando que com o aumento do volume dos efluentes aplicados (desinfetado e infetado) ocorre incremento ao solo das bases K, Ca e Mg. Para o efluente água (fertilização mineral), também houve um aumento linear dentro de lâminas. Para T os resultados não foram significativos apesar de ligeira tendência de aumento com as lâminas, principalmente nos tratamentos com a aplicação do efluente infetado.

Para V% os efeitos foram significativos a 1% para efluentes e lâminas, onde os aumentos foram lineares, mostrando efeito marcante dentro de efluentes, com o infetado apresentando o melhor desempenho juntamente com a água (fertilização mineral), quando comparados ao efluente desinfetado, cujos aumentos foram menores.

5.2. Análise granulométrica e de rotina das amostras do solo nos poços de monitoramento abertos para instalação do novo experimento (1º experimento “período seco”)

Na Tabela 5.2. são apresentados os resultados da análise granulométrica (argila, silte e areia) e dos atributos químicos (rotina) das amostras de solo coletado à diferentes profundidades nos poços de monitoramento instalados para amostragens da água subterrânea após aplicação dos efluentes em estudo (sendo 3 poços para efluente desinfetado e 1 para efluente infetado).

Os resultados para análise granulométrica do solo, nos novos poços de monitoramento abertos para estudo da qualidade da água subterrânea, mostram após aplicação dos efluentes desinfetados e infetado efeitos distintos para os parâmetros analisados. Para teores de argila (g kg^{-1}), nos poços ED₆₀, ED₄₀, ED₂₀, os resultados apresentam valores mais elevados até 1,50m de profundidade com diminuição nas maiores profundidades chegando a valores 150, 170 e 130 g Kg^{-1} na mesma ordem de lâminas, para efluente desinfetado. O mesmo não ocorre para efluente infetado com valores onde há aumento de 100 (0,50m) para 590 g kg^{-1} (7,50m). Para silte os resultados são contrários, ocorre aumentos com as profundidades com valores de 100

a (0,50m) para 750 g Kg^{-1} a (7,00m) para ED_{60} ; para ED_{40} e ED_{20} os valores vão de 110 para 650 g kg^{-1} e 210 para 760 g kg^{-1} , respectivamente; para EI os valores também crescem em profundidade 30 (0,50m) para 160 g kg^{-1} (3,50m). Para areia fina e grossa, decrescem em profundidades para os diferentes poços, abertos para aplicação dos ED e EI.

Nas características químicas para análise de rotina de fertilidade do solo amostrado nos poços de monitoramento, abertos antes da instalação do 1º experimento; os resultados mostram variação do valor pH em profundidades com valores que variam de 3,5 a 4,6 no poço ED_{60} ; 3,6 a 4,6 no ED_{40} e 3,5 a 4,1 no ED_{20} ; no infetado de 3,5 a 4,1, esses resultados mostram o solo com valores de pH bastante ácidos. Para MO os valores decrescem em profundidades nos poços ED; no EI os valores sofrem variações, chegando a aumentar em profundidade. Os teores de P aumentam ligeiramente em profundidade nos poços ED e com maior aumento no EI. As bases trocáveis (K, Ca e Mg) mostram aumentos em profundidades, em consequência de possível lixiviação ocasionada por práticas culturais de preparo do solo. Isso pode ter ocorrido após diversas aplicações anteriores do efluente, mesmo não tendo sido aplicado de forma indiscriminada.

Segundo CORAUCCI FILHO (1998) deve existir um elo perfeito entre os critérios de projetos de engenharia sanitária e ou de engenharia de irrigação, de forma que o efluente possa ser aplicado e tratado no solo, sem que haja sua contaminação e sua saturação por nutrientes. O freático deve ser monitorado rigorosamente, pois sua segurança é condição prioritária à viabilização da técnica do reuso agrícola.

Para os valores de H^+Al obtidos, os resultados mostram aumento considerável dos valores da profundidade 0,50 para 1,00m nos poços ED_{60} , ED_{40} e ED_{20} , com redução brusca após 5,00m para ED_{60} ; 3,50m para ED_{40} e ED_{20} , no poço EI os valores são altos desde 0,50m ($253 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), até à profundidade de 3,0m ($228 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$); só reduzindo em 3,50m. Para SB e T os valores crescem da profundidade 0,50m para 1,0m, depois passam a alternar valores, mas com tendência de redução para os poços ED_{60} , ED_{40} e ED_{20} . No EI para SB os valores crescem até a maior profundidade e para T há alternância dos valores. Para V% os valores são baixos até 3,5 a 4,0m para depois aumentarem com a profundidade, isso ocorre para os poços

Tabela 5.2. Análise granulométrica e das características químicas do solo coletado nos poços abertos a diferentes profundidades para amostragem da água subterrânea (antes da instalação do 1º experimento).

Poços Profundidade (m)		g kg ⁻¹				pH	M.O. g dm ⁻³	P resina mg dm ⁻³	nmol _c dm ⁻³						V(%)
		Argila	Silte	AF	AG				K	Ca	Mg	H+Al	SB	T	
ED ₆₀	0,50	210	110	460	220	4,0	8	4	0,4	5	2	42	7,4	49,4	15
	1,00	740	200	40	20	3,7	18	5	0,7	7	5	281	12,7	293,7	4
	1,50	660	200	100	40	3,7	12	3	1,2	5	5	228	11,2	239,2	5
	2,00	270	180	370	180	3,6	3	3	0,8	3	4	166	7,8	173,8	4
	2,50	310	380	210	100	3,6	3	2	1,0	2	4	228	7,0	235,0	3
	3,00	160	770	60	10	3,5	2	2	1,3	3	5	281	9,3	290,3	3
	3,50	300	650	40	10	3,7	2	4	1,5	2	8	205	11,5	216,5	5
	4,00	170	740	60	30	3,8	2	4	1,9	4	10	185	15,9	200,9	8
	4,50	180	740	50	30	4,0	2	6	2,2	6	13	121	21,2	142,2	15
	5,00	170	740	60	30	4,0	3	8	2,7	9	14	64	25,7	89,7	29
	5,50	150	760	60	30	4,2	2	6	2,7	8	17	52	27,7	79,7	35
	6,00	140	770	70	20	4,2	3	9	2,2	9	17	28	28,2	56,2	50
	6,50	130	790	60	20	4,6	2	14	2,7	17	35	25	54,7	79,7	69
7,00	150	750	60	40	4,4	2	14	2,9	23	25	22	50,9	72,9	70	
ED ₄₀	0,50	230	110	420	40	4,3	15	7	1,0	14	8	42	23,0	65,0	35
	1,00	520	250	160	70	3,6	30	11	0,8	7	2	185	9,8	194,8	5
	1,50	760	110	80	50	3,7	21	7	0,8	5	5	281	10,8	291,8	4
	2,00	330	70	330	270	3,6	10	8	0,5	4	4	166	8,5	174,5	5
	2,50	340	70	310	280	3,7	13	7	0,6	4	5	205	9,6	214,6	4
	3,00	320	80	310	290	3,7	21	5	0,8	12	14	185	26,8	211,8	13
	3,50	200	490	170	140	3,9	8	10	1,4	9	16	98	26,4	124,4	21
	4,00	170	650	110	70	4,1	4	23	1,8	13	18	28	32,8	60,8	54
ED ₂₀	0,50	530	210	190	70	3,7	17	9	1,5	6	5	185	12,5	197,5	6
	1,00	510	180	210	100	3,6	13	4	0,9	10	7	228	17,9	245,9	7
	1,50	380	140	340	140	3,7	3	5	0,8	4	3	185	7,8	192,8	4
	2,00	200	100	510	190	3,7	2	3	0,7	5	3	88	8,7	96,7	9
	2,50	800	160	30	10	3,6	24	24	0,8	4	10	313	14,8	327,8	5
	3,00	130	760	80	30	3,7	2	3	1,2	5	7	228	13,2	241,2	5
	3,50	130	750	80	40	4,0	2	5	2,1	12	15	88	29,1	117,1	25
	4,00	140	740	80	40	4,0	2	4	2,0	12	15	58	29,0	87,0	33
EI	4,50	130	760	80	30	4,0	5	4	0,6	14	15	42	29,6	71,6	42
	0,50	100	30	440	430	3,6	14	5	0,8	9	5	253	14,8	267,8	6
	1,00	680	180	100	40	3,7	18	3	0,8	7	6	253	13,8	266,8	5
	1,50	720	160	80	40	3,5	17	4	0,7	4	6	347	10,7	357,7	3
	2,00	750	180	60	10	3,8	2	2	0,8	4	3	121	7,8	128,8	6
	2,50	170	170	330	330	3,5	32	48	0,8	4	11	347	15,8	362,8	4
	3,00	720	170	70	40	3,9	94	47	0,9	28	25	228	53,9	281,9	19
	3,50	590	160	140	110	4,1	4	7	2,3	12	17	64	31,3	95,3	33

ED e EI. Esses resultados estão relacionados aos maiores valores pH do solo nas partes mais profundas dos poços de monitoramento; as reduções de H^+ Al também ocorrem nas partes do solo mais profundas, assim como ao aumento das bases trocáveis a essa profundidade.

5.3. Análise das características químicas da água subterrânea (1º experimento – “período seco”)

Nas Tabelas AN 5.3.1. a 5.3.7. são apresentados os valores de F obtidos na análise de variância para atributos dos efluentes, lâminas e interação efluentes x lâminas: NO_3^- , pH, CE e teores de macro, micronutrientes e alguns íons metálicos pesados, encontrados na análise química da água subterrânea coletada nos poços de monitoramento. Como também as médias de cada combinação de efluentes, lâminas e o tratamento testemunha (em 7 épocas de amostragens).

5.3.1. NO_3^- ($mg\ L^{-1}$)

Os valores obtidos no 1º experimento para atributos químicos da água subterrânea coletada nos poços de monitoramento, instalados na área destinada à disposição dos efluentes nas lâminas estudadas, apresentaram valores para $NO_3^- - N$, significativos em todas as amostragens para efluentes, lâminas e interação efluentes x lâminas. As médias dentro de efluentes e lâminas mostram que os tratamentos com efluente infetado apresentaram resultados superiores aos demais, mostrando valores acima daqueles considerados críticos para água de aquífero superficial subjacente a campos agrícolas irrigados com resíduos orgânicos (acima de $10\ mg\ L^{-1}$). Esses resultados ocorrem principalmente nos tratamentos com as lâminas 40 e 60, a partir da 3ª amostragem. Nos demais tratamentos, esgoto desinfetado e água (fertilização mineral) os valores obtidos apresentaram-se abaixo daqueles considerados críticos para água com problemas de salinidade. Apesar de alguns valores estarem próximos aos considerados críticos a maioria se encontra na faixa 5 a $8\ mg\ L^{-1}$, tendo o tratamento com água apresentado valores superiores aos de esgoto desinfetado. Figura 5.1.A. Esse resultado pode ser explicado pelo valor pH do efluente desinfetado, ser superior ao infetado em quase todas as amostragens, ou ainda devido aos valores de precipitação, durante o desenvolvimento do experimento.

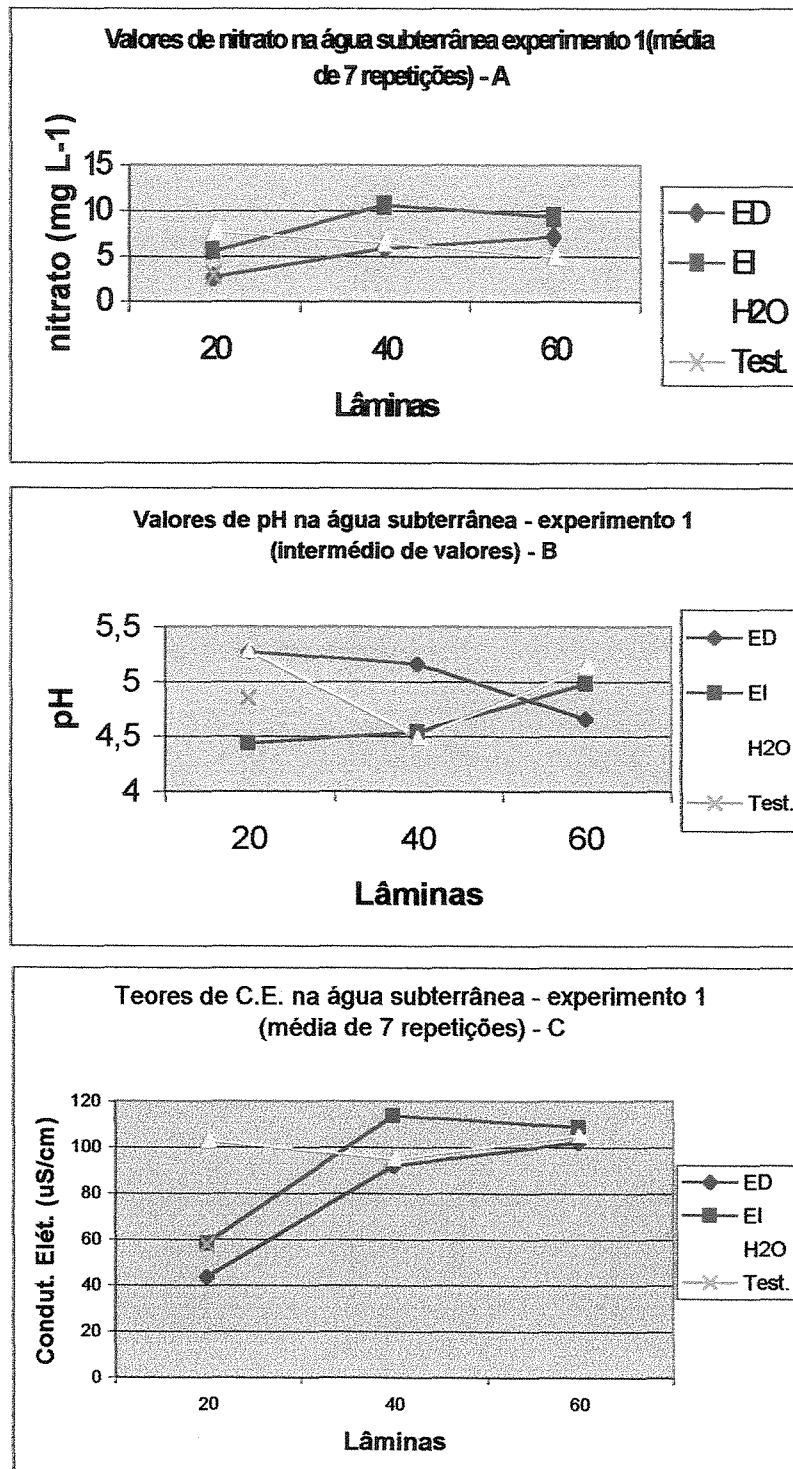


Figura 5.1. Teores de nitrato, condutividade elétrica e valores de pH na água subterrânea. Experimento 1 (média de 7 repetições).

Conforme AYERS & WESTCOT (1991), o nível de nitrato existente nas águas subterrâneas depende de uma variedade de fatores, sendo o mais importante o padrão de percolação da água através dos espaços intergranulares, o qual é determinado pela camada de solo e pela quantidade de água na superfície (precipitação), possivelmente a causa de resultados inferiores a 10 mg L^{-1} de $\text{NO}_3\text{-N}$. O tratamento testemunha (sem aplicação de efluentes) apresenta valores baixos na faixa 2 a 4 mg L^{-1} . Os valores de precipitação, conforme o balanço hídrico diário (anexo 1), abrangendo o período das sete amostragens mostraram influência nos valores de $\text{NO}_3\text{-N}$ (com redução em virtude de possível lixiviação).

5.3.2. pH

Os valores de pH obtidos para água subterrânea coletada nos poços de monitoramento, instalados na área destinada à disposição dos efluentes, apresentaram resultados significativos em todas as amostragens para efluentes, lâminas e interação efluentes x lâminas. As médias dentro de efluentes e lâminas mostraram que os tratamentos com o efluente desinfetado apresentaram valores médios superiores aos demais efluentes (4,60 – 5,80). Os menores valores são encontrados nos tratamentos com efluente infetado (4,20 – 5,10), considerados baixos para água subterrânea.

Na média dos valores pH houve uma diminuição com o tempo de aplicação dos efluentes, o que demonstra que a cloração com hipoclorito de sódio (16 mg L^{-1}) e a descloração com bissulfito de sódio (48 mg L^{-1}), provocam uma diminuição nos valores pH. Os valores de pH da água subterrânea sofreram alterações durante as amostragens, os maiores valores ocorreram após a 5ª amostragem para o efluente desinfetado e para as lâminas 20 e 40. O tratamento testemunha (sem aplicação de efluente) apresentou valores inferiores a 5,0. Figura 5.1.B. Esses resultados confirmam os de WHITE (1986), que mostram que na reação do bissulfito com cloro, há formação do ácido clorídrico, o que imediatamente acarretaria diminuição do pH, ocorrendo para cada parte de cloro adicionado a remoção de 1,38 partes de alcalinidade.

5.3.3. CE ($\mu\text{S m}^{-1}$)

Os valores de condutividade elétrica (CE) obtidos na água subterrânea de poços de monitoramento, instalados em área destinada à disposição dos efluentes apresentaram resultados altamente significativos para todas as amostragens para efluentes, lâminas e interação efluentes x lâminas. As médias dentro de efluentes e lâminas mostram valores superiores no tratamento com efluente infetado quando comparado aos demais tratamentos. Os menores valores foram encontrados com a aplicação do efluente desinfetado.

Os resultados de C.E. obtidos dentro de lâminas, mostram valores crescentes da lâmina 20 para a 60 com os efluentes infetado e desinfetado. No tratamento água (fertilização mineral) o resultado é inverso, isto é, diminui com o aumento das lâminas, possivelmente devido as frações minerais mais grossas, presentes nas camadas superficiais do solo, as quais são essenciais para assegurar a drenabilidade e a permeabilidade, o que ocasiona processo de lixiviação das bases dos horizontes superficiais, pela infiltração e percolação das águas de irrigação, o que não ocorre com os demais tratamentos, onde a matéria orgânica dos efluentes aplicados tem a elevada capacidade de reter água. Os valores de CE obtidos apresentaram-se abaixo daqueles críticos para águas com problemas de salinidade e permitem classificar a água dos diferentes poços de monitoramento como do tipo “C₁”, água de baixa salinidade (CE entre 0 e $250 \mu\text{S m}^{-1}$). Os resultados obtidos estão na faixa (35 a $150 \mu\text{S/cm}$) para os efluentes aplicados e para o tratamento testemunha (44-88 $\mu\text{S m}^{-1}$), Figura 5.1.C. Esses valores obtidos são semelhantes aos de AYRES & WESTCOT (1985), em água coletada em poços piezométricos instalados em área que recebeu efluentes cítricos.

5.3.4. Macro, micronutrientes e íons metálicos pesados

Os teores de macro, micronutrientes e alguns íons metálicos pesados obtidos em amostras de água subterrânea coletada nos poços de monitoramento, instalados na área destinada à disposição dos efluentes nas lâminas (20, 40 e 60), apresentaram resultados altamente significativos na maioria dos elementos e amostragens para efluentes, lâminas e interação efluentes x lâminas. As médias dentro de efluentes e lâminas mostraram que os tratamentos com o efluente infetado apresentaram os maiores valores dos elementos químicos analisados na água,

apesar de que na análise dos efluentes utilizados, os teores são superiores em todos os elementos no efluente desinfetado (exceção dos metais pesados Cr e Cd não encontrados na análise dos efluentes utilizados na irrigação).

Esses resultados analíticos dos efluentes aplicados estão relacionados aos possíveis efeitos do pH dos mesmos (EI= 4,90 e ED= 6,50), ao altos teores de argila nas profundidades (1,0 e 1,5m) e ao aumento da matéria orgânica proporcionado pela adição dos efluentes que influenciaram para a menor mobilidade desses metais, cujos valores são considerados baixos. Portanto, os solos menos arenosos favorecem a resistência à erosão, a retenção de água e de nutrientes, pelas propriedades que lhes estão associadas (EIGER et al., 2003)

5.3.4.1. K, Ca e Mg ($\mu\text{g L}^{-1}$)

Os valores obtidos no 1º experimento para os macronutrientes analisados na água subterrânea coletada nos poços de monitoramento, mostram para as sete épocas de amostragens que os valores para efluente infetado são superiores aos demais tratamentos, assim como ao tratamento testemunha. A aplicação desses efluentes sanitários sobre a superfície do solo, como processo de tratamento, possibilita a remoção dos poluentes por meio de mecanismos de ordem física, química e biológica. Os processos físico-químicos de migração dos íons contaminantes através do meio poroso envolvem os fenômenos de advecção e dispersão hidrodinâmica.

Esses mecanismos de transporte se caracterizam pela migração do soluto devido ao fluxo hidráulico do fluido no qual ele está dissolvido, movendo-se na direção das linhas de fluxo e no outro o soluto tende a se espalhar, afastando-se da trajetória prevista quando considerada apenas advecção. Nos efluentes aplicados os teores de Ca superam os de K e Mg e durante as amostragens mostraram os maiores valores principalmente entre a 2ª e a 6ª amostragens, sendo na 5ª amostragem que os valores analisados dos três macronutrientes apresentaram os maiores valores analíticos, mesmo tendo a análise dos efluentes utilizados mostrado pouca variação. Essa explicação pode estar relacionada à baixa precipitação no período da 5ª amostragem. Entre lâminas os resultados são superiores na lâmina de 60 quando comparada aos demais, inclusive o tratamento testemunha, Figura 5.2.A, B e C.

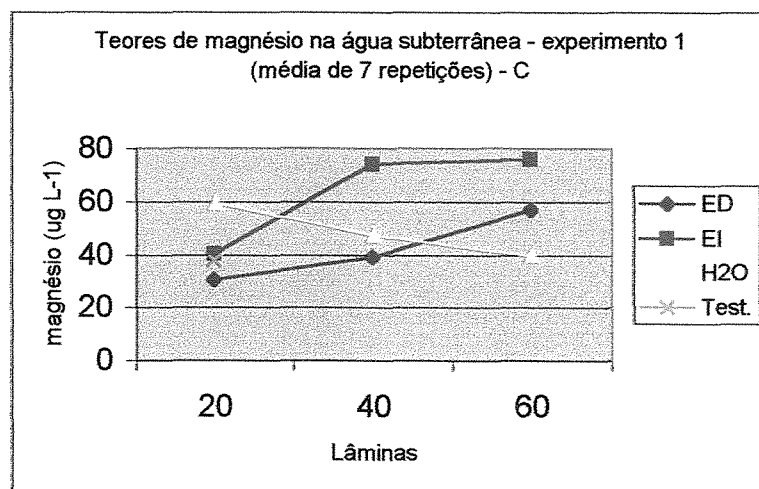
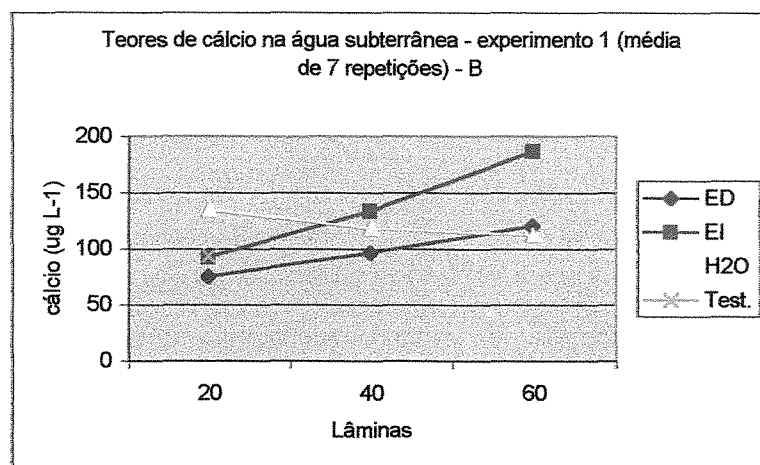
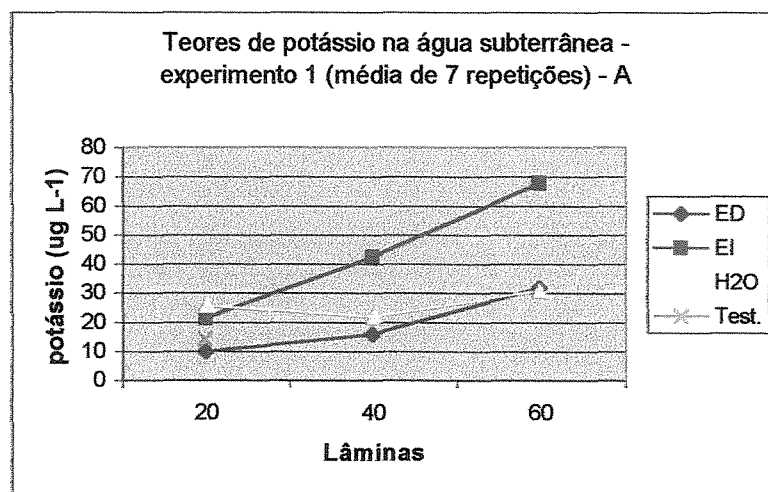


Figura 5.2. Teores de potássio, cálcio e magnésio na água subterrânea. Experimento 1 (média de 7 repetições).

5.3.4.2. Cu, Fe, Mn e Zn ($\mu\text{g L}^{-1}$)

Os teores de micronutrientes obtidos no 1º experimento em amostras de água subterrânea coletada nos poços de monitoramento, instalados na área destinada à disposição dos efluentes nas três lâminas estudadas, mostram resultados altamente significativos para as sete épocas de amostragem, sendo que os teores de Fe superam os de Mn, Zn e do Cu (elemento este encontrado somente nas duas primeiras amostragens). Somente os teores de Fe estão bem próximos, em apenas uma época de amostragem aos limites para efluentes líquidos (Padrões Legais Vigentes) que é 15 mg L^{-1} ; os demais teores estão bem distantes dos Padrões Legais, também para os quatro micronutrientes avaliados houve crescimento dos teores das lâminas 20 para a 60, principalmente para Mn, Figura 5.3.A, mostrando que com a maior quantidade de efluentes aplicado, ocorre uma maior contaminação dos elementos na água do subsolo, assim como na 5ª amostragem os valores analisados foram bem superiores aos das demais amostragens.

Uma possível explicação para os baixos teores obtidos, envolve o efeito da difusão, o qual se torna menor em meio poroso. Este efeito se deve a diversos fatores, dentre os quais pode-se citar: tortuosidades das trajetórias de fluxo; pequeno volume de fluido para fluxo (porosidade); retenção de íons e moléculas nas superfícies das partículas (retardamento); biodegradação de solutos orgânicos entre outros (ROWE et al., 1995). Segundo TEIXEIRA et al. 2001, o solo participa ativamente da atenuação de muitos contaminantes da água subterrânea, sendo que esse processo continua em menor grau na forma não-saturada, onde sedimentos não consolidados estão presentes. Portanto, tanto o solo como a zona não-saturada podem ser considerados atenuadores naturais da poluição da água subterrânea.

5.3.4.3. Cr, Pb, Ni, Cd e Na ($\mu\text{g L}^{-1}$)

Os teores obtidos no 1º experimento para íons metálicos pesados analisados em água subterrânea coletado nos poços de monitoramento, apresentam valores para Cr, Pb, Ni, Cd e Na; sendo significativo para Pb (a partir da 4ª amostragem), Ni (em todas as amostragens) e Na

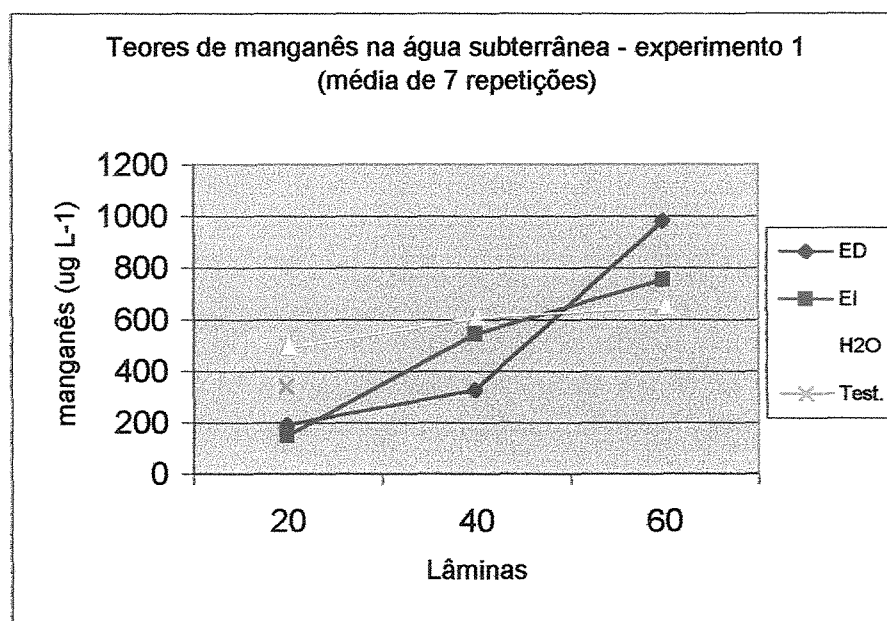


Figura 5.3. Teores de manganês na água subterrânea. Experimento 1 (média de 7 repetições).

(nas duas últimas amostragens), para efluentes, lâminas e interação efluentes x lâminas. As médias dentro de efluentes e lâminas mostram que os tratamentos com o efluente infetado apresentaram os maiores resultados quando comparados aos demais tratamentos. Figura 5.4. A, B, e C. Não foi encontrado os íons Cr em todas as amostragens, inclusive no efluente utilizado. Para Cd apesar de não encontrado no efluente aplicado, alguns valores foram detectados, principalmente nas 1ª, 5ª e 6ª amostragens, com maiores teores na 5ª amostragem, com o efluente infetado, na lâmina 60. Para Pb, os resultados chegam a ultrapassar os Padrões Legais Vigentes ($0,5 \text{ mg L}^{-1}$), sendo que nos tratamentos com efluente infetado e lâmina 60 os resultados chegam a $0,9 \text{ mg L}^{-1}$ para Pb. Para Ni os teores analisados na água subterrânea chegaram a $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ sendo o limite permitido $2,0 \text{ mg L}^{-1}$, portanto, não ultrapassando os Padrões Vigentes. Para Na (análise somente nas duas últimas amostragens) os valores foram significativos com a 6ª amostragem, superando a 7ª e última amostragem.

Segundo BERTI & JACOBS (1998), trabalhos com metais pesados oriundos de aplicação de efluentes, têm verificado a movimentação desses elementos em sub superfície, seja por lixiviação ou lateralmente. MATOS et al. (1996) observaram que embora o solo possua grande capacidade de retenção de metais pesados, quando esta é ultrapassada, os metais em disponibilidade podem ser lixiviados e por em risco a qualidade dos sistemas subjacentes de água

subterrânea. A retenção dos metais no solo pode se dar a partir dos argilominerais que possuem sítios negativos de adsorção, onde são adsorvidos por forças eletrostáticas. Também os metais podem ser complexados como compostos orgânicos e adsorvidos aos óxidos de ferro, alumínio e manganês.

5.4. Teores de macro, micronutrientes e alguns íons metálicos pesados em solo coletado (0-20cm) após a colheita do milho nas linhas e entrelinhas das parcelas (1º Experimento “período seco”)

Na Tabela 5.3 são apresentados os resultados das análises químicas dos teores de elementos K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn, Zn, Cr, Pb, Ni, Cd e Na dentro dos tratamentos efluentes e lâminas, amostradas nas linhas e entrelinhas das parcelas à profundidade de 20cm, e após sete épocas de irrigações com os efluentes, infetado, desinfetado e água (fertilização mineral recomendada).

5.4.1. K, Ca e Mg ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)

Os valores obtidos no final do 1º experimento, após a colheita do milho, para macronutrientes do solo, amostrados nas linhas e entrelinhas das parcelas e que receberam diferentes lâminas por sete épocas de irrigação, mostram resultados interessantes. Os maiores teores de K, Ca e Mg foram obtidos nas entrelinhas para as aplicações dos efluentes infetado e desinfetado e nas linhas para a água (fertilização mineral). Esses resultados são coerentes, pois os efluentes foram dispostos nas entrelinhas das lâminas 20, 40 e 60 e a fertilização mineral recomendada nas linhas, cujas parcelas foram irrigadas com água. Para o tratamento testemunha sem aplicação de efluentes os valores obtidos foram bem inferiores aos dos demais tratamentos (exceção dos elementos Mg, Mn e Zn). Para K os maiores valores foram encontrados com a aplicação do efluente infetado, seguido de água (fertilização mineral) e depois efluente desinfetado. Para Ca os maiores valores foram encontrados no tratamento com água, seguido do EI e por último o ED. Para Mg a ordem é Água, ED e EI, respectivamente Figura 5.5. A e B. Para as lâminas os maiores valores foram obtidos nas lâminas 60 para os efluentes infetado e desinfetado e o inverso para o tratamento com água (fertilização mineral) com valores crescentes de lâmina 60 para a 20.

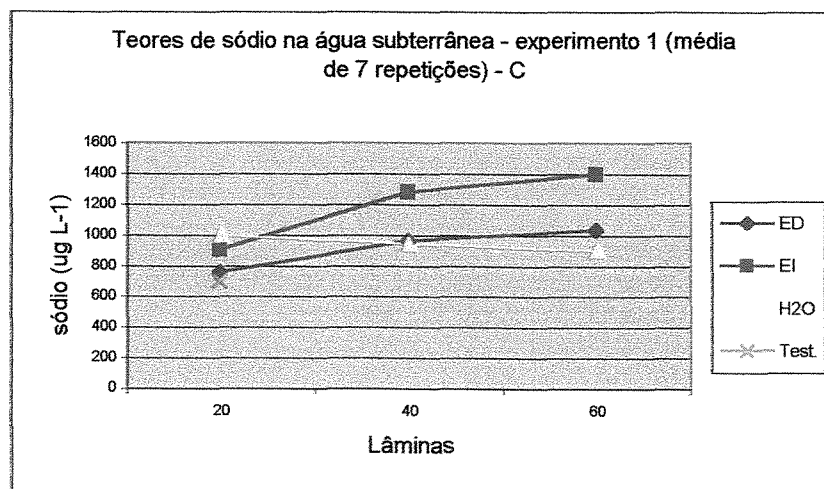
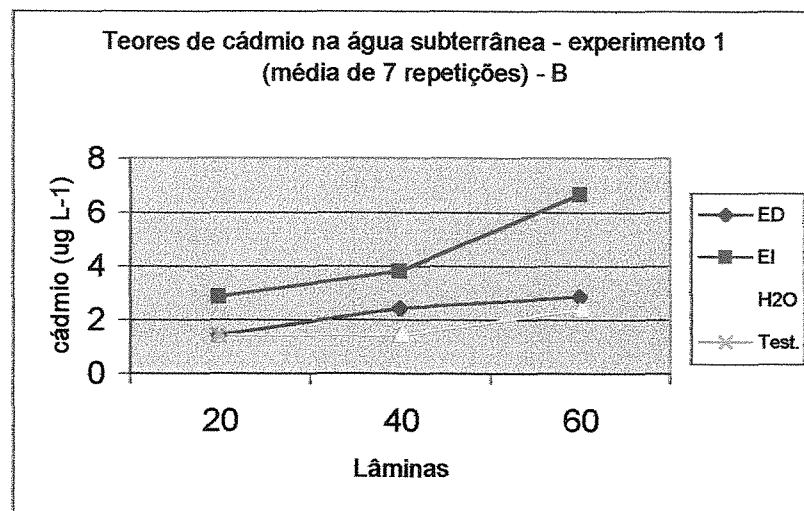
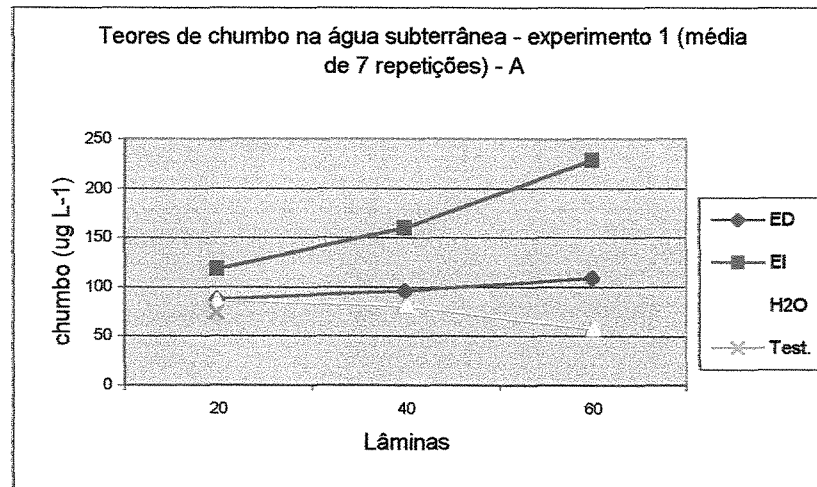


Figura 5.4. Teores de chumbo, cádmio e sódio na água subterrânea. Experimento 1 (média de 7 repetições).

Tabela 5.3. Teores de macro, micronutrientes e íons metálicos pesados em solo coletado após a colheita do milho nas linhas e entrelinhas das parcelas, final do 1º experimento (0-20cm).

Efluente	Lâmina	Amostragem	µg kg ⁻¹											
			K	Ca	Mg	Cu	Fé	Mn	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	Na
ED	20	L	50	3150	300	950	510000	22500	1450	150	2700	50	50	550
		EL	500	3400	650	950	587500	27000	1850	200	3000	100	50	7650
	40	L	100	6600	600	1500	872000	41000	2100	200	4000	200	50	6900
		EL	650	6700	950	1650	885000	49500	2250	350	4150	250	50	13550
	60	L	250	7550	1000	1650	800000	45000	2050	400	4250	200	50	13000
		EL	600	8500	1600	1850	912500	46500	2150	500	4500	250	50	10900
EI	20	L	750	8700	650	1950	900000	19000	1600	600	4500	200	50	5850
		EL	850	9350	750	2550	975000	40500	2150	650	5100	300	50	8650
	40	L	650	7950	1100	1900	800000	47500	1650	450	4300	200	50	7950
		EL	550	8100	1150	4250	817500	51000	2500	500	4600	500	50	10700
	60	L	850	8050	400	1700	825000	31000	1450	450	4150	150	50	9350
		EL	900	9050	450	3150	860000	39100	1950	500	4400	400	50	11400
H ₂ O	20	L	750	10700	1800	1450	790000	31000	1800	650	4100	200	50	6650
		EL	650	8800	1450	1300	695000	20500	1700	500	3900	150	50	7150
	40	L	850	15800	1800	1800	1172000	38000	2850	600	6200	300	50	8300
		EL	550	12550	1600	1450	1150000	25000	1850	450	4100	200	100	13900
	60	L	500	12500	1350	1550	695000	32000	1650	600	4200	250	50	6700
		EL	250	7000	750	1400	685000	25000	1550	450	4000	150	50	8300
Testemunha			800	5800	1700	1250	537500	44000	2050	300	2450	150	50	7350

5.4.2. Cu, Fe, Mn e Zn ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)

Os valores obtidos para micronutrientes do solo mostram resultados semelhantes aos macronutrientes, sendo os maiores teores obtidos nas entrelinhas para os tratamentos com aplicação dos efluentes infetado e desinfetado e nas linhas para a água (fertilização mineral), resultados estes coerentes aos tipos de aplicação dos tratamentos. A sequência de mobilidade dos micro no solo foi $\text{Zn} > \text{Cu}$, pois a retenção de Cu foi superior ao Zn, podendo oferecer maior potencial de risco à contaminação de água subterrânea por estar na maior parte retido na fração trocável. Esta retenção preferencial do Cu, indica que em condições de competição iônica com o Zn, o Cu será adsorvido preferencialmente (Figura 5.6. A), ocupando sítios de maior energia, apresentando portanto, maior risco potencial para a cadeia biológica e água subterrânea. Entre os micronutrientes os maiores valores encontrados a 20cm foram pela ordem $\text{Fe} > \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Cu}$. Essa ordem também foi obtida em experimentos de OLIVEIRA & MATTIAZZO (2001b) em solo acrescido de lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar.

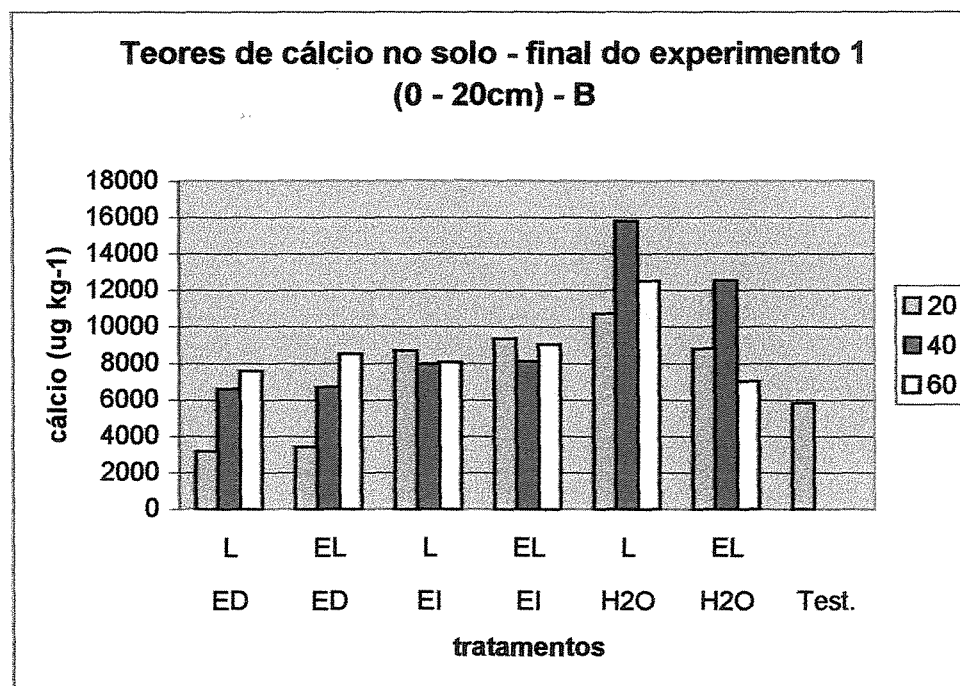
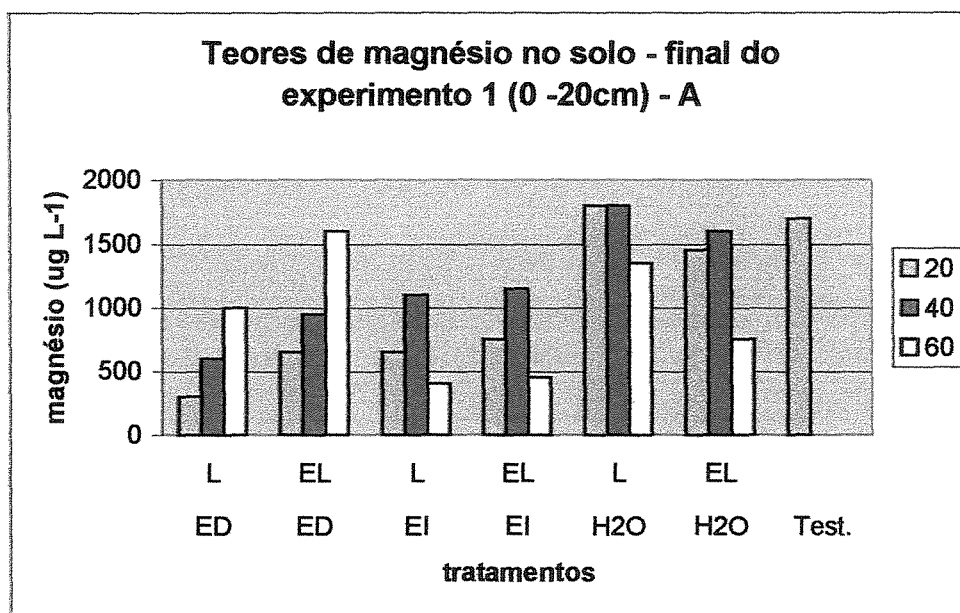


Figura 5.5. Teores de cálcio e magnésio no solo. Experimento 1 (média de 7 repetições).

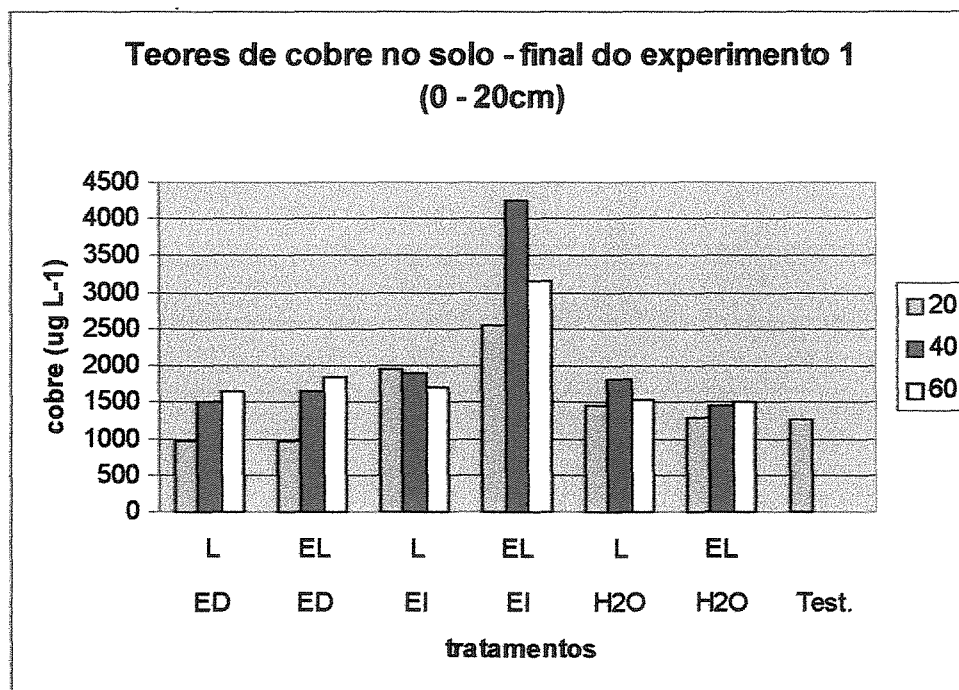


Figura 5.6. Teores de cobre no solo. Experimento 1. (média de 7 repetições).

5.4.3. Cr, Pb, Ni, Cd e Na ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)

Os teores obtidos no final do 1º experimento, após colheita do milho para metais pesados e Na, mostram resultados semelhantes aos demais elementos químicos analisados. Os maiores teores de Cr, Pb e Ni foram encontrados nas entrelinhas para os tratamentos com os efluentes infetado e desinfetado, e na linha para água (fertilização mineral). A ordem dos valores analisados mostram: $\text{Pb} > \text{Cr} > \text{Ni}$ em ordem decrescente. Para o Cd os valores foram semelhantes e bastante baixos. O tratamento testemunha sem aplicação de efluentes e sem fertilização mineral recomendada, os valores obtidos são inferiores a todos os tratamentos. Para Na os valores encontrados na análise química mostram os maiores resultados nas entrelinhas para todos os tratamentos utilizados. Figura 5.7. A, B, C e D.

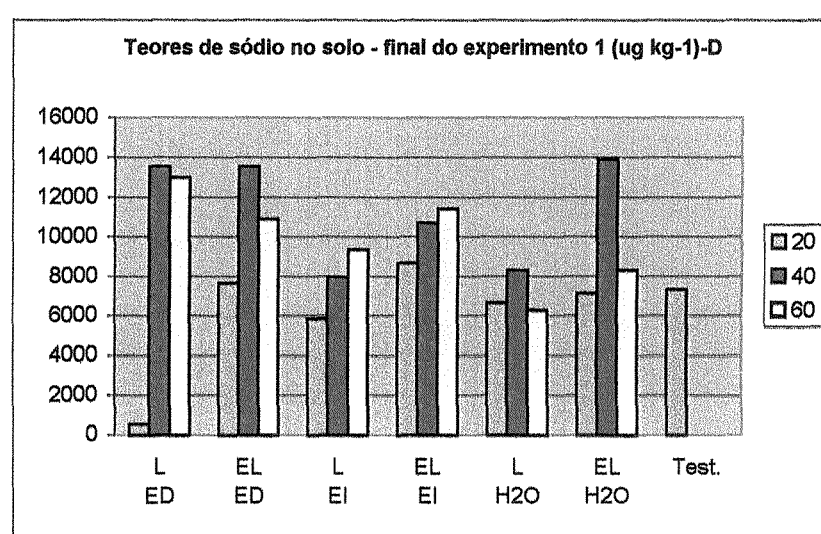
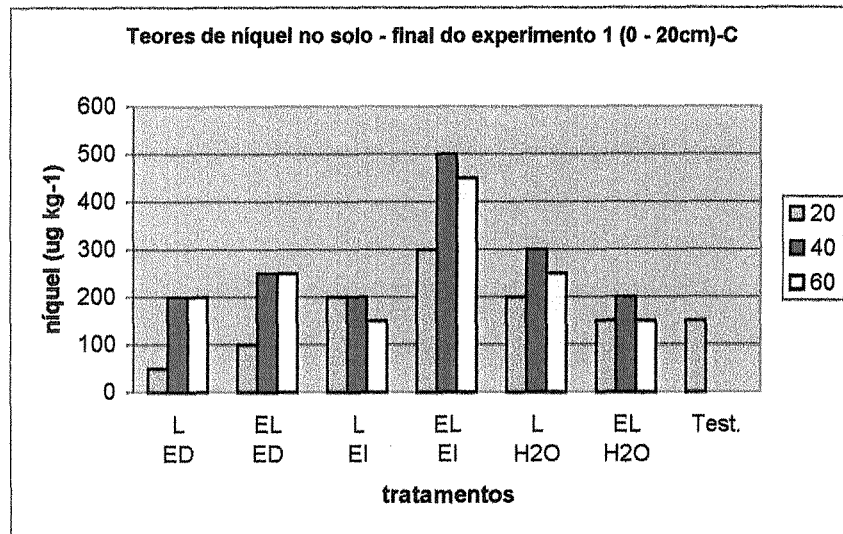
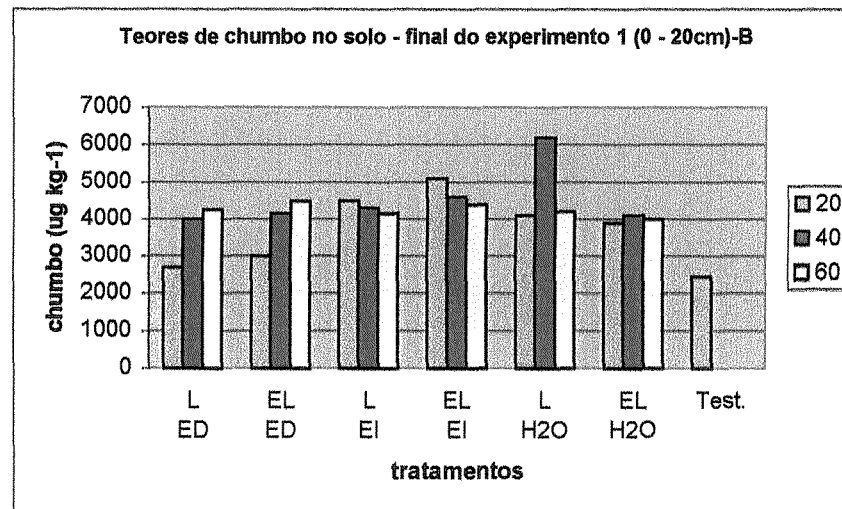
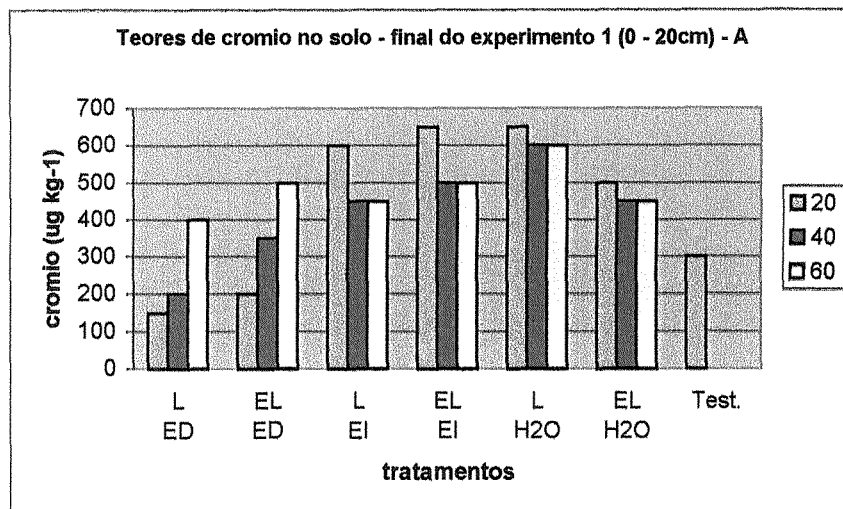


Figura 5.7. Teores de cromo, chumbo, níquel e sódio no solo. Experimento 1. (média de 7 repetições).

5.5. Análise das características químicas de fertilidade do solo nas linhas e entrelinhas das parcelas em todas as lâminas, após a colheita do milho do 1º experimento (“período seco”), antes da instalação do 2º experimento (“período chuvoso”)

Na Tabela 5.4 são apresentados os valores obtidos na análise das características de fertilidade do solo dos parâmetros: pH, MO, P, K, Ca, Mg, H+Al, SB, T e V%. Esses resultados são originados de área experimental que recebe adição de efluentes de esgotos domésticos há 3 anos agrícolas, após a colheita do milho do 1º experimento e antes da instalação do 2º experimento. Os teores dentro dos tratamentos com efluentes nas lâminas (60, 40 e 20) e nas amostras de solo retiradas nas linhas e entrelinhas de cada parcela, mostram resultados para pH inferiores para entrelinhas em quase todos os tratamentos e com valores decrescentes com as lâminas. Isso mostra que as parcelas que receberam calcário nas linhas tiveram resultados para pH iguais ou parcialmente superiores aos que receberam os efluentes desinfetado e infetado, as parcelas irrigadas com água (fertilização mineral recomendada), onde constata-se que os efluentes podem apresentar correção na acidez do solo, ainda que pouco, mas inferiores à correção com calcário. Apesar da pouca variação, os resultados mostram que os melhores valores são na aplicação do efluente infetado, apesar de que nas amostras onde foram aplicados os efluentes o desinfetado sempre apresentou valor para pH menor. Nas linhas os valores obtidos sempre foram menores e na ordem infetado, água e desinfetado.

Para MO os teores oscilam dentro das amostras das linhas e entrelinhas, indicando que os tratamentos com efluentes não foram superiores nas entrelinhas, o que era de se esperar, quando comparado as linhas que não receberam os efluentes da estação de tratamento de esgoto. Somente nas parcelas com esgoto infetado e nas lâminas 60 e 40 que os teores de MO nas entrelinhas superaram os das linhas.

Para P também os resultados se alternaram sendo que os tratamentos com efluente infetado os valores encontrados nas linhas superaram aos da entrelinhas, nos demais tratamentos os valores das entrelinhas foram superiores.

Tabela 5.4: Características químicas de fertilidade do solo nas linhas e entrelinhas das parcelas em todas as lâminas, após colheita do milho do 1º experimento (0-20cm).

Efluente	Lâmina	Amostragem	pH CaCl ₂	MO g dm ⁻³	P mg dm ⁻³	K	Ca	Mg	H+Al	SB	T	V (%)
						mmol _c dm ⁻³						
ED	20	L	4,5	32	37	1,3	13	3	38	17,3	55,3	31
		EL	5,0	23	12	1,6	20	10	28	31,6	59,6	53
	40	L	4,6	18	20	0,7	12	6	34	18,7	52,7	35
		EL	5,2	22	19	0,9	30	9	31	39,9	70,9	56
	60	L	4,8	25	32	1,0	21	5	34	27,0	61,0	44
		EL	5,6	20	17	1,2	36	10	22	47,2	69,2	68
EI	20	L	5,4	19	33	1,3	34	8	25	43,3	68,3	63
		EL	6,0	15	21	1,0	47	13	13	61,0	74,0	82
	40	L	5,4	14	9	0,5	37	6	16	43,5	59,5	69
		EL	5,6	21	20	0,9	43	13	22	56,9	78,9	72
	60	L	5,3	18	47	1,2	30	4	25	35,2	60,2	58
		EL	5,4	22	60	1,9	41	6	25	48,9	73,9	66
H ₂ O	20	L	5,2	14	100	1,7	37	8	31	46,7	77,4	60
		EL	4,9	19	45	1,6	22	7	34	30,6	64,6	47
	40	L	6,0	21	22	0,8	54	12	16	66,8	82,8	81
		EL	5,6	21	16	0,7	34	15	18	49,7	77,7	73
	60	L	5,9	15	78	1,6	43	9	18	53,4	71,4	75
		EL	5,3	21	67	1,5	38	7	28	46,5	74,5	62
Testemunha			5,5	21	17	0,7	35	9	22	44,7	66,7	67

Nos resultados das bases trocáveis K, Ca e Mg os resultados mostram valores superiores nas entrelinhas, o que demonstra que os efluentes podem ser fontes desses macronutrientes, apesar de pequena diferença para K; para Ca e Mg as diferenças são bem maiores. No tratamento com água (fertilização mineral) os resultados são inversos, isto é os maiores valores se encontram nas linhas, devido a adubação mineral ser colocada na linha de plantio.

Também para a acidez potencial ($H+Al$) inicialmente com $38 \text{ mmol}_e \text{ dm}^{-3}$ os valores sofrem grandes reduções, principalmente nas entrelinhas onde a redução chega a $13 \text{ mmol}_e \text{ dm}^{-3}$ na aplicação do efluente infetado. Isso comprova o poder desses resíduos de estação de tratamento de esgoto como agente corretivo de acidez. Nas linhas também houve uma redução que chega a $16 \text{ mmol}_e \text{ dm}^{-3}$. Também no tratamento com água (fertilização mineral) a redução é menor na linha, onde foi efetuado a correção com calcário e a adubação mineral recomendada.

Para SB e T, por coerência ao valor pH e aos teores de base trocáveis (K, Ca e Mg) os resultados mostram valores superiores nos dois parâmetros, nas entrelinhas, chegando a 50% a diferença, salvo no tratamento com água, onde os maiores valores ocorrem nas linhas, onde foram aplicados os fertilizantes minerais.

Para V%, também os valores são bem superiores nas entrelinhas, chegando a 82% de saturação por bases para as parcelas onde foi aplicado o efluente infetado. Também no tratamento com água (fertilização mineral) os valores são superiores nas linhas de plantio com valor máximo chegando a 81%. Os resultados para pH, Ca, $H+Al$ e V% são visualizados na Figura 5.8.A,B,C,D.

5.6. Análise das características químicas da água subterrânea (“per.chuvoso”)

Nas Tabelas AN 5.6.1. a 5.6.7 são apresentados os valores de F obtidos na análise de variância para efluentes, lâminas e interação para os parâmetros: NO_3^- , pH, CE, teores de macro, micronutrientes e alguns íons metálicos pesados, encontrados na análise química da água subterrânea coletada nos poços de monitoramento. Como também as médias de cada combinação de efluentes, lâminas e o tratamento testemunha (em 7 épocas de amostragens).

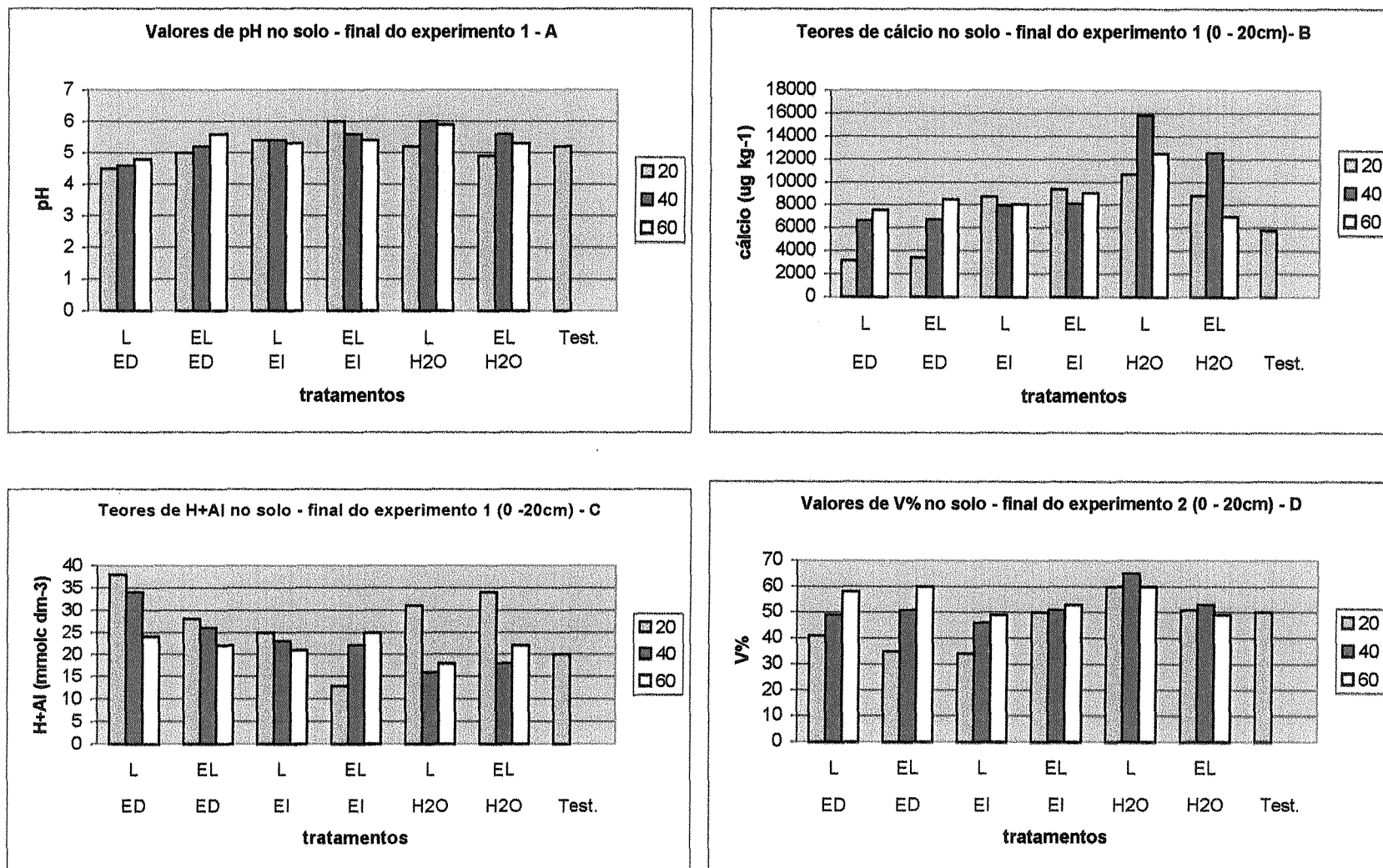


Figura 5.8. Valores de pH e V% e teores de cálcio e acidez potencial na análise de rotina do solo nas linhas e entrelinhas, após colheita do milho do 1º experimento (0-20cm).

5.6.1. NO_3^- (mg L^{-1})

Os valores obtidos no 2º experimento para características químicas da água subterrânea coletada nos poços de monitoramento, instalados na área destinada à disposição dos efluentes nas lâminas estudadas apresentaram valores para NO_3^- -N, significativos em todas as amostragens para efluentes, lâminas e interação efluentes x lâminas. As médias dentro de efluentes e lâminas também mostraram como no 1º experimento, que o tratamento com efluente infetado apresentou resultados superiores aos demais, mostrando também valores acima daqueles considerados críticos para água de aquífero superficial subjacente a campos agrícolas, irrigados com efluente de lagoa de tratamento de esgoto (acima de 10 mg L^{-1}). Esses resultados também ocorrem como no primeiro experimento nas lâminas 40 e 60, só que desde a primeira amostragem. Nos demais tratamentos, esgoto desinfetado e água (fertilização mineral) os valores obtidos, também como no primeiro experimento, apresentaram-se abaixo daqueles considerados críticos para água com problemas de salinidade. Apesar de alguns valores estarem acima aos considerados críticos, principalmente no tratamento com água (fertilização mineral), a partir da 4ª amostragem, a maioria se encontra na faixa de 4 a 8 mg L^{-1} . Também nesse 2º experimento o tratamento irrigado com água (fertilização mineral) apresentou valores superiores ao do efluente desinfetado.

Esses resultados podem ser explicados, como no caso do 1º experimento, onde os valores pH do efluente desinfetado aplicado supera o dos demais tratamentos. O tratamento testemunha (sem aplicação de efluentes e sem fertilizantes) apresenta valores baixos na faixa de 1 a 3 mg L^{-1} . Nesse segundo experimento (“das águas”), os valores de precipitação, conforme balanço hídrico diário (anexo 1), abrangendo o período das sete amostragens mostram influência nos valores de NO_3^- -N, com possível percolação do íon na água de precipitação através dos espaços intergranulares do solo. Figura 5.9.A. Esses resultados obtidos são semelhantes aos de AYRES & WESTCOT (1991), que obtiveram baixos valores pela aplicação de esgoto sanitário em áreas de cultivo.

5.6.2. pH

Os valores de pH obtidos para água subterrânea coletada nos poços de monitoramento, instalados na área destinada à disposição dos efluentes apresentaram resultados significativos a 1% em todas as amostragens para efluentes, lâminas e interação efluentes x lâminas. As médias dentro de efluentes e lâminas mostraram que os tratamentos com o efluente desinfetado apresentaram valores médios de pH superiores aos demais (4,0 – 5,7), menos na 5ª amostragem, onde os valores mesmo sendo superiores aos demais, diminuíram em quase uma unidade. Os menores valores são encontrados no tratamento com efluente infetado (3,80 – 5,30), considerado baixo para água subterrânea. Os valores maiores de pH obtidos no esgoto desinfetado, assim como, no 1º experimento podem estar relacionados aos efeitos da cloração (hipoclorito de sódio) e a descloração (bissulfito de sódio) que quando colocados em quantidades controladas provocam ligeiro aumento no valor pH. Esses resultados também contradizem os de WHITE (1986), mas cuja leitura foi realizada, logo após a coleta.

5.6.3. CE ($\mu\text{S m}^{-1}$)

Os valores de condutividade elétrica (CE) obtidos na água subterrânea amostrada nos poços de monitoramento, instalados em área destinada à disposição dos efluentes apresentaram resultados altamente significativos para todas as épocas de amostragem para efluentes, lâminas e interação efluentes x lâminas. As médias dentro de efluentes e lâminas mostram valores superiores no tratamento com efluente infetado, como no 1º experimento, quando comparado aos demais tratamentos. Os menores valores também foram encontrados com a aplicação do efluente desinfetado. Os resultados obtidos dentro de lâminas, mostram valores crescentes da 20 para 60, para os efluentes infetado e desinfetado.

Na água (fertilização mineral) os resultados são inversos, os valores de CE diminuem com o aumento das lâminas. Isso pode estar ocorrendo em virtude da não aplicação dos efluentes, nos quais devido às diversas irrigações podem dar origem ao húmus. Ao húmus cabe a função de agente granular, o que não acontece nesse caso da irrigação com água, o que deve facilitar o processo de lixiviação principalmente das bases trocáveis, pela infiltração e percolação das águas.

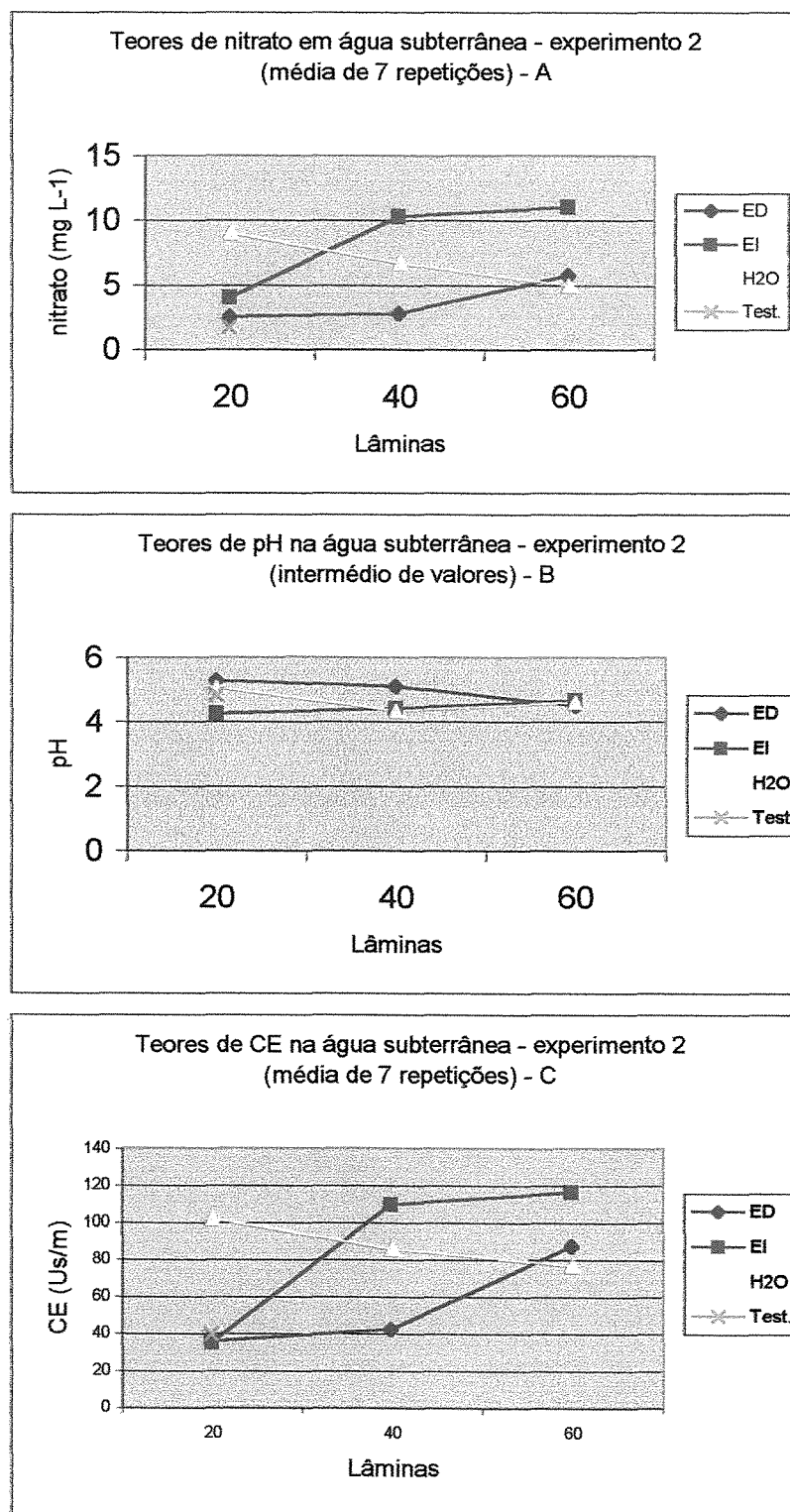


Figura 5.9. Teores de nitrato, condutividade elétrica e valores de pH na água subterrânea. Experimento 2. (média de 7 repetições).

Os valores de CE obtidas apresentaram-se inferiores ao do 1º experimento (“período seco”) e bem abaixo daqueles críticos para águas com problemas de salinidade. Os resultados obtidos estão na faixa de (25-120 $\mu\text{S m}^{-1}$) para os efluentes aplicados e para o tratamento testemunha (33-46 $\mu\text{S m}^{-1}$). Figura 5.9.C.

5.6.4. Macro, micronutrientes e íons metálicos pesados

Os teores de elementos químicos analisados, obtidos em amostras de água subterrânea coletada nos poços de monitoramento, durante a condução do 2º experimento, instalados na mesma área do 1º experimento, destinada à disposição dos efluentes nas lâminas (20, 40 e 60), apresentaram também resultados altamente significativos na maioria dos elementos e amostragens para efluentes, lâminas e interação efluentes x lâminas. As médias dentro de efluentes e lâminas mostraram que os tratamentos com o efluente infetado apresentaram os maiores valores para os elementos avaliados, mesmo quando comparados aos resultados do 1º experimento que foram na grande maioria menores. Nesse experimento os teores nos efluentes aplicados já foram superiores ao do 1º experimento.

Assim como no experimento anterior os resultados podem estar relacionados aos efeitos do pH dos efluentes utilizados (EI= 5,16 e ED= 7,23), assim como os teores de argila nas profundidades de até 1,5m e ao aumento dos efluentes aplicados por sete épocas, o que ocasiona um aumento da matéria orgânica e torna menor a mobilidade desses elementos, que estão com baixos valores na água analisada.

5.6.4.1. K, Ca e Mg ($\mu\text{g L}^{-1}$)

Os valores obtidos no 2º experimento para os macronutrientes analisados na água subterrânea coletada nos poços de monitoramento, mostram para as sete épocas de amostragem que os valores para efluente infetado são superiores aos demais, assim como ao tratamento testemunha. Os valores obtidos no 2º ensaio são bem superiores ao do 1º. O mecanismo de transporte pode ser caracterizado pela migração do soluto (em ambiente de alta precipitação),

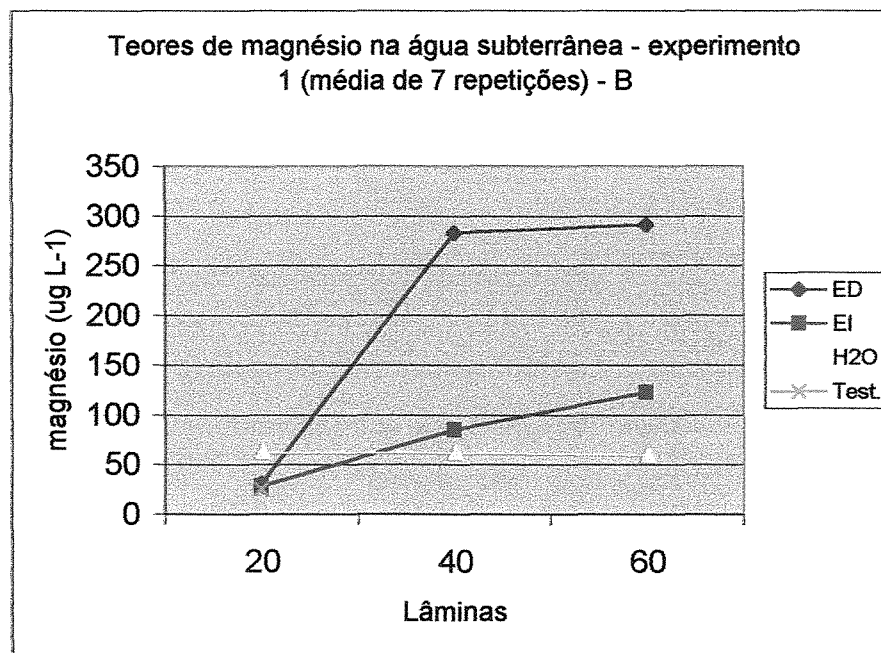
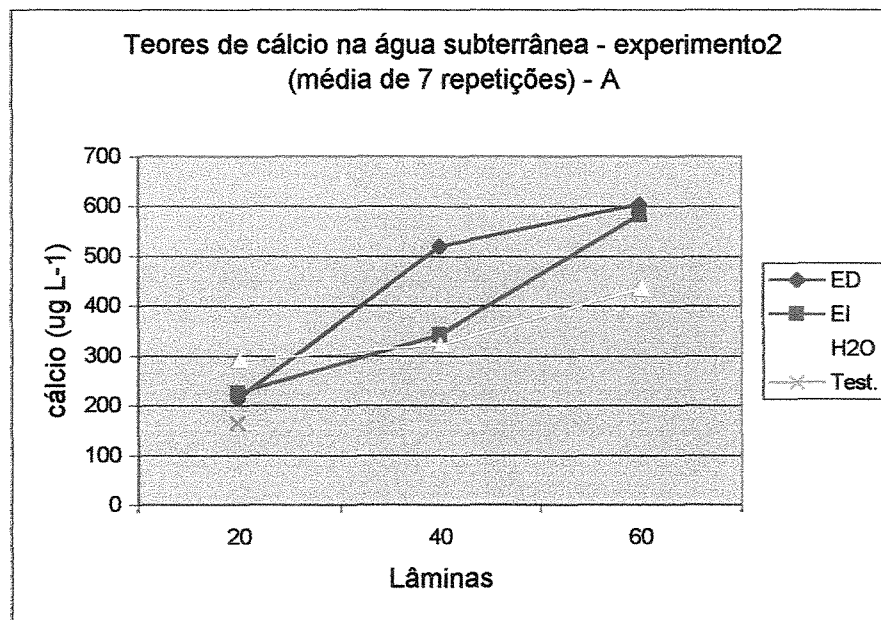


Figura 5.10. Teores de cálcio e magnésio na água subterrânea. Experimento 2 (média de 7 repetições).

devido ao fluxo hidráulico do fluido no qual ele está dissolvido, movendo-se na direção das linhas de fluxo. Nos efluentes utilizados os teores de Ca superam pela ordem os de Mg e durante as amostragens apresentaram os maiores valores em todas as amostragens. Entre lâminas são superiores na 60, quando comparado as demais, inclusive o tratamento testemunha. Figura 5.10. A, B.

5.6.4.2. Cu, Fe, Mn e Zn ($\mu\text{g L}^{-1}$)

Os teores de micronutrientes obtidos no 2º experimento em amostra de água subterrânea coletadas nos poços de monitoramento a diferentes profundidades, mostram resultados significativos para os elementos analisados. Os teores de Fe são superiores aos de Mn, Zn e Cu, mas mesmo assim todos eles estão abaixo dos limites para efluentes líquidos (Padrões Legais Vigentes). Para Cu os maiores valores estão nos tratamentos com efluentes desinfetados e depois o infetado, mas no tratamento com água (fertilização mineral) o elemento não foi detectado na análise, o mesmo ocorrendo no tratamento testemunha. Os teores de Cu crescem dentro de lâminas. Em todos os micronutrientes, mas principalmente Fe e Mn houve crescimento de valores dentro de lâminas e dentro das épocas de amostragem, com resultados crescentes até a 4ª amostragem para os dois elementos, mas ainda com valores baixos. A explicação para os baixos teores analisados dos quatro micronutrientes se deve a retenção de íons e moléculas nas superfícies das partículas do solo, o que segundo trabalho de TEIXEIRA et al., (2001), o solo participa ativamente da atenuação de muito íons contaminantes de água subterrânea, sendo que em processo contínuo, porém em menor grau na zona não saturada, onde sedimentos não consolidados estão presentes. Para Cu e Mn os resultados são apresentados na Figura 5.11. A, B.

5.6.4.3. Cr, Pb, Ni, Cd e Na ($\mu\text{g L}^{-1}$)

Os teores obtidos no 2º experimento para íons metálicos pesados analisados em água subterrânea coletada nos poços de monitoramento, instalados em área destinada à disposição dos efluentes nas lâminas estudadas apresentam teores para Cr, Pb, Ni, Cd e Na, altamente significativos em todas as amostragens (exceção aos elementos Cr e Cd) para efluentes, lâminas e interação efluentes x lâminas. As médias dentro de efluentes e lâminas mostraram que os

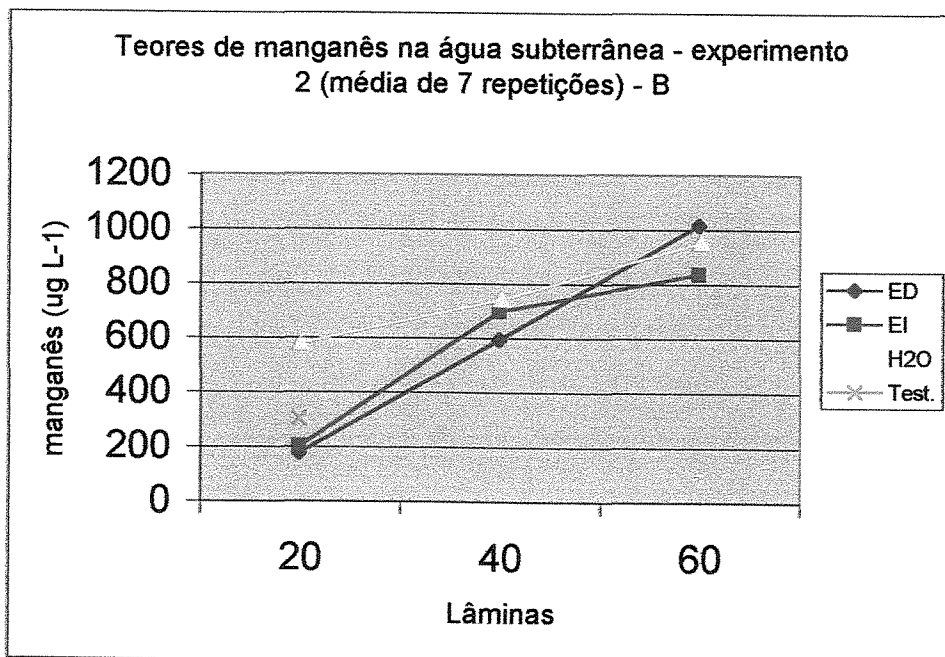
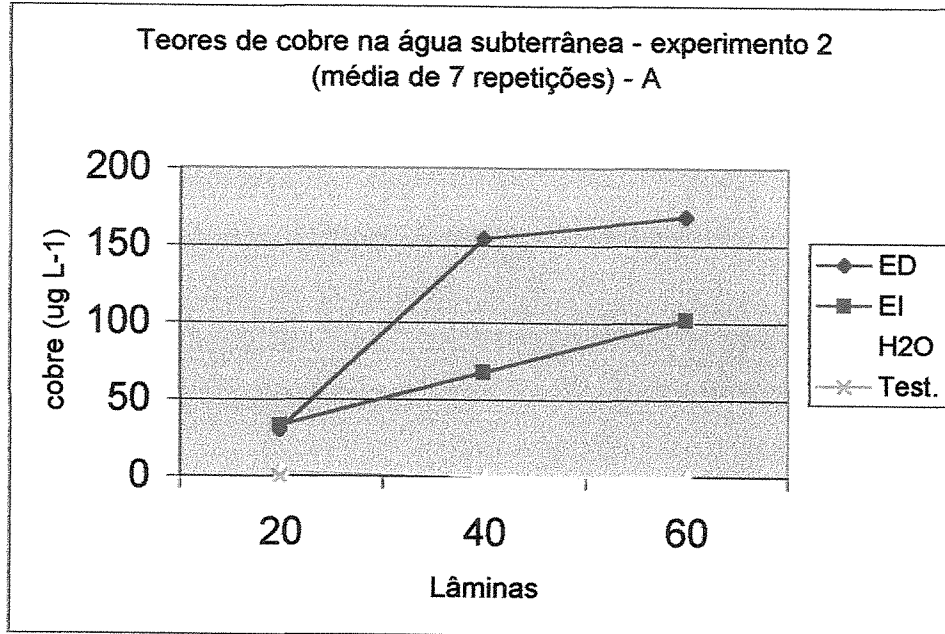


Figura 5.11. Teores de cobre e manganês na água subterrânea. Experimento 2. (média de 7 repetições).

tratamentos com o efluente infetado apresentaram os melhores resultados, seguido do desinfetado e a água (fertilização mineral). Os íons Cr e Cd não foram detectados na maioria das análises, sendo o Cd encontrado na 5ª e 6ª épocas de amostragem para o efluente infetado.

Para Pb, alguns resultados chegaram a ultrapassar os Padrões Legais Vigentes ($0,5 \text{ mg L}^{-1}$), principalmente na 2ª amostragem e nos tratamentos com os efluentes infetado e desinfetado. Para Ni os limites não foram atingidos, sendo o permitido $2,0 \text{ mg L}^{-1}$, e os maiores valores analisados $0,26 \text{ mg L}^{-1}$. No caso do Na analisado em todas as épocas de amostragem os resultados foram significativos em todas as amostragens com teores variando de 0,8 até 202 mg L^{-1} , sendo os maiores valores encontrados na última amostragem. Para Pb e Na os resultados obtidos estão apresentados na Figura 5.12. A, B.

CAMOBRECO et al., (1996) em trabalhos com metais pesados oriundos da aplicação de efluentes, têm verificado a movimentação desses elementos em subsuperfície, seja por lixiviação ou lateralmente.

5.7. Análise das características químicas de fertilidade do solo nas linhas e entrelinhas das parcelas em todas as lâminas, após a colheita do milho do 2º experimento (final do 2º experimento “período chuvoso”)

Na Tabela 5.5 são apresentados os valores pH, MO, P, K, Ca, Mg, H+Al, SB, T e V%, obtidos na análise das características químicas de fertilidade do solo de amostras retiradas após a colheita do milho (2º experimento “período chuvoso”). Os valores obtidos dentro dos tratamentos com efluentes mostram tanto para as parcelas com esgoto desinfetado e com o infetado resultados superiores nas entrelinhas em quase todos os parâmetros avaliados e com pequenas diferenças entre as lâminas. Para os tratamentos com água (fertilização mineral) os resultados são superiores nas linhas quando comparados com as entrelinhas. Para pH os resultados obtidos são ligeiramente inferiores aos do final do 1º experimento, mostrando que onde houve correção da acidez com calcário e fertilização mineral na linha, os resultados são ligeiramente superiores aos com os efluentes desinfetado e infetado. Os maiores valores obtidos foram para tratamento com água e lâmina 60 na linha (5,2) e o com efluente infetado na lâmina 60 na entrelinha (5,2). O tratamento testemunha apresentou pH (médio de 4,5). Figura 5.13. A.

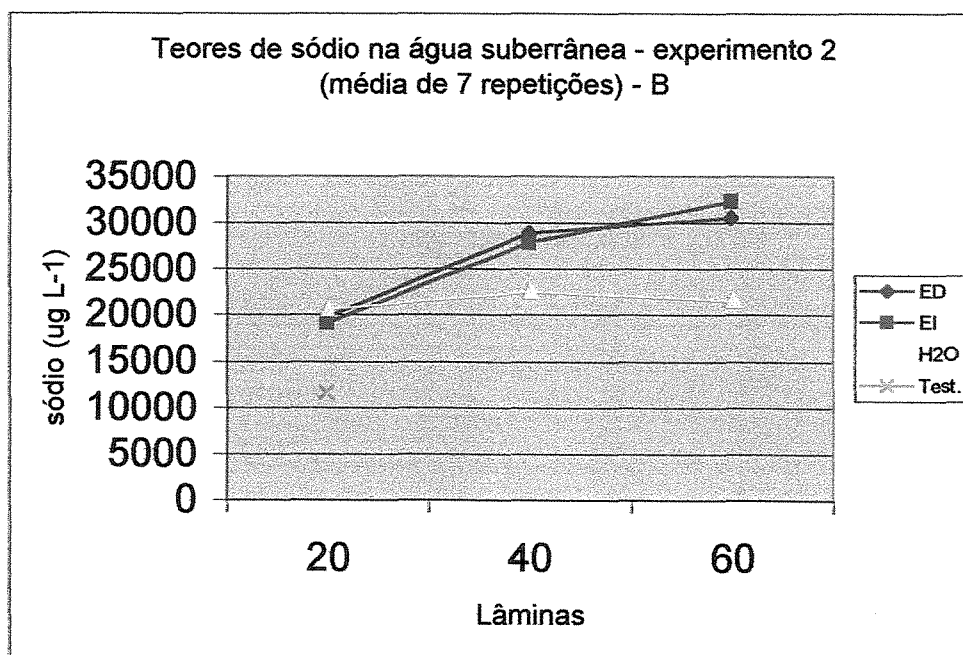
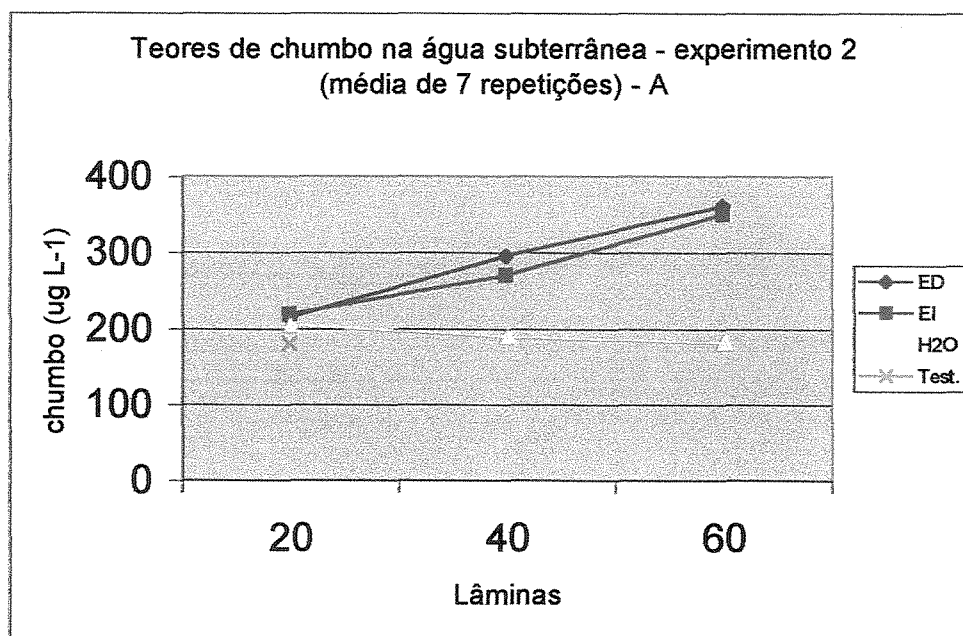


Figura 5.12. Teores de chumbo e sódio na água subterrânea. Experimento 2. (média de 7 repetições).

Tabela 5.5: Características químicas de fertilidade do solo nas linhas e entrelinhas das parcelas em todas as lâminas, após a colheita do milho do 2º experimento (0-20cm).

Efluente	Lâmina	Amostragem	pH CaCl ₂	MO g dm ⁻³	P mg dm ⁻³	K	Ca	Mg	H+Al	SB	T	V (%)
						mmol _c dm ⁻³						
ED	20	L	4,3	19	8	1,3	32	4	42	37,3	79,3	41
		EL	4,5	13	41	1,4	12	6	34	19,4	53,4	35
	40	L	4,3	19	17	1,2	29	3	40	33,2	73,2	49
		EL	4,5	16	36	1,5	23	5	29	29,5	58,5	51
	60	L	4,8	20	12	1,2	26	6	33	33,2	66,2	58
		EL	5,1	15	41	1,6	35	12	25	48,6	73,6	60
EI	20	L	4,0	18	16	1,1	19	4	52	24,1	76,1	34
		EL	5,0	12	25	1,5	21	3	23	25,5	48,5	50
	40	L	4,3	21	11	0,9	24	8	42	32,9	74,9	46
		EL	4,7	17	44	1,3	26	6	31	33,3	64,3	51
	60	L	4,3	18	10	0,9	27	8	33	35,9	68,9	49
		EL	5,2	15	49	1,4	29	5	25	35,4	60,4	53
H ₂ O	20	L	4,9	14	46	1,6	26	9	30	36,6	66,6	60
		EL	4,0	17	16	1,2	19	3	48	23,2	71,2	51
	40	L	4,9	16	24	1,5	30	10	27	41,5	68,5	65
		EL	4,6	18	15	1,2	15	5	42	21,2	63,2	53
	60	L	5,2	13	35	1,6	28	12	22	41,6	63,6	60
		EL	4,4	15	12	1,3	20	5	27	41,3	53,3	49
Testemunha			4,5	15	14	1,0	20	6	30	39,2	67,0	52

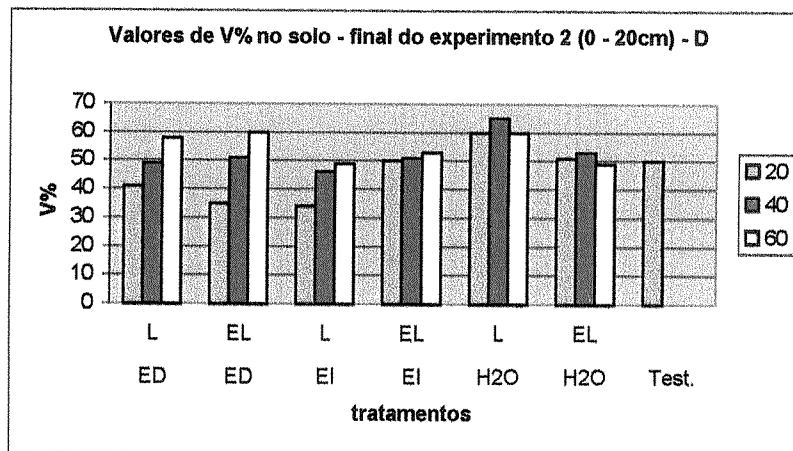
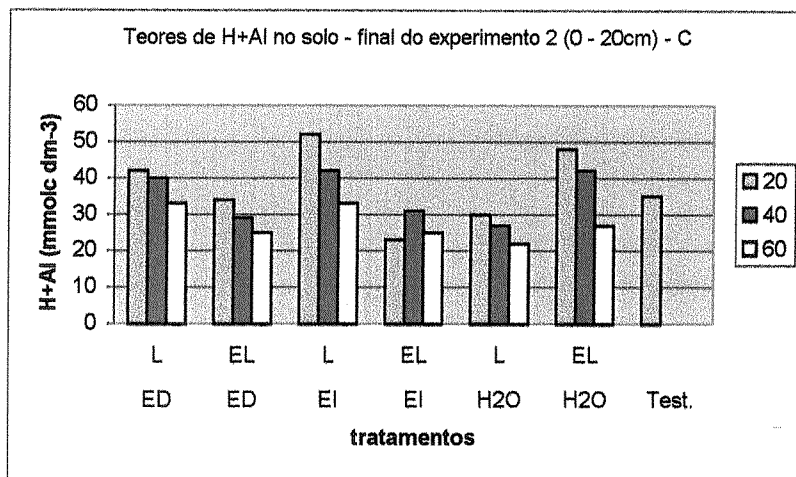
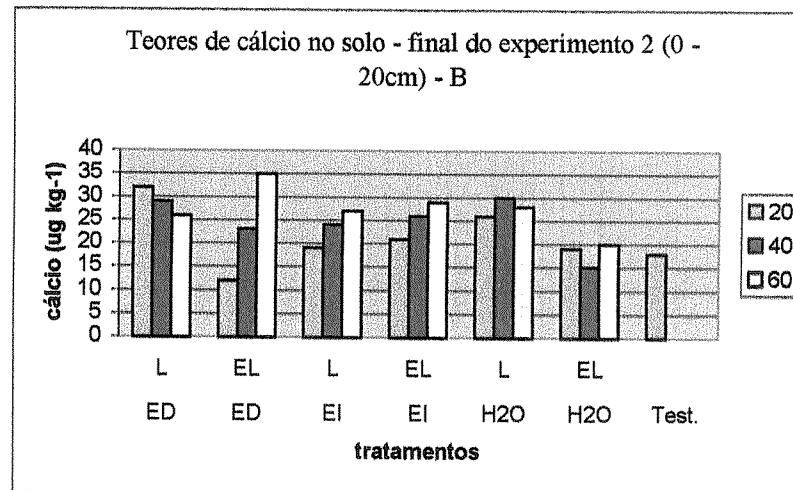
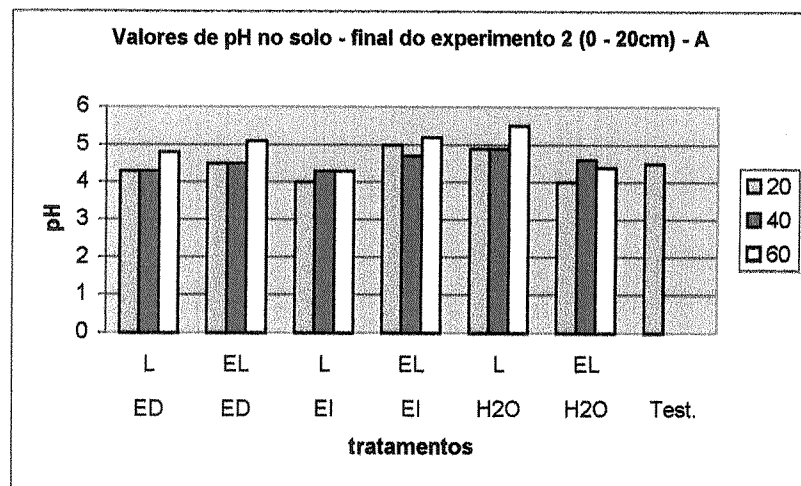


Figura 5.13. Valores de pH e V% e teores de cálcio e acidez potencial na análise de rotina do solo nas linhas e entrelinhas, após colheita do milho. (2º experimento).

Para MO os resultados também são inferiores aos do 1º experimento, sendo os melhores resultados obtidos nas parcelas com o efluente desinfetado, média de resultados da linha nas lâminas 60, 40 e 20 (19 g dm^{-3} – 2º experimento) e para 1º experimento (25 g dm^{-3}), o que pode ter como resposta a precipitação nessa 2ª safra – agrícola em que os valores foram superiores (anexo 1).

Os resultados para P também são inferiores aos comparados com os do 1º ano agrícola, com os melhores resultados obtidos nas entrelinhas dos efluentes desinfetado e infetado e nas linhas dos tratamentos com água (fertilização mineral). Quase não há diferença de teores entre os tratamentos que receberam efluentes e o que recebeu a fertilização mineral (água).

Para bases trocáveis (K, Ca e Mg) os resultados mostram que os efluentes quando aplicados apresentam grande potencial como fornecedores desses macronutrientes, pois, os valores para os três elementos são bem próximos (efluentes x adubação mineral). Nos tratamentos com efluentes os valores são superiores nas entrelinhas e nos tratamentos com água (fertilização mineral) nas linhas. Para Ca os resultados estão apresentados na Figura 5.13.B.

Também para a acidez potencial (H^+Al) os resultados reduziram pouco, pois no tratamento testemunha ($30 \text{ mmol}_e \text{ dm}^{-3}$) caiu para o menor ($22 \text{ mmol}_e \text{ dm}^{-3}$) no tratamento com água e correção com corretivo, portanto, pouca redução. Figura 5.13.C. No primeiro experimento houve uma maior redução no valor do H^+Al . mesmo assim, isso comprova o poder de correção dos efluentes de lagoa do tratamento de esgoto.

Para SB e T, assim como com o valor pH e aos teores de bases trocáveis, os resultados também mostram valores superiores nas entrelinhas dos tratamentos com os efluentes e nas linhas com água (fertilização mineral).

Para V%, os valores são superiores nas entrelinhas em quase todos os tratamentos com efluentes, mas com resultados bem inferiores aos do 1º experimento; para água os valores são maiores nas linhas do que nas entrelinhas. Figura 5.13.D. Os melhores resultados chegam a 60% na lâmina 60 e com o efluente desinfetado, assim como na lâmina 60 e efluente água (fertilização mineral).

5.8. Teores de macro, micronutrientes e alguns íons metálicos pesados em solos coletados (0-20cm), após colheita do milho nas linhas e entrelinhas das parcelas (2º experimento – “período chuvoso”)

Na Tabela 5.6 são apresentados os resultados de análise do solo com os teores dos elementos K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn, Zn, Cr, Pb, Ni, Cd e Na dentro dos tratamentos efluentes e lâminas, amostrados nas linhas e entrelinhas das parcelas à profundidade de 20cm (média de 3 repetições) e após sete épocas de irrigações com os efluentes infetado, desinfetado e água (adubação mineral recomendada).

5.8.1. K, Ca e Mg ($\mu\text{g L}^{-1}$)

Os valores obtidos no final do 2º experimento, após a colheita do milho, para os macronutrientes do solo, amostrados nas linhas e entrelinhas das parcelas que receberam as diferentes lâminas por sete épocas de irrigação, mostram resultados inferiores aos do 1º experimento. Esses valores são decorrentes da análise química dos efluentes que mostram serem mais ricos nos elementos químicos avaliados do que os efluentes desinfetado e infetado utilizados no 1º ano agrícola. Tais resultados mostram a diferença obtida entre os macronutrientes K, Ca e Mg, sendo a comparação 1º e 2º anos agrícolas, respectivamente, 650-250; 8500-7633 e 1600-883 $\mu\text{g L}^{-1}$ para parcelas com efluente desinfetado. Para parcelas com efluente infetado os resultados são respectivamente 317-900; 5667-9350 e 867-1150 $\mu\text{g L}^{-1}$ e para água os resultados são respectivamente 367-850; 4983-15800 e 583-1800 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Os maiores teores de K, Ca e Mg foram obtidos nas entrelinhas para as parcelas com aplicação dos efluentes desinfetado e infetado, nas linhas para a água (fertilização mineral), resultados coerentes aos do 1º experimento, pois os efluentes foram aplicados nas entrelinhas e em lâminas 20, 40 e 60; e a fertilização mineral cujos adubos foram aplicados nas linhas. Para o tratamento testemunha sem aplicação de efluente os valores obtidos são bem inferiores aos dos tratamentos que receberam os

Tabela 5.6: Teores de macro, micronutrientes e íons metálicos pesados em solo, coletado após a colheita do milho nas linhas e entrelinhas das parcelas, no final do 2º experimento (0-20cm).

Efluente	Lâmina	Amostragem	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	Na
ED	20	L	250	5500	550	1333	490,000	18,333	1217	283	2550	117	-	7917
		EL	283	5650	883	1417	542,500	10,000	1533	383	2933	183	-	9050
	40	L	267	4633	583	1567	647,500	21,667	1617	383	3017	167	-	10250
		EL	283	6233	783	1733	679,167	18,333	1917	400	3200	183	-	11217
	60	L	250	5317	683	1717	688,333	23,333	1817	450	3133	200	-	8317
		EL	350	7633	833	1950	697,500	18,333	2117	600	3317	233	-	12567
EI	20	L	217	4083	400	1500	590,000	17,500	1167	400	2250	133	-	4983
		EL	283	5667	733	1667	696,667	19,667	1383	600	2900	180	-	7433
	40	L	250	4417	533	1883	541,667	15,167	1550	467	3417	183	-	7783
		EL	267	5600	867	2917	602,500	18,333	2233	550	3800	267	-	11650
	60	L	283	5183	517	1283	615,000	15,000	1683	433	3450	217	-	8383
		EL	317	5633	817	3033	639,167	19,167	2317	717	3750	317	-	11317
H ₂ O	20	L	367	4233	583	1450	687,500	17,500	2250	400	3933	150	-	8583
		EL	300	3667	533	1317	650,833	15,800	2000	383	3417	137	-	8100
	40	L	267	4983	483	1433	570,833	17,500	1117	450	3200	183	-	8000
		EL	217	3917	400	1250	615,000	15,000	1083	350	3167	167	-	7983
	60	L	350	4450	583	1433	557,500	19,167	1750	400	3233	167	-	9700
		EL	283	3267	550	1200	541,667	15,833	1633	333	3083	143	-	8683
Testemunha			183	2600	533	1280	560,000	14,167	1117	250	2233	117	0	6350

efluentes e com a adubação mineral. Para K, o maior valor foi encontrado na linha do tratamento com aplicação de água (adubação mineral) seguido do efluente desinfetado e por último o infetado. Para Ca e Mg os resultados foram obtidos onde ocorreu a aplicação dos efluentes nas entrelinhas das parcelas, seguindo a ordem: efluente desinfetado, infetado e por fim água (adubação mineral). Para lâminas os maiores valores obedecem a ordem 60, 40 e 20 para entrelinhas nas parcelas com aplicação dos efluentes. Figura 5.14. A e B.

5.8.2. Cu, Fe, Mn e Zn ($\mu\text{g L}^{-1}$)

Os valores obtidos para micronutrientes do solo mostram resultados semelhantes aos macronutrientes, quando os maiores teores foram obtidos nas entrelinhas para os tratamentos com aplicação dos efluentes (exceção ao Mn) e nas linhas para o tratamento com água, resultados também coerentes com a aplicação dos resíduos de lagoa de tratamento de esgoto. Também entre os micro Cu e Zn a mobilidade foi inferior para Cu, podendo como no 1º experimento, oferecer risco de contaminação em águas subterrâneas, apesar dos valores estarem dentro dos limites permitidos. Figura 5.15.A. Os maiores valores obtidos encontrados a 20cm foram pela ordem $\text{Fe} > \text{Mn} > \text{Zn}$ e Cu. FREEZY & CHERRY (1979) comentam em seus trabalhos que em muitos ambientes subterrâneos, fenômenos de adsorção e reações químicas de precipitação, são responsáveis por uma movimentação muito lenta dos metais em relação à velocidade da água subterrânea.

5.8.3. Cr, Pb, Ni, Cd e Na ($\mu\text{g L}^{-1}$)

Os teores obtidos no final do 2º experimento, após a colheita do milho para íons metálicos pesados e Na, no solo, mostram resultados bem semelhantes aos dos demais elementos analisados. Os maiores teores de Cr, Pb e Ni (Cd não foi detectado na análise), (inclusive na testemunha) também foram encontrados nas entrelinhas dos tratamentos com os efluentes e nas linhas para o tratamento com água (fertilização mineral). A ordem dos valores analisados, mostram $\text{Pb} > \text{Cr} > \text{Ni}$ em ordem decrescente, principalmente nas entrelinhas dos tratamentos

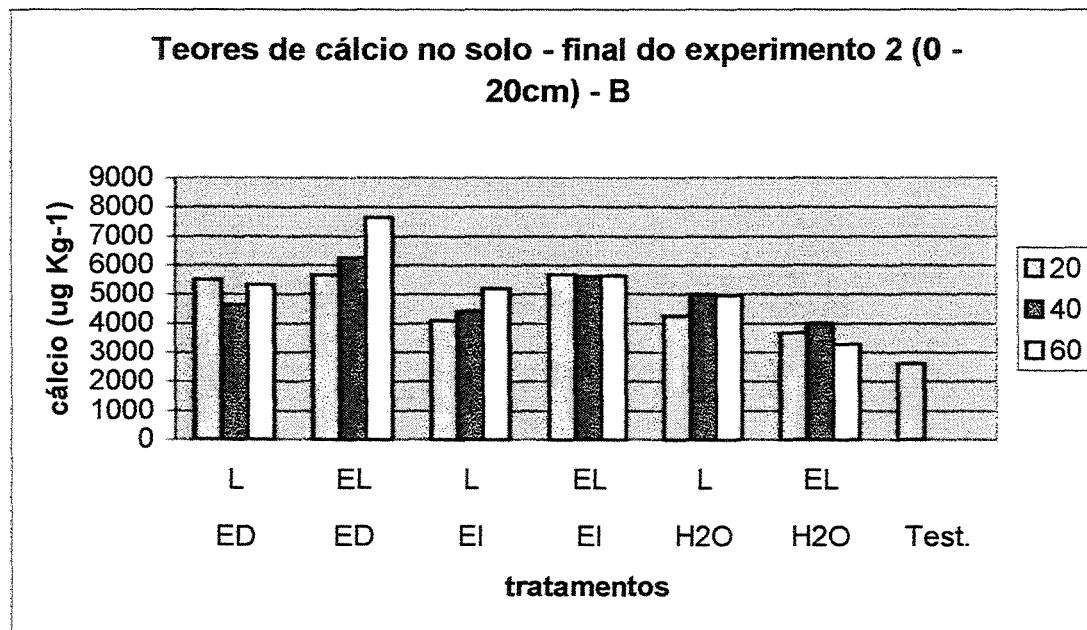
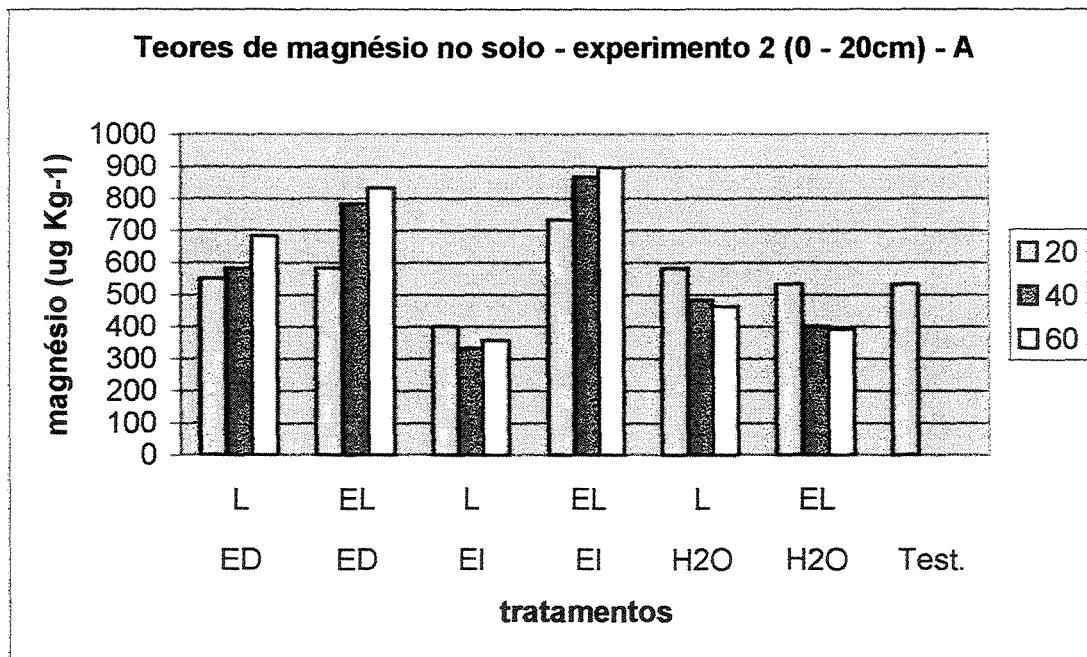


Figura 5.14. Teores de cálcio e magnésio no solo coletado após colheita do milho nas linhas e entrelinhas das parcelas. (2º experimento).

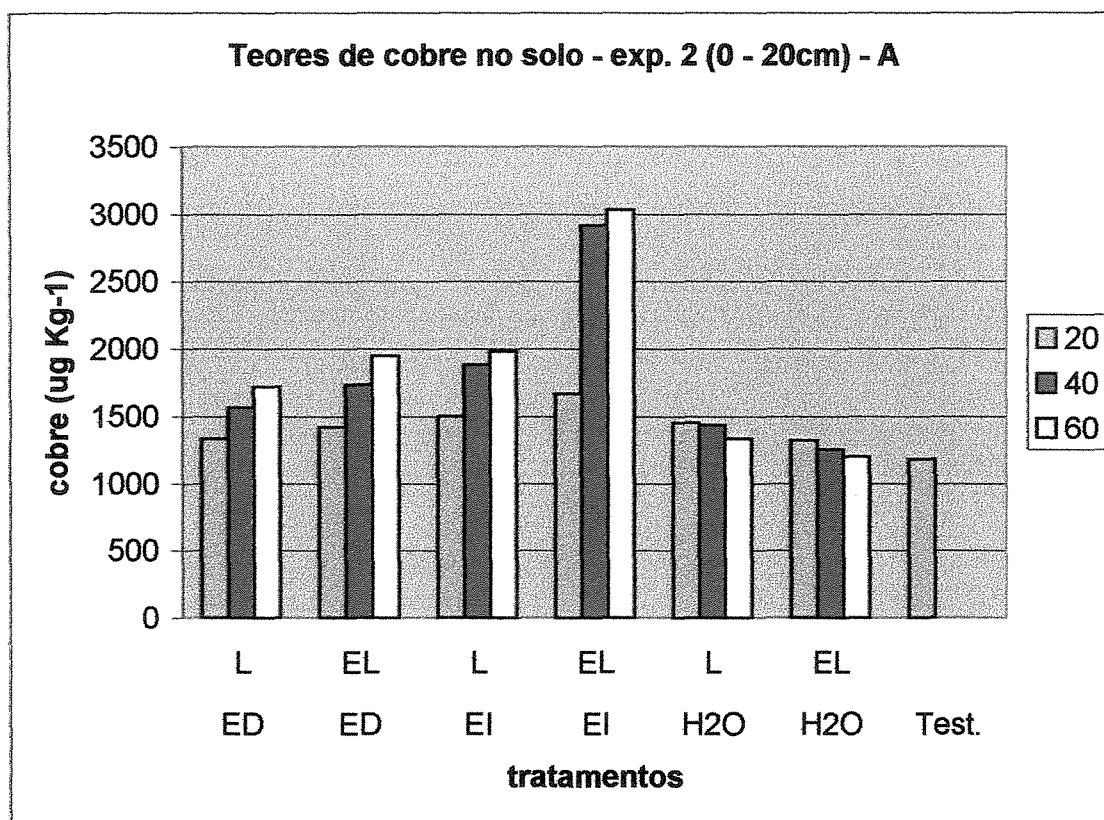


Figura 5.15. Teores de cobre no solo coletado após colheita do milho nas linhas e entrelinhas das parcelas (2º experimento).

com efluentes e nas linhas com água. Os teores do tratamento com efluente infetado superaram os demais, na ordem EI, ED e H₂O.

Para o tratamento testemunha os valores obtidos são inferiores a todos os tratamentos.

Para Na, os teores encontrados mostram os maiores resultados também para os efluentes, sendo os maiores valores segundo a ordem ED, EI e H₂O. Na Figura 5.16. são apresentados os resultados obtidos para Cr, Pb, Ni e Na.

5.9 Teor de sódio , RAS e PST

Os teores de Na trocável na água subterrânea aumentaram drasticamente com o tempo, do 1º experimento para o 2º, tanto para o tratamento ED como para o EI, com valores crescentes

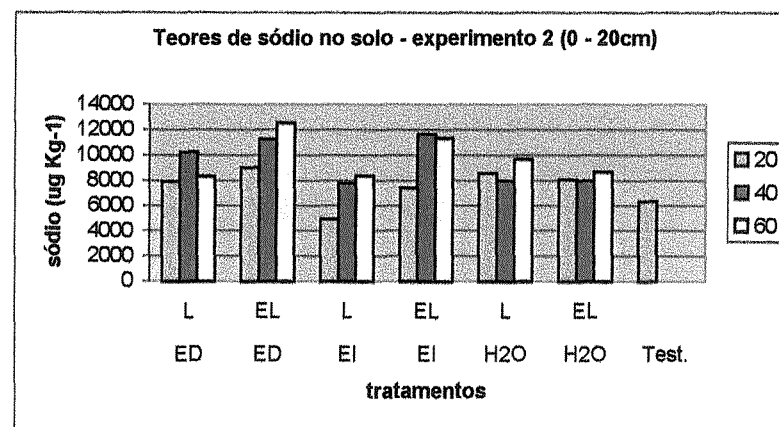
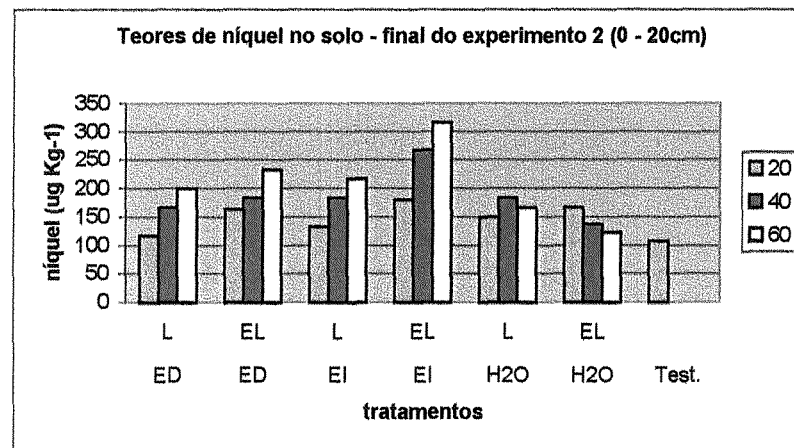
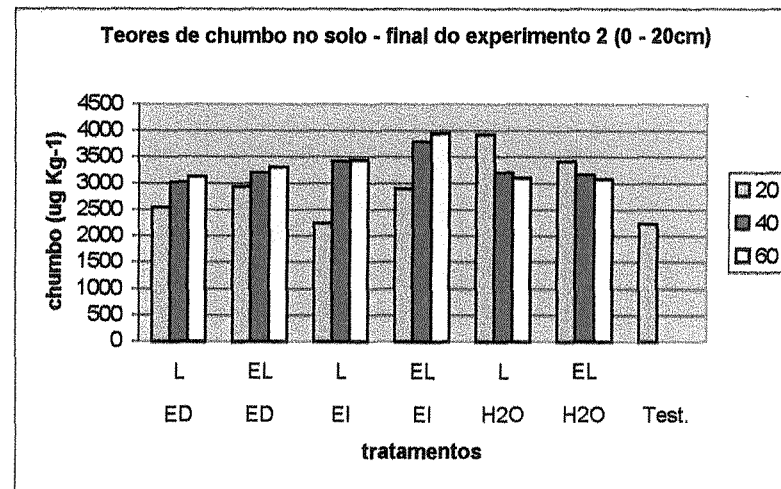
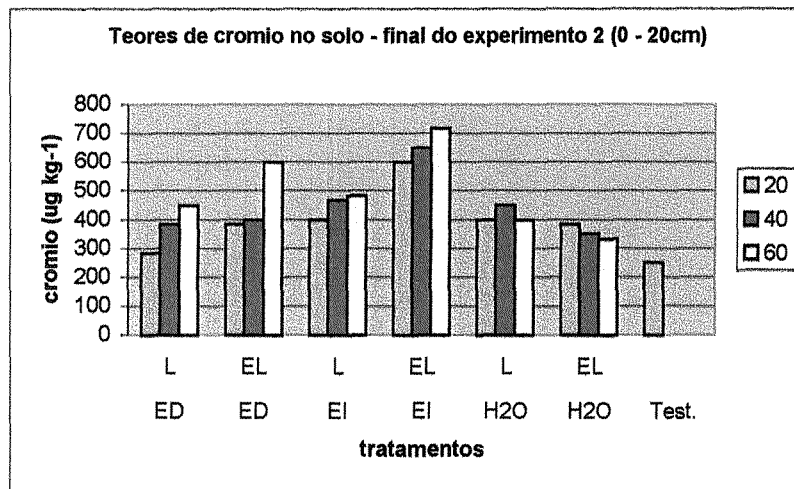


Figura 5.16. Teores de cromo, chumbo, níquel e sódio no solo coletado após colheita do milho nas linhas e entrelinhas das parcelas (2º experimento).

dentro de lâminas; já para o tratamento com água os valores decresceram com as lâminas. Essa resposta ocorre devido aos maiores teores do elemento encontrado nos efluentes, cuja aplicação vem de cinco safras agrícolas e que as concentrações de Na entre a água e os efluentes são mais pronunciadas, FALKINER & SMITH (1997). Embora devida importância deva ser dada à presença de Na no efluente e ao conseqüente aporte desse elemento no solo, os riscos de alterações da estrutura dos solos, propriamente ditos, são atribuídos à fonte de água para irrigação (água ou efluente) de acordo com os valores de RAS e CE que apresentam (AYERS & WESTCOT, 1985). A salinidade do solo, quando aumentada, reduz o potencial de sódio para dispersar partículas do solo, portanto, maior salinidade da água ou do efluente é desejável quando os valores de RAS são elevados.

Na Tabela 5.7 são apresentados os valores de Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e a Porcentagem de Sódio Trocável (PST) do solo nos dois experimentos (“período seco” e “período chuvoso”), após aplicação dos efluentes nas diversas lâminas estudadas, e aplicados nas linhas e entrelinhas das parcelas. Os resultados mostram valores superiores de RAS nas entrelinhas dentro dos dois experimentos e com valores pouco superiores no 2º experimento. Para PST são ligeiramente superiores também no 2º experimento. Os resultados para RAS e PST são baixos, não oferecendo riscos de sodificação com possível alteração de estrutura do solo e conseqüente redução da infiltração de água, ou os efluentes infetados e desinfetados. Considerando somente os valores de RAS, os resultados foram baixos para os efluentes, que foram pouco superiores a água. Isso pode ser explicado pelas concentrações de Ca e Mg da água e dos efluentes utilizados. Nos efluentes aplicados a concentrações de Na, foi superior nas amostragens do segundo experimento, na comparação com o 1º experimento. Os valores de PST foram também pouco superiores nas entrelinhas, quando comparados as linhas, mas com resultados bastante baixos, indicando que o solo que recebeu por diversos anos os efluentes, não apresenta tendência de sodificação em toda a área experimental. Aumentos da PST tem sido observados na literatura tanto para irrigação com água ou efluentes domésticos, mas para solos que apresentou altos valores de RAS (FALKINER & SMITH, 1997).

Tabela 5.7: Valores de Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e Porcentagem de Sódio Trocável de solo após irrigação com água ou efluente de esgoto.

Efluente	Lâmina	Amostragem	1º Experimento		2º Experimento	
			RAS	PST	RAS	PST
			mmol _c dm ⁻³		mmol _c dm ⁻³	
ED	20	L	0,11	0,04	1,17	0,43
		EL	1,41	0,50	1,30	0,74
	40	L	0,96	0,57	0,54	0,61
		EL	1,86	0,83	1,56	0,83
	60	L	1,70	0,93	1,25	0,55
		EL	1,31	0,68	1,59	0,74
EI	20	L	0,73	0,37	0,86	0,28
		EL	1,04	0,51	1,08	0,67
	40	L	1,01	0,58	1,29	0,45
		EL	1,34	0,59	1,68	0,79
	60	L	1,23	0,68	1,29	0,53
		EL	1,41	0,67	1,64	0,81
H ₂ O	20	L	0,72	0,37	1,44	0,56
		EL	0,85	0,48	1,45	0,50
	40	L	0,75	0,44	1,26	0,51
		EL	1,41	0,78	1,41	0,55
	60	L	0,69	0,41	1,59	0,66
		EL	1,14	0,48	1,64	0,71
Testemunha			1,01	0,48	1,12	0,41

6. CONCLUSÕES

A acidificação do solo ocorreu durante todo o período dos dois experimentos, após irrigação com água ou com os efluentes, sendo, no entanto, maior sob irrigação com os efluentes e com maior redução no esgoto infetado.

A sustentabilidade do uso dos efluentes de esgoto doméstico em agrossistemas depende do manejo adequado da irrigação, monitoramento das características do solo, da solução do solo e da cultura. Com base nos resultados, principalmente no 2º experimento, o acúmulo de Na no solo é um dos principais entraves para uso de efluentes na irrigação, mesmo em região de clima tropical, onde há remoção deste elemento devido às altas precipitações, como é o caso de Limeira-SP.

Na água subterrânea o sódio teve sua concentração bastante aumentada com valores que foram de 1 mg L^{-1} em média no 1º experimento para 30 mg L^{-1} mais ou menos no 2º experimento, em toda a área experimental, principalmente pelo fato de existir esses teores elevados tanto na água como nos efluentes domésticos.

O nitrato é lixiviado com mais intensidade na safra “das secas”, 1º experimento, onde houve um número maior de irrigação com os efluentes, sendo maior no esgoto infetado, chegando a valores superiores a 10 mg L^{-1} , valor limite na legislação, principalmente nas lâminas 40 e 60.

Os resultados de CE são bastante superiores no 1º experimento “das secas”, quando comparado ao 2º experimento “das águas”, os valores chegam a 100% de diferença, sendo os maiores obtidos com a aplicação do esgoto infectado.

De um modo geral, os teores de macronutrientes avaliados na água subterrânea mostraram resultados superiores no 2º experimento, com os maiores teores encontrados no esgoto infectado.

Para os micronutrientes Cu, Fe, Mn e Zn os teores encontrados nas amostras de água subterrânea mostram no 2º experimento os maiores teores para os tratamentos com os esgotos desinfetado e infectado, sendo que no tratamento irrigado com água, os maiores teores se encontram no 1º experimento.

Os teores dos íons metálicos pesados Pb, Ni e Cd mostram que os resultados são superiores no 2º experimento e que para Pb os valores se tornam preocupantes por um possível efeito acumulativo.

Os valores de RAS observados para água subterrânea mostram resultados muito superiores no 2º experimento, tanto para os tratamentos com água como para os efluentes utilizados, com os maiores valores para efluentes, indicando que nesse estudo, a irrigação com efluentes pode representar maior risco de alterações estruturais no solo, levando-se em consideração, também o aumento dos valores de Na no 2º experimento.

Os teores de PST do solo foram ligeiramente superiores no 2º experimento, mas com valores baixos, portanto, não deve ter ocorrido dispersão de argila na área experimental que recebeu irrigação com água e/ou efluentes.

As características da água subterrânea coletada nos poços subterrâneos instalados na área destinada à disposição dos efluentes apresentaram valores abaixo daqueles considerados críticos para águas com problemas de salinidade.

Apesar do maior volume de efluente empregado no 2º experimento, não há grandes variações entre as safras, o que demonstra que o solo possui boa capacidade de amorti

Os resultados permitem concluir que a aplicação dos efluentes via irrigação causou alguns impactos negativos aos atributos do solo e da água subterrânea da área destinada à aplicação do mesmo, na prática se apresenta como um meio viável de disposição dos efluentes, sem causar grandes problemas ao meio ambiente, proporcionando benefícios para a cultura, no que se refere à reposição de água ao solo em períodos de estiagem.

A contaminação por coliformes totais, segundo BURBARELLI (2004) ocorreu em amostras de todos os poços de monitoração durante o período analisado, tendo ocorrido também no poço de controle (P6).

A análise estatística dos dados mostrou diferença significativa entre o cenário água e o cenário efluente nos poços P5 e P10 no período chuvoso, confirmando a hipótese apresentada nos resultados de Enterococos. Isso pode ter ocorrido possivelmente devido à proximidade deste poço com parcelas de aplicação de efluente localizadas acima, causando um arraste de contaminação.

Em relação ao parâmetro E.Coli, ainda conforme BURBARELLI (2004), durante a estação chuvosa foram encontrados os maiores valores para este parâmetro, chegando a valores da ordem de 10^3 , inclusive nos poços P3 e P4, referentes ao cenário de aplicação de água. Isso provavelmente ocorreu pelo arraste provocado pela penetração da água da chuva no solo.

As análises estatísticas não mostraram diferenças significativas na comparação entre as médias dos poços dos cenários água e no cenário efluente, nem na estação seca e nem na estação chuvosa .

Com base na presença de *E.coli* nas amostras analisadas, a água não é adequada para o consumo. A portaria 518 (2004) determina a ausência de *E.coli* em 100 mL de amostra em água para consumo humano.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT, norma NBR 13895 “ Construção de poços de monitoramento e amostragem”, junho de 1997.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELOSO, A. C. X.; COSTA, L. M.; OLIVEIRA, C. “Mobilidade de Metais Pesados em Solo Tratado com Resíduo Siderúrgico Ácido” R. Brás. Ci. Solo, v. 22, p. 345-353, 1998.

ANJOS, A. R. M.; MATTIAZZO, M.E. “Lixiviação de Íons Inorgânicos em Solos Repetidamente Tratados com Bissólido”. R. Brás. Ci. Solo, v. 24, p. 927-938, 2000.

AIERS, R.S., WESTCOT, D.W. A Qualidade da Água na Agricultura – Tradução de H.R. GHEYI, J.F. MEDEIROS, F.A.V. DAMASCENO. Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande, UFDB. 1991.

BEAR, J. “ Dynamics of Fluids in Porous Media”, American Elsevier Publishing Company, Inc., 1972, U.S. 764 pp.

BERTI, W.R.; JACOBS L.W. “Distribution of Trace Elements In Soil From Repetead Sewage Sludge Applications” J.Environ. Qual., v .27, p. 1280 –1286, 1998.

BERTONCINI, E. I.; MATTIAZZO, M. E. “Lixiviação de Metais Pesados em Solos Tratados com Lodo de Esgoto” R. Brás. Ci. Solo, v. 23, p. 737-744, 1999.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria dos Recursos Hídricos. Outorga de Direito de Uso de Recursos Hídricos. Acesso em: 28.03.2001a.

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resoluções do CNRH. 4p. Acesso em: 21.05.2001d.

CAMARGO, O. A. et. al. "Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas." Campinas: Instituto Agronômico, 94 p., 1986 (Boletim Técnico 106).

CAMOBRECO, V. J.; RICHARDS, B.K.; STEENHUIS, T.S.; PEVERLY, J.H.; McBRIDE, M.B. "Movement of Heavy Metals Through Undisturbed and Homogenized Soil Columns" Soil Sci., v. 161, p. 740-750, 1996.

CETESB – Companhia Estadual de Tecnologia e Saneamento Ambiental. "Relatório de Qualidade das Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo" – (Série Relatórios / CETESB, ISSN 0103-4103) São Paulo: CETESB. 2001. 96p.

CHERNICHARO, C.A.L. et al. "Pós – Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios" Prosab , 544p, ABES - 2001.

CORAUCCI FILHO, B. et al. "Aplicação no Solo de Água Residuária Cítrica Contendo Óleo Essencial Utilizando a Técnica de Irrigação por Sulcos de infiltração." In: I Simposio Latino Americano de Tratamiento y Reuso del Agua. Cidade do México-DF, México , 1998.

CORAUCCI FILHO, B. et al. Bases Conceituais da Disposição Controlada de Águas Residuárias no Solo (Capítulo 13). In: CAMPOS, J.R. Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbico e Disposição Controlada no Solo. FINEP/CNPq/PROSAB. p.321-356, 1999a.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA (DAEE). Estudo de Águas Subterrâneas. Região Administrativa 5 – Campinas. DAEE/SOMA/S.P. São Paulo 2v. 1982.

DOMENICO, P.A. & SCHWARTZ, F.W. "Physical and Chemical Hydrogeology". John Wiley & Sons, Inc., Singapore. 1990.

EATON, A. D.; CLESCERI, L.S.; GRENNBERG, A.E. "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" 19 ed. Washington: APHA, AWWA, WEF, 1082p., 1995.

ELBACHÁ, A. T. "Estudo da Influência de Alguns Parâmetros no Transporte de Massa em Solos Argilosos", Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil – PUC-Rio. 178p, 1989.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa em Agropecuária "Serviço Nacional de Levantamento e Conservação do Solo. Definição e Notação de Horizontes e Camadas do Solo." 22 ed. Rev. Atual, Rio de Janeiro, 54 p. 1988 (Documento 3).

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa em Agropecuária "Sistema Brasileiro de Classificação de Solos", 412 p. 1998.

EMBRAPA, Recursos Genéticos e Biotecnologia, "As Muitas Utilizações do Milho são Mostradas em Feira Botânica", Página Rural, 27/06/2003. www.paginarural.com.br

FALKINER, R.A.; SMITH, C.J. Changes in Soils Chemistry in Effluent – Irrigated Pinus Radiata and Eucalyptus Granois. Australian Journal of Soil, v.35, p. 131-147, 1997.

FEITOSA, F.A.C., MANOEL FILHO, J. "Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações" Fortaleza: CPRM, Labhid – UFPE, 412p: il, 1997.

FERREIRA, L.M.R. "A Prática de disposição de Efluentes Domiciliares in Situ e os Impactos nas Águas Subterrâneas. Estudo de Caso: Município de Campinas, São Paulo". Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências. Universidade de São Paulo, 136p., 1999.

FETTER, C.W., Applied Hydrogeology, , Merrill Publishing Company, Toronto, available from National Ground Water Association 3rd Edition, 1994.

FREEZE, R.A. & CHERRY, J.A. "Groundwater." Prentice-Hall. New Jersey, USA. 604p. 1979.

GOLDEMBERG, J. Secretaria do Estado do Meio Ambiente - "Relatório de Qualidade das Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo" – (Série Relatórios / CETESB, ISSN 0103-4103) São Paulo: CETESB. 2001. 96p.

GORANDER, L. "Métodos de Análise" Varian Techtron Pty. (publication nº 85100317 – 00), 315 p., 1979.

HAGER, F. P. V. "Gestão Integrada de Recursos Hídricos Subterrâneos e Superficiais – Exemplo das sub-bacias da Billings e Tamanduateí, Bacia do Alto Tietê, São Paulo." São Paulo, SP, 2000. 172 p. Dissertação (mestrado). Instituto de Geociências da Universidade São Paulo, 2000.

HARUVY, N. Wastewater irrigation decision-making: farm sector interests versus the nation's. **International Water & Irrigation Review**. v.17, n.4, p24-26, 28-31, 33-34. International Water & Irrigation Review. Tel Aviv. 1997.

IG/CETESB/DAEE. "Mapeamento da Vulnerabilidade e Risco de Poluição das Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo. São Paulo: SMA, 1997. 2v, 29 cm.. v. 144 p. v. 2 mapas. (Série Documento).

INSTITUTO GEOLÓGICO (IG). Subsídios para o Planejamento Regional e Urbano do Meio Físico na Porção Média da Bacia do Rio Piracicaba, S.P. IG/SMA. São Paulo. 4v., 1995.

LAGERWERFF, J. V. "Effects of Incubation and Liming on Yeld and Heavy Metal Uptake by Rye from Sewage Sludge Soil." J. Environ. Qual., U.6, p. 427 – 31, 1977.

MANCUSO, P. C. S. SANTOS, H. F. "Reúso de Água" Barueri, S.P., Manole, 2003.

MATOS, A.T.; FONTES, M.P.F., JORDÃO C.P.; COSTA da, L.M. "Mobilidade e Formas de Retenção de Metais Pesados em Latossolo Vermelho-Amarelo" R. Bras. Ci. Solo, v.20, p. 379-386, 1996.

McBRIDE, M.B.; RICHARDS, B.K.; STEENHUIS, T.; RUSSO, J.J.; SAÚVE S. "Mobility and Solubility of Toxic Metals and Nutrients In Soil Fifteen Years After Sudge Aplicattion" Soil Sci, v. 162, p. 487-500, 1997.

MINISTÉRIO DA SAÚDE, Portaria nº 1469, de 29 de dezembro de 2000.

MIRANDA NETO, M. I., "Investigação Geoambiental em Área de Mangue na Baía de Guanabara Contaminada com Resíduos Industriais" VII, 273 p COPPE/UFRJ, M. Sc., Engenharia Civil, Rio de Janeiro, 2002.

MONARCA, S. et al. "The Influence of Different Disinfectants on Mutagenicity and Toxicity of Urban Wastewater.", Water Research, v. 34, n. 17, p. 4261-4269.2000.

OLIVEIRA, F.C.; MATIAZZO, M. E. "Efeitos de Aplicações Sucessivas de Lodo de Esgoto em um Latossolo Amarelo Distrófico Cultivado com Cana-de-Áçúcar" Sci. Agric., v. 58, p. 807-812, 2001b.

OMS – Organização Mundial da Saúde, "Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture" Techinal Report Series 778, Geneva 1989.

PAGANINI, W. S. "Disposição de Esgotos no Solo: Escoamento à Superfície. São Paulo, Fundo Editorial da AESABESP, 1997.

PROSAB – Programa de Saneamento Básico "Desinfecção de Efluentes Sanitários", Ricardo Franci (coordenador) – ABES, Rio de Janeiro, 438p.:il. 2003.

PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. "Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo" José Roberto Campos (coordenador). Rio de Janeiro: ABES, 1999.

RAIJ, B. van. Fertilidade do Solo e Adubação. Piracicaba, SP: POTAFÓS, 343p. 1991.

RAIJ, B. van et al. “Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. Campinas: Instituto Agrônômico, 1996, (Boletim Técnico, 100).

RAIJ, B. Van et. al. “Análise Química do Solo para Fins de Fertilidade”, Campinas, Fundação Cargill, 170 p., 1987.

RENGASAMY, P.; OLSSON, K.A. Sodicity and Soil Structure. Australian Journal of Agriculture Research, v.29, p.935-952, 1991.

RENGASAMY, P.; OLSSON, K.A. Irrigation and Sodicity – Australian Journal of Agriculture Research, v.31, p. 821-837, 1993.

RODRIGO, C. B. **“Avaliação Microbiológica e Físico-Química da Água Subterrânea e do Solo em Área Irrigada com Efluente de Lagoa de Estabilização”** Campinas: Faculdade de Engenharia Civil – UNICAMP, 2004. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Civil, UNICAMP, 86 p., 2004.

ROWE, R. K., QUIGLEY, R.M. & BOOKER, J.R. Clayey Barrier System for Waste Disposial Facilities, E&FN Spon, London. 390 pp. 1995.

SARRUGE, J.R.; HAAG, H.P. “Análises Químicas em Plantas” Piracicaba, ESALQ/USP, 56 p., 1974.

SOUSA, S. B. S. “Reuso do Efluente Doméstico de Uma Lagoa Anaeróbia Utilizando um Sistema de Irrigação por Sulcos”, Campinas, S.P.: [s.n.], 2004.

TEIXEIRA, W. et al. “Decifrando a Terra.” – São Paulo : Oficina de Textos, 2000. Reimpressão 568p p558, 2001.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). “Alternative Disinfectants and oxidants guidance manual”. April 1999.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). "Guidelines for Water Reuse" Technology Transfer Manual n. EPA / 625 / R-92 / 004, Washington, 1992.

VIEIRA, D.B. **As Técnicas de Irrigação**. 2.ed. São Paulo. Globo. 1995.

VIEIRA, D. B. Curs Aprofitament Agrícola dels Recursos Hidrics de Lês Conques. Solsona: Universitat de Lleida, 1999.

WHITE, J.C. Stand Book of Chlorination. Ed. Van Nostrand Reinhold, 2^a ed., CIA. Inc. N.Y., 1070p. 1986.

WHITE, J. C. "Handbook of chlorination and Alternative Disinfectants". Ed. John Wiley & Sons, INC. 4^o ed. 1569p. 1999.

WILLIAMS, D.E.; VLAMIS, J.; PUKITE, A.H.; COREY, J.E. "Metal Movement In Sludge Amended Soils: A Nine Year Study" Soil. Sci., v. 143, p. 124-131, 1987.

XU, P. et al. "Wastewater disinfection by ozone: main parameters for process design". Water Research, v. 36, p. 1043-1055.2002.

8. APÊNDICE

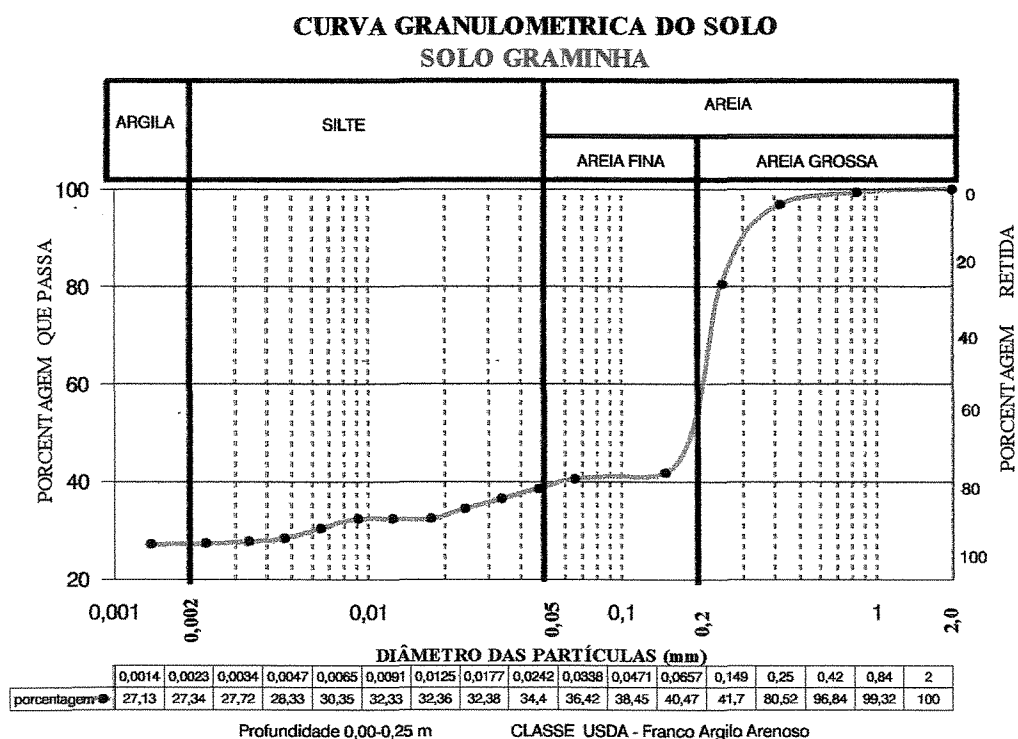


Figura 8.1- Curva Granulométrica do solo em estágio natural, na camada de 0,00 – 0,25 m.

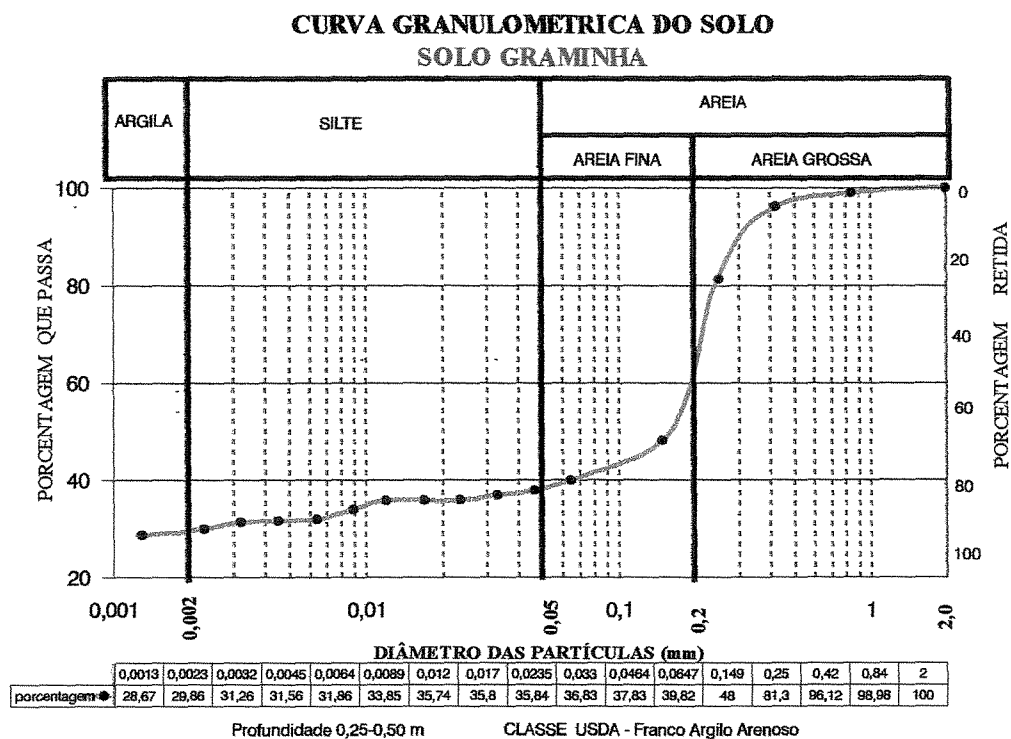


Figura 8.2 - Curva Granulométrica do solo em estágio natural, na camada de 0,25 – 0,50 m.

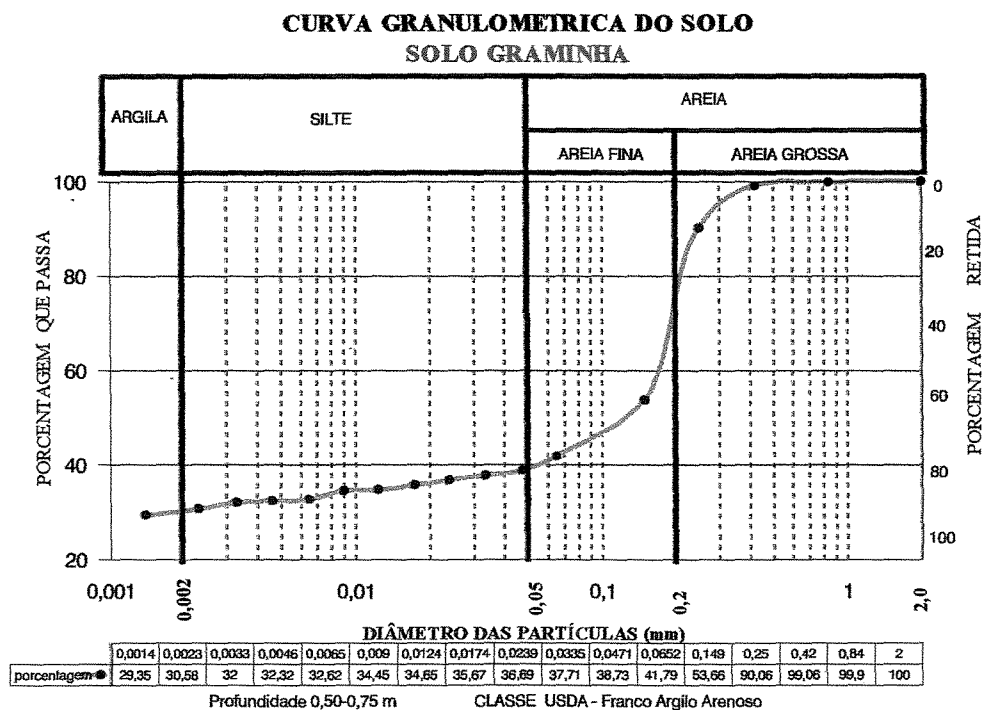


Figura 8.3 - Curva Granulométrica do solo em estágio natural, na camada de 0,50 – 0,75 m.

	DIÂMETRO DAS PARTÍCULAS (mm)																
	0,0013	0,0021	0,0029	0,0041	0,0057	0,008	0,0107	0,0152	0,0208	0,0291	0,0404	0,0567	0,149	0,25	0,42	0,84	2
porcentagem	47,41	49,66	50,68	52,72	54,77	55,79	57,43	57,83	58,85	59,88	61,92	62,94	68	89,18	98,84	99,94	100

CLASSE USDA - Franco Argilo Arenoso

117

Tabela 8.1. Valores de F da análise de variância para efluente, lâmina e interação e médias de cada combinação de efluente e lâmina. (1º experimento – 1ª amostragem – água).

F		NO ₃ ⁻	pH	CE	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	Na
Efluente		140,67**	36,62**	165,55**	2,07 ^{NS}	83,13**	13,78**	95,37**	8,62**	112,13**	7,68**	-	1,10 ^{NS}	94,50**	1,75 ^{NS}	-
Lâmina		14,33**	16,02**	155,30**	7,47**	16,87**	5,44*	65,37**	7,47**	564,13**	4,41 ^{NS}	-	1,15 ^{NS}	28,50**	0,25 ^{NS}	-
Int. ExL		139,94**	24,49**	148,90**	3,07 ^{NS}	13,52**	15,11**	29,56**	8,54**	609,83**	5,64*	-	1,01 ^{NS}	8,25**	0,25 ^{NS}	-
Efluente	Lâmina	Médias														
ED	20	2,27	5,40	41,50	13,33	0,00	20,00	66,67	190,00	173,33	3,33	0,00	180,00	0,00	10,00	-
ED	40	5,27	5,10	83,53	13,33	0,00	23,33	86,67	583,34	163,33	6,67	0,00	133,33	0,00	10,00	-
ED	60	5,90	5,23	96,57	33,33	13,33	36,67	83,33	566,67	366,67	10,00	0,00	206,67	10,00	6,67	-
EI	20	6,20	4,27	74,23	10,00	16,67	26,67	13,33	283,33	156,67	13,33	0,00	200,00	10,00	6,67	-
EI	40	9,00	4,97	107,97	26,67	93,33	43,33	46,67	330,00	283,33	43,33	0,00	200,00	13,33	6,67	-
EI	60	7,77	5,03	115,43	26,67	110,00	43,33	80,00	286,67	456,66	13,33	0,00	176,67	26,67	6,67	-
H ₂ O	20	8,53	4,97	106,80	10,00	3,33	40,00	73,33	440,00	486,67	6,67	0,00	153,33	0,00	10,00	-
H ₂ O	40	1,77	4,40	99,47	20,00	6,67	10,00	76,67	383,33	143,33	10,00	0,00	170,00	0,00	10,00	-
H ₂ O	60	5,47	5,17	78,97	13,33	0,00	23,33	76,67	423,33	266,67	26,67	0,00	153,33	0,00	10,00	-
Testemunha		4,70	5,00	50,90	10,00	25,00	26,33	70,00	450,00	300,00	30,00	0,00	170,00	50,00	10,00	-

Tabela 8.2. Valores de F da análise de variância para efluente, lâmina e interação e médias de cada combinação de efluente e lâmina. (1º experimento – 2ª amostragem – água).

F		NO ₃ ⁻	pH	CE	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	Na
Efluente		11,47**	219,10**	176,85**	7,48 ^{NS}	82,16**	18,50**	1,75 ^{NS}	26,92**	37,28**	249,75**	-	3,43 ^{NS}	14,78**	-	-
Lâmina		51,24**	274,30**	527,08**	31,90**	29,42**	38,00**	7,75**	23,95**	1013,47**	9,75**	-	25,61**	8,78**	-	-
Int. ExL		30,42**	69,25**	331,06**	9,66**	43,95**	22,00**	2,88 ^{NS}	38,07**	505,49**	4,12 ^{NS}	-	4,09 ^{NS}	7,44**	-	-
Efluente	Lâmina	Médias														
ED	20	3,20	5,57	42,30	23,33	16,67	10,00	0,00	243,33	113,33	0,00	0,00	60,00	10,00	0,00	-
ED	40	6,97	4,80	82,40	36,67	46,67	30,00	0,00	493,33	270,00	0,00	0,00	70,00	16,67	0,00	-
ED	60	6,67	5,10	108,43	36,67	76,67	40,00	3,33	350,00	490,00	0,00	0,00	83,33	10,00	0,00	-
EI	20	5,20	4,47	63,10	13,33	40,00	20,00	0,00	176,67	80,00	30,00	0,00	33,33	16,67	0,00	-
EI	40	8,67	4,40	118,13	46,67	86,67	46,67	0,00	623,33	270,00	33,33	0,00	70,00	16,67	0,00	-
EI	60	6,13	4,80	112,03	93,33	110,00	50,00	13,33	15203,33	530,00	46,67	0,00	86,67	43,33	0,00	-
H ₂ O	20	7,87	5,27	100,63	26,67	56,67	40,00	0,00	3800,00	280,00	0,00	0,00	53,33	10,00	0,00	-
H ₂ O	40	8,03	4,20	105,53	46,67	13,33	46,67	3,33	6203,33	500,00	3,33	0,00	56,67	13,33	0,00	-
H ₂ O	60	4,37	5,03	75,47	50,00	16,67	26,67	3,33	2746,67	230,00	60,67	0,00	70,00	16,63	0,00	-
Testemunha		1,80	4,50	58,20	25,00	25,00	25,00	0,00	2210,00	205,00	0,00	0,00	50,00	10,00	0,00	-

Tabela 8.3. Valores de F da análise de variância para efluente, lâmina e interação e médias de cada combinação de efluente e lâmina. (1º experimento – 3ª amostragem – água).

F		NO ₃ ⁻	PH	CE	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	Na
Efluente		32,80**	1,71 ^{NS}	612,25**	41,79**	78,29**	19,78**	5,79*	670,19**	1933,39**	15,56**	-	4,25 ^{NS}	7,39**	0,00 ^{NS}	-
Lâmina		38,63**	129,42**	1465,55**	12,58**	113,19**	35,25**	5,19*	741,44**	10886,50**	37,96**	-	0,96 ^{NS}	1,96 ^{NS}	0,00 ^{NS}	-
Int. ExL		26,57**	46,04**	89,98**	2,46 ^{NS}	25,15**	5,00 ^{NS}	4,15 ^{NS}	1781,18**	1152,38**	9,17**	-	1,02 ^{NS}	12,02**	0,00 ^{NS}	-
Efluente	Lâmina	Médias														
ED	20	2,30	5,10	47,55	0,00	0,00	10,00	0,00	35,00	50,00	20,00	0,00	125,00	25,00	0,00	-
ED	40	5,40	4,70	90,60	0,00	0,00	20,00	0,00	40,00	170,00	30,00	0,00	70,00	10,00	0,00	-
ED	60	7,65	4,70	116,75	10,00	25,00	30,00	0,00	30,00	450,00	40,00	0,00	115,00	10,00	0,00	-
EI	20	6,10	4,25	66,40	10,00	0,00	20,00	0,00	0,00	50,00	20,00	0,00	115,00	0,00	0,00	-
EI	40	13,10	4,50	124,70	20,00	30,00	40,00	0,00	70,00	230,00	40,00	0,00	150,00	20,00	0,00	-
EI	60	8,0	5,15	129,10	25,00	50,00	40,00	15,00	1445,00	315,00	90,00	0,00	130,00	25,00	0,00	-
H ₂ O	20	7,30	5,20	113,60	0,00	0,00	20,00	0,00	3390,00	190,00	30,00	0,00	130,00	30,00	0,00	-
H ₂ O	40	7,70	4,35	116,95	0,00	0,00	25,00	0,00	40,00	390,00	25,00	0,00	145,00	20,00	0,00	-
H ₂ O	60	2,20	5,30	156,30	0,00	0,00	20,00	0,00	40,00	320,00	40,00	0,00	140,00	30,00	0,00	-
Testemunha		1,60	4,80	88,50	0,00	0,00	10,00	0,00	40,00	125,00	20,00	0,00	50,00	30,00	0,00	-

Tabela 8.4. Valores de F da análise de variância para efluente, lâmina e interação e médias de cada combinação de efluente e lâmina. (1º experimento – 4ª amostragem – água).

F		NO ₃ ⁻	PH	CE	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	Na
Efluente		115,88**	23,40**	373,21**	4,95*	14,99**	13,93**	-	13,66**	424,32**	16,62**	-	248,64**	44,62**	-	-
Lâmina		103,66**	15,12**	250,83**	8,80**	30,67**	6,85**	-	32,41**	513,13**	6,78**	-	18,20**	2,22 ^{NS}	-	-
Int. ExL		66,40**	13,61**	133,71**	1,33 ^{NS}	2,62 ^{NS}	7,30**	-	14,75**	171,38**	2,74 ^{NS}	-	5,42*	1,96 ^{NS}	-	-
Efluente	Lâmina	Médias														
ED	20	5,27	4,87	63,93	13,33	90,00	20,00	0,00	73,33	186,67	0,00	0,00	96,67	0,00	0,00	-
ED	40	7,10	5,03	98,77	16,67	96,67	23,33	0,00	173,33	203,33	0,00	0,00	106,67	0,00	0,00	-
ED	60	7,00	4,65	103,30	20,00	115,00	30,00	0,00	280,00	535,00	25,00	0,00	140,00	0,00	0,00	-
EI	20	5,47	4,27	59,90	0,00	106,67	23,33	0,00	136,67	80,00	13,33	0,00	13,33	13,33	0,00	-
EI	40	10,83	4,23	121,10	10,00	143,33	36,67	0,00	146,67	280,00	16,67	0,00	23,33	16,67	0,00	-
EI	60	11,20	4,80	102,30	13,33	196,67	46,67	10,00	2366,67	350,00	26,67	0,00	40,00	26,67	10,00	-
H ₂ O	20	7,10	4,70	127,27	10,00	93,33	36,67	0,00	280,00	390,00	0,00	0,00	73,33	0,00	0,00	-
H ₂ O	40	8,07	4,33	107,60	10,00	123,33	33,33	0,00	366,67	413,33	0,00	0,00	63,33	0,00	0,00	-
H ₂ O	60	5,33	5,03	142,13	26,67	186,67	30,00	0,00	690,00	426,67	0,00	0,00	73,33	0,00	0,00	-
Testemunha		3,10	4,70	67,20	15,00	130,00	20,00	0,00	325,00	230,00	0,00	0,00	170,00	0,00	0,00	-

Tabela 8.5. Valores de F da análise de variância para efluente, lâmina e interação e médias de cada combinação de efluente e lâmina. (1º experimento – 5ª amostragem – água).

F		NO ₃ ⁻	pH	CE	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	Na
Efluente		516,37**	11,51**	149,01**	72,20**	2,72 ^{NS}	0,80 ^{NS}	-	16,24**	97,82**	7,36**	-	291,22**	27,07**	30,33**	-
Lâmina		268,79**	1,28 ^{NS}	972,47**	32,70**	2,90 ^{NS}	1,40 ^{NS}	-	10,95**	1110,62**	5,18*	-	23,75**	6,50*	22,33**	-
Int. ExL		251,66**	15,34**	209,13**	4,35*	2,42 ^{NS}	6,20**	-	32,94**	149,12**	3,95 ^{NS}	-	20,86**	26,21**	1,33 ^{NS}	-
Efluente	Lâmina	Médias														
ED	20	3,50	5,33	37,30	10,00	383,33	100,00	0,00	796,67	316,67	133,33	0,00	13,33	266,67	0,00	-
ED	40	3,57	5,80	84,77	25,00	466,67	100,00	0,00	3300,00	466,67	183,33	0,00	26,67	183,33	0,00	-
ED	60	8,30	4,53	96,63	50,00	533,33	150,00	0,00	916,67	2400,00	233,33	0,00	50,00	200,00	10,00	-
EI	20	5,63	4,57	45,53	66,67	416,67	100,00	0,00	950,00	233,33	166,67	0,00	400,00	200,00	6,67	-
EI	40	10,67	4,50	108,67	133,33	483,33	133,33	0,00	1500,00	1250,00	166,67	0,00	500,00	500,00	13,33	-
EI	60	10,47	4,90	102,67	166,67	606,67	150,00	0,00	6733,33	1850,00	216,67	0,00	916,67	316,67	20,00	-
H ₂ O	20	7,83	5,27	87,17	50,00	566,67	150,00	0,00	2093,33	1050,00	266,67	0,00	30,00	283,33	0,00	-
H ₂ O	40	7,63	4,43	81,27	50,00	583,33	133,33	0,00	850,00	1533,33	200,00	0,00	20,00	233,33	0,00	-
H ₂ O	60	6,40	5,20	103,33	100,00	500,00	100,00	0,00	816,67	1833,33	233,33	0,00	16,67	250,00	6,67	-
Testemunha		2,40	4,90	49,27	25,00	425,00	100,00	0,00	1860,00	750,00	150,00	0,00	25,00	250,00	0,00	-

Tabela 8.6. Valores de F da análise de variância para efluente, lâmina e interação e médias de cada combinação de efluente e lâmina. (1º experimento – 6ª amostragem – água).

F		NO ₃ ⁻	pH	CE	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	Na
Efluente		104,36**	21,98**	18,80**	4,00 ^{NS}	2,10**	11,17**	-	12,46**	135,33**	9,08**	-	21,44**	9,33**	24,50**	7,40**
Lâmina		92,57**	17,38**	342,33**	10,86**	44,10**	40,17**	-	4,33 ^{NS}	1181,58**	3,58 ^{NS}	-	73,94**	9,33**	0,50 ^{NS}	25,70**
Int. ExL		45,47**	19,68**	125,27**	2,29 ^{NS}	37,65**	10,92**	-	3,95 ^{NS}	154,49**	8,71**	-	17,69**	9,33**	0,50 ^{NS}	29,24**
Efluente	Lâmina	Médias														
ED	20	3,37	5,37	35,00	0,00	10,00	3,33	0,00	176,67	80,00	0,00	0,00	73,33	0,00	0,00	1016,67
ED	40	6,57	5,10	100,93	0,00	43,33	26,67	0,00	410,00	176,67	10,00	0,00	36,67	0,00	0,00	3803,33
ED	60	7,37	4,63	99,33	13,33	53,33	30,00	0,00	90,00	493,33	13,33	0,00	100,00	13,33	0,00	1193,33
EI	20	5,40	4,73	47,23	0,00	10,00	10,00	0,00	436,67	53,33	0,00	0,00	16,67	0,00	6,67	1236,67
EI	40	11,10	4,60	109,90	10,00	46,67	36,67	0,00	1160,00	253,33	20,00	0,00	43,33	0,00	6,67	1796,67
EI	60	11,07	5,06	110,47	16,67	66,67	36,67	0,00	680,00	340,00	26,67	0,00	80,00	0,00	10,00	2010,00
H ₂ O	20	7,50	5,50	90,63	0,00	53,33	30,00	0,00	4250,00	226,67	30,00	0,00	53,33	0,00	0,00	1360,00
H ₂ O	40	7,37	5,33	72,50	3,33	33,33	33,33	0,00	3080,00	336,67	20,00	0,00	43,33	13,33	0,00	1156,00
H ₂ O	60	6,03	4,80	94,27	3,33	33,33	26,67	0,00	283,33	363,33	13,33	0,00	66,67	6,67	0,00	1813,33
Testemunha		5,10	5,05	47,70	0,00	0,00	10,00	0,00	1050,00	160,00	10,00	0,00	115,00	10,00	0,00	916,67

Tabela AN 8.7. Valores de F da análise de variância para efluente, lâmina e interação e médias de cada combinação de efluente e lâmina. (1º experimento – 7ª amostragem – água).

F		NO ₃ ⁻	pH	CE	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	Na
Efluente		193,49**	13,32**	21,55**	27,53**	51,64**	52,75**	-	45,80**	36,71**	31,44**	-	15,03**	-	-	138,60**
Lâmina		103,95**	6,37**	434,14**	3,45 ^{NS}	12,68**	3,25 ^{NS}	-	38,28**	1478,65**	23,11**	-	4,23*	-	-	267,31**
Int. ExL		144,66**	21,27**	188,26**	9,81**	39,13**	14,87**	-	77,30**	343,24**	12,78**	-	9,42**	-	-	186,30**
Efluente	Lâmina	Médias														
ED	20	4,40	5,20	39,03	10,00	20,00	50,00	0,00	383,33	433,33	23,33	0,00	66,67	0,00	0,00	506,67
ED	40	6,70	5,60	102,83	20,00	20,00	50,00	0,00	950,00	833,33	10,00	0,00	20,00	0,00	0,00	1888,67
ED	60	7,27	4,77	95,07	60,00	26,67	83,33	0,00	216,67	2150,00	16,67	0,00	66,67	0,00	0,00	876,67
EI	20	5,07	4,53	51,63	50,00	50,00	83,33	0,00	250,00	400,00	30,00	0,00	50,00	0,00	0,00	576,67
EI	40	11,17	4,53	106,60	150,00	50,00	183,33	0,00	933,33	1233,33	30,00	0,00	133,33	0,00	0,00	768,33
EI	60	10,73	5,10	90,87	133,33	166,67	166,67	0,00	1100,00	1450,00	33,33	0,00	166,67	0,00	0,00	788,33
H ₂ O	20	7,87	6,00	93,60	83,33	166,67	100,00	0,00	4733,33	816,67	63,33	0,00	116,67	0,00	0,00	635,00
H ₂ O	40	5,53	4,40	81,40	23,33	66,67	50,00	0,00	583,33	1033,33	23,33	0,00	66,67	0,00	0,00	731,67
H ₂ O	60	5,50	5,37	86,47	40,00	50,00	50,00	0,00	283,33	1100,00	26,67	0,00	83,33	0,00	0,00	991,67
Testemunha		2,15	5,00	44,10	25,00	50,00	75,00	0,00	650,00	625,00	50,00	0,00	50,00	0,00	0,00	485,00

Tabela 8.8. Médias de cada combinação de efluentes e lâminas da análise química da água subterrânea para NO_3^- , pH, CE, RAS, macronutrientes, micronutrientes e alguns íons metálicos pesados. (1º experimento – média de 7 amostragens).

Efluente	Lâmina	NO ₃ ⁻ mg L ⁻¹	pH	CE μS m ⁻¹	RAS mmol _e L ⁻¹	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	Na
						μg L ⁻¹											
ED	20	2,72	5,27	43,80	0,59	9,99	75,14	30,47	9,52	271,11	193,33	25,71	–	87,57	43,00	1,43	761,67
	40	5,94	5,16	91,96	0,67	15,95	96,19	39,04	12,38	850,00	326,19	34,28	–	96,19	30,00	2,43	963,50
	60	7,16	4,66	102,29	0,62	31,90	120,47	57,14	12,38	350,00	983,57	48,33	–	108,71	32,85	2,85	1035,00
EI	20	5,58	4,44	58,29	0,48	21,40	92,28	40,47	1,90	323,33	150,47	39,04	–	118,28	34,28	2,85	906,67
	40	10,65	4,54	113,86	0,71	42,38	133,33	74,28	6,67	720,47	542,85	35,71	–	159,99	80,95	3,81	1282,50
	60	9,34	4,98	108,98	0,69	67,85	186,67	76,19	16,90	3973,57	755,95	64,76	–	228,69	60,62	6,66	1399,17
H ₂ O	20	7,71	5,28	102,81	0,59	25,71	134,28	59,52	10,47	2723,80	491,43	56,67	–	87,14	46,19	1,43	997,50
	40	6,58	4,49	94,96	0,59	21,90	118,09	47,38	11,42	1643,80	607,14	40,23	–	81,00	39,99	1,43	943,84
	60	5,04	5,13	105,28	0,59	30,95	112,38	39,52	11,42	754,87	648,57	57,24	–	57,19	43,32	2,38	902,50
Testemunha		2,98	4,85	57,98	0,49	14,28	93,57	38,04	10,00	940,71	342,14	37,14	–	74,14	14,28	1,43	700,84

Tabela 8.9. Valores de F da análise de variância para efluente, lâmina e interação e médias de cada combinação de efluente e lâmina. (2º experimento – 1ª amostragem – água).

F		NO ₃ ⁻	pH	CE	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	Na
Efluente		133,66**	120,32**	521,80**	19,00**	9,30**	7,64**	17,45**	566,46**	226,72**	2,74 ^{NS}	121,00**	7,04**	23,09**	16,00**	108,16**
Lâmina		30,77**	11,37**	329,27**	19,10**	0,98 ^{NS}	18,27**	5,18**	579,28**	698,51**	33,53**	121,00**	2,20 ^{NS}	4,42*	7,00**	45,91**
Int. ExL		75,70**	35,64**	571,31**	14,50**	4,93*	8,45**	4,23*	733,57**	113,83**	18,13**	121,00**	4,44*	6,09**	7,00**	29,51**
Efluente	Lâmina	Médias														
ED	20	3,10	5,47	38,63	0,00	63,33	16,67	3,33	146,67	50,00	6,67	0,00	136,67	40,00	0,00	1669,67
ED	40	5,60	5,50	49,50	10,00	60,00	83,33	16,67	10300,00	133,33	66,67	36,67	170,00	90,00	0,00	2846,67
ED	60	6,33	4,50	88,10	0,00	43,33	33,33	6,67	286,67	423,33	13,33	0,00	83,33	36,67	0,00	1323,33
EI	20	5,40	4,23	35,40	0,00	63,33	10,00	6,67	950,00	16,67	10,00	0,00	106,67	10,00	0,00	970,00
EI	40	11,83	4,13	115,43	6,67	80,00	35,67	16,67	46,67	273,33	23,33	0,00	50,00	13,33	3,33	1556,67
EI	60	10,63	4,50	99,43	10,00	100,00	26,67	30,00	260,00	373,33	46,67	0,00	90,00	20,00	10,00	1650,00
H ₂ O	20	9,77	4,83	113,10	0,00	73,33	43,33	0,00	1230,00	296,67	13,33	0,00	106,67	40,00	0,00	833,333
H ₂ O	40	6,73	4,50	88,73	0,00	83,33	40,00	0,00	383,33	353,33	36,67	0,00	70,09	36,67	0,00	1010,00
H ₂ O	60	8,33	4,73	80,03	0,00	60,00	30,00	0,00	76,67	386,67	10,00	0,00	93,33	40,00	0,00	933,33
Testemunha		3,90	4,80	46,10	0,00	60,00	20,00	0,00	1040,00	140,00	10,00	0,00	140,00	50,00	0,00	460,00

Tabela 8.10 Valores de F da análise de variância para efluente, lâmina e interação e médias de cada combinação de efluente e lâmina.(2º experimento – 2ª amostragem – água).

F		NO ₃ ⁻	pH	CE	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	Na
Efluente		38,93**	224,65**	968,45**	228,05**	166,28**	461,56**	571,00**	3796,10**	94,38**	183,08**	-	235,89**	105,43**	79,00**	124,68**
Lâmina		52,48**	27,53**	1385,34**	275,33**	240,40**	525,05**	475,00**	3508,54**	732,87**	148,08**	-	183,23**	97,78**	43,00**	132,13**
Int. ExL		87,29**	93,35**	900,53**	287,33**	146,80**	456,47**	494,00**	3522,25**	71,47**	156,54**	-	165,09**	98,75**	47,50**	108,07**
Efluente	Lâmina	Médias														
ED	20	3,50	5,60	39,13	0,00	750,00	50,00	50,00	8950,00	383,33	66,67	0,00	656,67	0,00	0,00	4816,67
ED	40	5,20	5,23	43,03	1283,33	2500,00	1633,33	683,33	50300,00	1983,33	1333,33	0,00	1850,00	1233,33	50,00	22855,67
ED	60	6,07	4,57	95,10	0,00	1266,67	150,00	50,00	8616,67	2500,00	133,33	0,00	733,33	150,00	0,00	7316,67
EI	20	2,60	4,20	35,43	66,67	416,67	0,00	50,00	2566,67	216,67	66,67	0,00	566,67	50,00	0,00	4733,33
EI	40	8,03	4,07	102,60	100,00	750,00	150,00	83,33	2816,67	1433,33	116,67	0,00	666,67	133,33	50,00	6816,67
EI	60	10,80	4,80	123,40	166,67	1316,67	216,67	133,33	2916,67	1916,67	183,33	0,00	850,00	266,67	116,67	8016,67
H ₂ O	20	7,83	4,77	100,97	0,00	850,00	66,67	0,00	2233,33	1366,67	0,00	0,00	456,67	0,00	0,00	4750,00
H ₂ O	40	6,33	4,47	93,33	0,00	983,33	100,00	0,00	1533,33	1733,33	0,00	0,00	583,33	0,00	0,00	5316,67
H ₂ O	60	4,53	4,60	85,03	0,00	1466,67	100,00	0,00	2266,67	1983,33	50,00	0,00	633,33	0,00	0,00	54,33,33
Testemunha		1,40	4,80	45,20	0,00	650,00	0,00	0,00	2350,00	750,00	0,00	0,00	625,00	0,00	0,00	3150,00

Tabela 8.11 Valores de F da análise de variância para efluente, lâmina e interação e médias de cada combinação de efluente e lâmina. (2º experimento – 3ª amostragem – água).

F		NO ₃ ⁻	pH	CE	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	Na
Efluente		191,64**	80,67**	926,61**	7,22**	491,71**	19,55**	-	115,49**	8,40**	29,19**	-	15,89**	5,15*	-	301,67**
Lâmina		128,10**	50,31**	1123,41**	6,95**	336,76**	34,69**	-	179,39**	25,96**	15,34**	-	7,40**	2,85 ^{NS}	-	2816,61**
Int. ExL		225,58**	38,67**	1314,50**	12,80**	35,00**	27,39**	-	272,78**	3,16 ^{NS}	46,22**	-	7,57**	2,85 ^{NS}	-	774,27**
Efluente	Lâmina	Médias														
ED	20	2,87	5,27	32,93	10,00	366,67	25,00	0,00	341,67	83,33	10,00	0,00	208,33	58,33	0,00	2716,67
ED	40	3,83	5,47	39,87	20,00	425,00	58,33	0,00	3525,00	108,33	15,00	0,00	141,67	66,67	0,00	4658,33
ED	60	4,77	4,40	86,63	66,67	725,00	116,67	0,00	983,33	758,33	20,00	0,00	208,33	91,67	0,00	4925,00
EI	20	9,33	4,40	25,00	33,33	266,67	15,00	0,00	1725,00	108,33	20,00	0,00	175,00	66,67	0,00	2375,00
EI	40	11,43	4,03	120,23	50,00	333,33	50,00	0,00	616,67	650,00	31,67	0,00	258,33	100,00	0,00	4066,67
EI	60	10,53	4,50	111,90	58,33	400,00	66,67	0,00	200,00	683,33	58,33	0,00	291,67	108,33	0,00	4583,33
H ₂ O	20	7,87	5,40	98,97	33,33	525,00	50,00	0,00	2666,67	450,00	116,67	0,00	191,67	75,00	0,00	3700,00
H ₂ O	40	5,87	4,60	72,60	41,67	608,33	41,67	0,00	1441,67	566,67	23,33	0,00	133,33	66,67	0,00	3541,67
H ₂ O	60	4,27	4,40	74,20	10,00	741,67	25,00	0,00	1008,33	916,67	13,33	0,00	183,33	58,33	0,00	3700,00
Testemunha		1,00	5,10	38,70	0,00	125,00	10,00	0,00	625,00	275,00	10,00	0,00	125,00	50,00	0,00	2550,00

Tabela 8.12 Valores de F da análise de variância para efluente, lâmina e interação e médias de cada combinação de efluente e lâmina. (2^o experimento – 4^a amostragem – água).

F		NO ₃ ⁻	pH	CE	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	Na
Efluente		697,83**	33,54**	355,80**	28,13**	258,07**	6,30**	218,00**	445,06**	121,88**	79,63**	-	80,27**	85,40**	Infty	120,01**
Lâmina		177,33**	44,31**	190,44**	49,88**	913,27**	18,90**	45,50**	364,54**	754,13**	50,38**	-	15,36**	24,80**	Infty	494,51**
Int. ExL		635,60**	69,19**	351,17**	4,31*	260,37**	33,30**	59,00**	458,58**	92,06**	8,94**	-	33,09**	10,10**	Infty	90,40**
Efluente	Lâmina	Médias														
ED	20	2,33	5,43	32,27	8,33	58,33	41,67	75,00	1833,33	400,00	41,67	0,00	91,67	0,00	50,00	2708,33
ED	40	0,87	5,40	38,03	58,33	208,33	108,33	241,67	2058,33	833,33	58,33	0,00	116,67	33,33	0,00	5166,67
ED	60	4,83	4,60	73,07	108,33	791,67	150,00	108,33	2633,33	833,33	83,33	0,00	166,67	25,00	0,00	4008,33
EI	20	1,33	4,67	25,87	33,33	66,67	41,67	41,67	2050,00	233,33	66,67	0,00	158,33	41,67	0,00	2175,00
EI	40	11,40	4,13	102,26	58,33	141,67	100,00	83,33	2841,67	666,67	108,33	0,00	216,67	83,33	0,00	4050,00
EI	60	10,77	5,37	69,63	83,33	258,33	133,33	133,33	11316,67	841,67	183,33	0,00	283,33	116,67	0,00	3908,33
H ₂ O	20	8,50	5,33	95,80	0,00	158,33	108,33	25,00	3916,67	666,67	25,00	0,00	191,67	25,00	25,00	2966,67
H ₂ O	40	7,10	4,30	86,83	8,33	208,33	83,33	0,00	1550,00	775,00	41,67	0,00	175,00	33,33	25,00	3283,33
H ₂ O	60	3,17	4,67	63,90	41,67	316,67	33,33	0,00	1616,67	800,00	58,33	0,00	116,67	25,00	25,00	3366,67
Testemunha		2,00	5,10	37,10	0,00	50,00	25,00	0,00	1800,00	300,00	50,00	0,00	100,00	0,00	25,00	2150,00

Tabela 8.13 Valores de F da análise de variância para efluente, lâmina e interação e médias de cada combinação de efluente e lâmina. (2º experimento – 5ª amostragem – água).

F		NO ₃ ⁻	pH	CE	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	Na
Efluente		143,06**	153,84**	161,63**	103,00**	1054,24**	37,00**	181,00**	154,94**	338,73**	72,00**	-	72,44**	18,20**	128,00**	33,53**
Lâmina		45,57**	10,95**	168,99**	37,00**	347,38**	25,00**	38,71**	19,19**	1041,01**	23,17**	-	2,31 ^{NS}	2,60 ^{NS}	9,50**	205,31**
Int. ExL		158,71**	42,68**	199,22**	18,25**	97,28**	5,29*	13,00**	57,25**	125,24**	36,67**	-	25,94**	13,10**	9,50**	64,63**
Efluente	Lâmina	Médias														
ED	20	2,10	4,70	37,20	0,00	108,33	25,00	25,00	141,67	141,67	0,00	0,00	291,67	41,67	0,00	2050,00
ED	40	1,60	4,97	42,30	8,33	250,00	41,67	41,67	300,00	141,67	133,33	0,00	300,00	75,00	0,00	3000,00
ED	60	7,20	4,43	95,80	25,00	308,33	66,67	83,33	341,67	1008,33	58,33	0,00	233,33	16,67	0,00	3500,00
EI	20	2,43	3,97	35,33	16,67	508,33	58,33	58,33	158,33	243,33	83,33	0,00	308,33	25,00	25,00	1600,00
EI	40	10,57	3,93	115,80	58,33	608,33	91,67	125,00	208,33	741,67	150,00	0,00	383,33	8,33	41,67	3108,33
EI	60	11,23	4,27	97,57	108,33	1191,67	133,33	158,33	233,33	883,33	258,33	0,00	441,67	25,00	66,67	3383,33
H ₂ O	20	10,43	5,00	103,07	0,00	141,67	58,33	0,00	166,67	466,67	100,00	0,00	383,33	58,33	0,00	2500,00
H ₂ O	40	6,77	4,37	85,40	0,00	200,00	50,00	0,00	100,00	950,00	33,33	0,00	325,00	33,33	0,00	1883,33
H ₂ O	60	4,53	4,43	82,97	0,00	316,67	66,67	0,00	41,67	1091,67	58,33	0,00	366,67	50,00	0,00	2775,00
Testemunha		1,20	4,40	40,50	0,00	75,00	50,00	0,00	0,00	300,00	25,00	0,00	275,00	50,00	25,00	1275,00

Tabela 8.14 Valores de F da análise de variância para efluente, lâmina e interação e médias de cada combinação de efluente e lâmina. (2^o experimento – 6^a amostragem – água).

F		NO ₃ ⁻	pH	CE	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	Na
Efluente		373,85**	12,87**	332,50**	9,50**	243,06**	34,75**	43,40**	848,89**	274,07**	85,40**	-	243,77**	68,60**	75,00**	45,17**
Lâmina		95,10**	38,11**	218,76**	24,50**	109,82**	54,25**	15,20**	142,71**	910,93**	29,60**	-	100,00**	15,20**	9,00**	389,92**
Int. ExL		279,09**	1,68 ^{NS}	383,19**	9,50**	119,44**	26,88**	3,80 ^{NS}	83,57**	157,39**	20,90**	-	50,85**	4,40 ^{NS}	9,00**	24,32**
Efluente	Lâmina	Médias														
ED	20	1,80	4,83	35,50	41,67	91,67	25,00	25,00	183,33	50,00	25,00	0,00	58,33	25,00	0,00	1216,67
ED	40	1,37	4,07	41,00	0,00	200,00	33,33	41,67	433,33	25,00	66,67	0,00	100,00	33,33	0,00	1808,33
ED	60	6,13	4,20	86,20	0,00	291,67	50,00	66,67	250,00	508,33	91,67	0,00	241,67	58,33	0,00	2058,33
EI	20	2,36	4,23	30,23	0,00	133,33	25,00	16,67	500,00	25,00	33,33	0,00	133,33	33,33	16,67	1233,33
EI	40	10,50	3,83	111,80	0,00	250,00	58,33	33,33	591,67	333,33	66,67	0,00	200,00	58,33	41,67	2233,33
EI	60	11,56	4,00	91,83	0,00	466,67	133,33	58,33	900,00	458,33	108,33	0,00	333,33	83,33	66,67	2383,33
H ₂ O	20	10,43	4,67	106,23	16,67	175,00	50,00	0,00	116,67	291,67	25,00	0,00	66,67	0,00	0,00	1341,67
H ₂ O	40	6,83	4,00	85,27	0,00	25,00	33,33	0,00	275,00	408,33	0,00	0,00	41,67	0,00	0,00	1550,00
H ₂ O	60	5,20	4,23	76,57	0,00	33,33	50,00	0,00	200,00	475,00	0,00	0,00	16,67	0,00	0,00	2091,67
Testemunha		1,60	4,20	38,10	25,00	175,00	50,00	0,00	225,00	125,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	800,00

Tabela 8.15 Valores de F da análise de variância para efluente, lâmina e interação e médias de cada combinação de efluente e lâmina. (2º experimento – 7ª amostragem – água).

F		NO ₃ ⁻	pH	CE	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	Na
Efluente		341,63**	37,56**	346,70**	134,13**	249,31**	24,50**	214,13**	461,34**	1,30 ^{NS}	549,60**	64,00**	199,43**	163,80**	-	19,07**
Lâmina		46,21**	29,69**	113,94**	189,55**	57,77**	28,79**	104,63**	112,59**	41,97**	299,40**	64,00**	43,00**	38,40**	-	37,10**
Int. ExL		113,26**	65,19**	211,41**	73,82**	50,04**	3,50 ^{NS}	29,06**	26,77**	16,67**	241,50**	64,00**	26,71**	16,80**	-	7,49**
Efluente	Lâmina	Médias														
ED	20	2,33	5,67	36,20	0,00	66,67	33,33	33,33	300,00	141,67	25,00	0,00	58,33	25,00	0,00	123000,00
ED	40	1,30	5,13	42,97	583,33	0,00	25,00	58,33	583,33	950,00	41,67	0,00	91,67	41,67	0,00	162083,00
ED	60	5,00	4,93	87,20	208,33	100,00	75,00	166,67	600,00	1083,33	66,67	0,00	166,67	58,33	0,00	190833,00
EI	20	4,83	4,10	59,03	16,67	125,00	50,00	58,33	58,33	566,67	25,00	0,00	83,33	41,67	0,00	128833,00
EI	40	8,37	4,77	101,53	75,00	233,33	108,33	133,33	158,33	733,33	116,67	0,00	116,67	91,67	0,00	173416,00
EI	60	11,73	5,23	83,63	58,33	350,00	150,00	200,00	250,00	708,33	358,33	0,00	166,67	141,67	0,00	202833,00
H ₂ O	20	8,36	5,50	96,10	58,33	108,33	58,33	0,00	116,67	508,33	16,67	66,67	33,33	0,00	0,00	127916,00
H ₂ O	40	7,47	4,20	89,40	200,00	150,00	83,33	0,00	225,00	391,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	141250,00
H ₂ O	60	4,80	5,27	76,07	0,00	108,33	108,33	0,00	133,33	1000,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	132416,00
Testemunha		1,30	5,60	33,60	0,00	25,00	25,00	0,00	0,00	250,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	71200,00

Tabela 8.16 Médias de cada combinação de efluentes e lâminas da análise química da água subterrânea para NO_3^- , pH, CE, RAS, macronutrientes, micronutrientes e alguns íons metálicos pesados. (2º experimento – média de 7 amostragens).

Efluente	Lâmina	NO_3^- mg L^{-1}	pH	CE $\mu\text{S m}^{-1}$	RAS mmolc L^{-1}	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Pb	Ni	Cd	Na
						$\mu\text{g L}^{-1}$											
ED	20	2,57	5,28	35,98	10,44	8,57	215,00	30,95	30,24	1699,52	178,57	25,00	0,00	214,52	27,14	7,14	19739,72
	40	2,82	5,11	42,39	8,01	280,47	520,48	283,33	154,76	9642,86	596,43	245,00	5,24	295,72	224,76	7,14	28916,95
	60	5,76	4,52	87,44	8,10	58,33	603,81	291,67	168,81	1958,81	1016,43	66,67	0,00	361,90	62,38	0,00	30566,38
EI	20	4,04	4,26	35,18	10,01	23,81	225,71	28,57	33,10	1144,05	201,43	43,57	0,00	218,81	38,33	5,95	19120,19
	40	10,30	4,43	109,95	11,13	49,76	342,38	84,86	67,86	1040,00	697,38	87,62	0,00	270,24	69,76	19,52	27892,52
	60	11,04	4,67	116,77	9,10	69,28	583,33	122,86	101,90	2296,67	837,86	170,95	0,00	350,95	108,81	37,14	32394,00
H_2O	20	9,03	5,07	102,03	9,03	15,48	290,24	62,14	3,57	1492,38	578,10	42,38	9,52	204,29	28,33	3,57	20572,52
	40	6,73	4,35	85,94	7,15	35,71	322,62	61,67	0,00	786,90	739,76	19,29	0,00	189,77	24,29	3,57	22547,86
	60	4,98	4,62	76,97	8,15	7,38	434,76	59,05	0,00	763,33	950,48	27,14	0,00	181,43	24,76	3,57	21530,86
Testemunha		1,77	4,86	39,90	3,76	3,57	165,71	25,71	0,00	862,86	305,71	13,57	0,00	180,71	21,43	7,14	11655,00