

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

REUSO DE EFLUENTE DE ESGOTOS DOMÉSTICOS NA IRRIGAÇÃO
DE ALFACE (*Lactuca sativa*)

por

TÂNIA LÚCIA GRAF DE MIRANDA

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia.

Porto Alegre, março de 1995.

APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a Orientação do Prof. Dr. Raul Dorfman da Universidade do Rio Grande do Sul.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que direta ou indiretamente, colaboraram para a realização deste trabalho, em especial:

ao Professor Doutor Raul Dorfman, pela orientação e apoio dados ao longo do curso e no decorrer do trabalho.

à Professora Carmen Maria Barros de Castro pelas sugestões e dedicada colaboração neste trabalho.

aos Professores Luís Antônio Saldanha Louzada e Lawson Francisco Beltrame e os colegas Silvana Medeiros da Rosa e José Luís Ribeiro Reis pela solidariedade em todas as etapas ao longo deste curso.

ao amigo Thedy Rodrigues Corrêa Filho pelo valoroso auxílio na correção do texto.

à hidrotécnica Juliana Hillesheim, pelo companheirismo e intensa dedicação durante a realização de todo o experimento.

aos técnicos do Laboratório de Saneamento Ambiental: técnicas químicas Carla Shuck e Mara Domingues; o hidrotécnico Alvaro Frantz

aos técnicos de Laboratório de Setor de Água e Solo: Cleonei Renato da Silva e os hidrotécnicos Paulo Edson Marques e Ieda Maria Alves Fagundes pela valiosa cooperação.

à Secretária do Curso de Pós-Graduação Dona Lygia Campos pela amizade.

à CAPES, pelo apoio financeiro

ao Departamento Municipal de Águas e Esgotos que permitiu a coleta de efluente da ETE/IAPI e ao Sr. Nelson Pretto que permitiu o livre acesso a sua propriedade para a coleta da água freática.

ao Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pela cedência da "Casa de Vegetação".

" À Greta Carla Graf de Miranda, minha mãe e amiga
cujo exemplo procuro seguir. "

" Ao Irani pelo carinho e incentivo. "

" As minhas irmãs e irmãos pelo apoio e
compreensão."

RESUMO

Estudos mostram que efluentes resultantes do tratamento de águas residuárias podem ser empregados como fonte de água para a irrigação e como corretivos do solo capazes de suprir as plantas na forma de fertilizante. O efluente líquido da Estação de Tratamento de Esgotos/IAPI foi aplicado ao solo via irrigação em parcelas teste comparadas com parcelas que receberam água de um açude de origem freática. O experimento foi conduzido durante um período de oito semanas coincidentes com o ciclo de cultivo de plantas de alface (*Lactuca sativa L.*). Ao longo do tempo de condução do experimento foram realizadas análises químicas, físicas e microbiológicas do efluente, da água freática, do solo, da água percolada e das plantas.

O efluente apresentou número mais provável de coliformes totais de $6,08 \times 10^8/100\text{ml}$ e $3,58 \times 10^8/100\text{ml}$ de coliformes fecais, sendo estes valores superiores aos estabelecidos pelos critérios de reuso de águas residuárias na irrigação. Após a percolação o efluente apresentou valores de coliformes totais e fecais de $4,7 \times 10^5/100\text{ml}$ e $4,0 \times 10^3/100\text{ml}$, respectivamente. Os coliformes encontrados nas análises de tecido vegetal estavam em quantidades inferiores a 2 coliformes/100ml.

A análise química das águas de irrigação demonstrou que dentre os macroelementos essenciais ao crescimento da cultura presentes no efluente podemos destacar o nitrogênio (13,84 mg/l), os fosfatos (9,5 mg/l) e o potássio (24,84 mg/l).

Estas quantidades de nitrogênio (284,33 kg/ha de N), fósforo (344,86 kg/ha de P_2O_5) e potássio (431,17 kg/ha de K_2O), nas suas formas disponíveis para a planta, foram suficientes para suprir as exigências da cultura de alface. O efluente percolado através das parcelas apresentou quantidades médias de nitrogênio e fosfatos inferiores às de potássio.

Os elementos-traço analisados no efluente secundário apresentaram concentrações de zinco (0,088 mg/l), cobre (0,47 mg/l), chumbo (0,29 mg/l) e cromo (1,38 mg/l). Os valores de cádmio detectados foram em média 0,016 mg/l. De acordo com os critérios para qualidade de águas residuárias usadas em irrigação, podemos verificar que, zinco e cádmio atenderam tais critérios, enquanto cobre e chumbo apresentaram valores superiores. O elemento traço presente em maiores quantidades foi o cromo, com valores inferiores aos máximos estabelecidos para solos de textura fina (20 mg/l). A comparação entre médias, demonstrou a existência de diferença significativa ao nível de 5%, entre as parcelas que receberam efluente de tratamento secundário e água de origem freática para zinco, enquanto que para os demais elementos-traço a diferença não é significativa.

Os valores de condutividade elétrica e razão de absorção de sódio indicaram que não haverá probabilidade de salinização e improváveis também os danos às culturas de maneira geral. Esta água apresentou salinidade média e baixa concentração de sódio, em relação ao risco de sodificação ou alcalinização solo.

A adição do efluente proporcionou uma elevação no percentual

de matéria orgânica (19%) e na capacidade de troca de cátions (15,4%) em relação a análise inicial do solo.

A elevação da percentagem de fósforo total do solo foi de 13,9%. Este elemento ficou nas suas formas estáveis, já que ao analisarmos a água percolada pelas parcelas, verificamos a presença de pouco fósforo. A lixiviação do fósforo, foi baixa, indicando sua pouca mobilidade através do perfil de solo.

Verificou-se uma redução percentual de potássio no solo de 24,5%, em relação a análise inicial do mesmo e um aumento na concentração de nitrogênio total em média de 31,8%.

Entre os elementos analisados no solo, verificou-se a elevação nas concentrações de alumínio (284,6%), manganês (16,07%), magnésio (24,5%) e cobre (9%). Observou-se diminuição das quantidades de boro (25,3%), chumbo (22,4%), zinco (25,6%) e enxofre (43,27%).

O sódio, o cálcio e o potássio foram os íons presentes em maior quantidade no tecido da planta. Os elementos-traço presentes no tecido vegetal seguiram a seguinte ordem nas plantas irrigadas com efluente da ETE/IAPI: cromo (0,054 mg/l), zinco (0,02 mg/l), cobre (0,0079 mg/l) chumbo (0,01 mg/l) e cádmio (0,00043 mg/l).

Ao compararmos os resultados da análise do tecido das plantas que receberam água de origem freática verificamos que os teores de metais obedeceram a mesma ordem das quantidades verificadas no tratamento com o efluente, não havendo diferença significativa entre as quantidades absorvidas presentes no tecido.

ABSTRACT

Studies have shown that wastewater treatment effluents may be used as a source of irrigation water and also to correct soil and provide plants with fertilizer. The liquid effluent of the Wastewater Treatment Plant (ETE/IAPI) was applied to the soil on test plots which were compared with plots using water from an impoundment reservoir containing water from a groundwater source.

The experiment was performed during an eight-week period, coinciding with the crop cycle of lettuce (*Lactuca sativa L.*). Throughout the experiment chemical, physical and microbiological tests were performed on the effluent, groundwater, soil, percolated water and plants.

The effluent presented a most probable number of total coliforms of $6,08 \times 10^8/100\text{ml}$ and $3,58 \times 10^8/100\text{ml}$ fecal coliforms. These values were higher than those established by the wastewater reuse criteria for irrigation. After percolation, the effluent presented total and fecal coliforms of $4,7 \times 10^5/100\text{ml}$ e $4,0 \times 10^3/100\text{ml}$, respectively. Less than 2 coliforms/100ml were found in the tests on plant tissue.

The chemical analysis of irrigation water showed that the most important essential macroelements for crop growth present in the effluent are nitrogen (13,84 mg/l), phosphates (9,5 mg/l) and potassium (24,84mg/l). These amounts in the form available to plants, were sufficient to fulfill the requirements for lettuce. The effluent which percolated through the plots presented mean

quantities of nitrogen and phosphates below those of potassium.

The trace-elements analysed in the effluent presented concentrations of zinc (0,088 mg/l), copper (0,47 mg/l), lead (0,29 mg/l) and chromium (1,38 mg/l). The cadmium values detected were on the average 0,016 mg/l.

According to the wastewater quality criteria for irrigation, it could be seen that zinc and cadmium fulfilled these criteria, whereas copper and lead presented higher values. The largest amount of trace-element was chromium, with values below the maxima established for fine-textured soils. The comparison of means showed that there was a significant difference of 5%, among the plots which received secondary treatment effluent and groundwater as to zinc, whereas for the other trace-elements the difference was not significant.

The electric conductivity values and sodium absorption ratio indicated that salinization is unlikely: it is also unlikely that crops in general will suffer damage. This water presented average salinity and low sodium concentration, as compared with the risk of soil sodification or alkalization.

Adding effluent led to a higher percentage of organic matter in the soil, 19% as compared with the initial soil tests. The soil cation exchange capacity increased 15.4% when the effluent was added.

The total phosphorus in soil increased 13.9%, and it remained there in more stable forms, since when we analysed the water percolated by the plots, little phosphorus was found. There was not

much leaching of the element since, characteristically, it did not move much through the soil profile.

As compared with the initial soil tests there was 24.5% potassium reduction was found . The total nitrogen concentration in soil increased an average of 31.8%.

Among the soil elements tested we found higher concentrations of aluminium (284,6%), manganese (16,07%), magnesium (24,5%) and copper (9%). Lower quantities of borium (25,3%), lead (22,4%), zinc (25,6%) and sulphur (43,27%), were found.

Sodium, calcium and potassium were the ions found in the largest amounts in plant tissue. The trace-elements in plant tissue followed the same order in the plants irrigated with ETE/IAPI effluent: chromium (0,054 mg/l), zinc (0,02 mg/l), copper (0,0079 mg/l) lead (0,01 mg/l) and cadmium (0,00043 mg/l).

Comparing the results of tests with plants which received only groundwater, we found that the metal contents followed the same order as the amounts seen in treatment with the effluent, and no significant difference was detected between the quantities absorbed in plant tissue.

SUMÁRIO

	Página
APRESENTAÇÃO E AGRADECIMENTOS	II
RESUMO	IV
ABSTRACT	VII
SUMÁRIO	X
LISTA DE TABELAS	XIV
LISTA DE FIGURAS	XVI
1 - INTRODUÇÃO	1
2 - OBJETIVOS	4
3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1 - Características dos efluentes de tratamento das águas residuárias relacionadas à aplicação em irrigação agrícola	5
3.1.1 - Características e composição do efluente secundário	8
3.1.1.1 - Características físicas	8
3.1.1.2 - Características químicas	9
3.1.1.3 - Características biológicas	13
3.1.2 - Critérios de qualidade para efluentes empregados na irrigação	15
3.2 - Alterações nas propriedades físicas do solo em relação à aplicação de efluentes	19
3.2.1 - Efeito da composição química das águas residuárias nas propriedades do solo	24
3.2.1.1 - Sólidos na composição do efluente	24

	XI
3.2.1.2 - Sódio na agregação do solo	24
3.2.1.3 - Cátions trocáveis	25
3.3 - Influência dos efluentes no desenvolvimento de plantas	26
3.3.1 - Macroelementos presentes na água residuária essenciais às plantas	29
3.3.1.1 - Nitrogênio	29
3.3.1.2 - Potássio	31
3.3.1.3 - Fósforo	32
3.3.2 - Plantas e elementos-traço	33
3.3.2.1 - Zinco	35
3.3.2.2 - Cobre	37
3.3.2.3 - Chumbo	38
3.3.2.4 - Cromo	38
3.3.2.5 - Cádmio	39
3.3.2.6 - Molibdênio	41
3.3.2.7 - Mercúrio	42
3.3.3 - Plantas e salinidade	43
3.4 - Aspectos de Saúde Pública	48
4 - METODOLOGIA	53
4.1 - Etapas de organização da pesquisa	53
4.2 - Descrição dos locais de coletas de águas	54
4.2.1 - Estação de tratamento de esgotos/IAPI	54
4.2.2 - Açude de origem freática	56
4.3 - Instalação do experimento	56
4.3.1 - Delineamento experimental	58
4.4. - Coleta e análise das amostras de água	61

4.4.1 - Coleta das amostras de água	61
4.4.2 - Análise das amostras de água	62
4.5 - Coleta e amostragem para análises de solos	64
4.6 - Análises de plantas	66
4.6.1 - Observações fenológicas e fenométricas	66
4.6.2 - Análises do tecido vegetal	66
5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO	68
5.1 - Determinação de coliformes totais e fecais no sistema solo-água-planta	68
5.1.1 - Águas de irrigação	68
5.1.2 - Água percolada	69
5.1.3 - Tecido vegetal	70
5.2 - Avaliação da qualidade da água adicionada e percolada	72
5.2.1 - Nitrogênio	73
5.2.1.1 - Água de irrigação	73
5.2.1.2 - Água percolada	73
5.2.2 - Potássio	74
5.2.2.1 - Água de irrigação	74
5.2.2.2 - Água percolada	75
5.2.3 - Fósforo total	76
5.2.3.1 - Água de irrigação	76
5.2.3.2 - Água percolada	76
5.2.4 - Cloretos	77
5.2.4.1 - Água de irrigação	77
5.2.4.2 - Água percolada	78

5.2.5 - Elementos-traço	79
5.2.5.1 - Água de irrigação	79
5.2.5.2 - Água percolada	80
5.2.6 - Risco de salinização no sistema solo-água-planta	81
5.2.6.1 - Condutividade elétrica	81
5.2.6.1.1 - Água de irrigação	81
5.2.6.1.2 - Água percolada	82
5.2.6.2 - Sódio	82
5.2.6.2.1 - Água de irrigação	82
5.2.6.2.1 - Água percolada	83
5.3 - Avaliação dos solos irrigados	84
5.3.1 - Solos que receberam efluente secundário da ETE/IAPI	84
5.3.2 - Solos que receberam água de origem freática	89
5.4 - Avaliação das plantas de alface	91
5.4.1 - Determinações de ordem fenométrica e fenológica	91
5.4.2 - Análises químicas de tecido vegetal	91
6 - CONCLUSÕES	97
7 - RECOMENDAÇÕES	99
8 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100
9 - ANEXOS	A1
Anexo 1 - Testes de significância entre as comparações de médias para a avaliação das águas de drenagem	A2
Anexo 2 - Esquema da disposição das parcelas na "casa de vegetação" após o sorteio	A2
Anexo 3 - Balanço de macro e micronutrientes (mg/l) no sistema solo-água-planta	A3

LISTA DE TABELAS

Página

Tabela 3.1 - Características de esgoto municipal bruto e efluente de tratamento secundário possíveis de serem para aplicados ao solo	7
Tabela 3.2 - Composição química de efluentes secundários	11
Tabela 3.3 - Limites recomendados para elementos-traço em águas recicladas usadas na irrigação	12
Tabela 3.4 - Padrões microbiológicos de qualidade de água residuária aplicada em agricultura	15
Tabela 3.5 - Tratamentos e critérios de qualidade para o reuso de efluentes em irrigação	17
Tabela 3.6 - Concentração média de elementos-traço (mg/l) em águas residuárias tratadas e critério de qualidade de água	19
Tabela 3.7 - Aumento da produtividade na irrigação com esgoto	28
Tabela 3.8 - Produção e retirada de nutrientes (Kg/ha)	33
Tabela 3.9 - Concentrações críticas de metais pesados (ppm) em solo, planta e na dieta de animais.	35
Tabela 3.10 - Conteúdo de mercúrio no solo e plantas após a aplicação de cloreto de mercúrio ao solo em 1975	43
Tabela 3.11 - Grau de tratamento dos esgotos necessário em função do tipo de cultura e da técnica de irrigação	50
Tabela 4.1 - Cronograma de amostragens para os parâmetros	

em estudo	62
Tabela 4.2 - Relação de parâmetros analisados e técnicas analíticas para amostras de água de entrada e de saída	63
Tabela 4.3 - Relação de parâmetros analisados e técnicas analíticas para amostras de solo	65
Tabela 4.4 - Relação de parâmetros analisados nas amostras de tecido vegetal e referências	67
Tabela 5.1 - Níveis de contaminação (por 100ml) da água de irrigação e da água percolada através das parcelas de solo	70
Tabela 5.2 - Níveis de contaminação das plantas de alface que receberam irrigação analisados através da água de lavagem das plantas e do suco de tecido macerado.	71
Tabela 5.3 - Comportamento qualitativo do complexo solo-água-plantas face à aplicação das fontes de água em estudo	72
Tabela 5.4 - Resultados das análises de sódio, cálcio e magnésio e determinação da razão de absorção de sódio nas fontes de água em estudo na irrigação	84
Tabela 5.5 - Resultados das análises de solo pré-plantio	90
Tabela 5.6 - Resultados das análises de solo pós-plantio	91
Tabela 5.7 - Resultado da análise (mg/l) de tecido vegetal da parte aérea, das alfaces irrigadas com efluente e água de origem freática	94

LISTA DE FIGURAS

Página

Figura 4.1 - Esquema de montagem das parcelas de solo	59
Figura 4.2 - Instalação do ensaio em "casa de vegetação"	59
Figura 4.3 - Vista parcial do ensaio na "casa de vegetação"	60
Figura 4.4 - Vista parcial das plantas de alface nas parcelas	60
Figura 5.1 - Concentração de nitrogênio total nas águas de irrigação	95
Figura 5.2 - Concentração de potássio total nas águas de irrigação	95
Figura 5.3 - Concentração de fosfatos total nas águas de irrigação	96
Figura 5.4 - Concentração de cloretos totais nas águas de irrigação	96

INTRODUÇÃO

A acelerada expansão populacional e a crescente urbanização do nosso planeta desencadearam uma série de preocupações em relação a água e sua disponibilidade em boa qualidade para o consumo doméstico, produção de alimentos ou qualquer outro uso específico. Ao mesmo tempo, as populações urbanas produzem grandes quantidades de dejetos, os quais devem ter um destino final que não interfira no meio ambiente de maneira prejudicial.

Um dos meios mais freqüentes de eliminação de resíduos é o seu lançamento em águas próximas às cidades e que acabam levando à degradação das fontes de água. Assim, faz-se necessária a introdução de métodos que promovam um tratamento mínimo aos esgotos antes dos mesmos serem lançados aos corpos d'água. Indica-se a aplicação de esgotos ao solo como alternativa para tratamento de tais águas método este, largamente empregado em países como Austrália, Alemanha, Estados Unidos, Israel e Inglaterra.

Todas as cidades de médio e grande porte se caracterizam pela existência dos chamados "cinturões verdes" que são áreas localizadas nos arredores destas cidades e que servem para o cultivo de frutas e hortaliças que abastecem o mercado consumidor. Entretanto, estas áreas de cultivo, vão se estabelecendo de maneira desordenada agrônômica e ambientalmente. Como consequência direta, acontece também um uso desordenado dos mananciais de água que passam a ser empregados na irrigação de lavouras. Poucos produtores se preocupam com a qualidade das fontes das quais retiram água para

suprir a demanda hídrica das plantas.

Não é raro, ao se percorrer os arredores da área urbana, verificarmos que a água usada na irrigação de hortaliças e frutas provém de pequenos córregos e rios que percorrem a região metropolitana e dela recebem esgoto bruto e diferentes efluentes de tratamento de águas residuárias domésticas e industriais.

Dentre as hortaliças folhosas consumidas pela população, no Brasil, a alface é sem dúvida a mais popular e com a maior demanda. Por ser de fácil cultivo e ciclo de desenvolvimento dos mais curtos, é disponível em variedades que são capazes de adaptarem-se as mais diversas regiões do Brasil. Trata-se de uma cultura com grande exigência hídrica o que faz da irrigação uma prática usual no seu cultivo, principalmente em lavouras que atendem as áreas metropolitanas.

Desta forma, desperta atenção especial a sua condição de consumo *in natura*, que pode trazer prejuízos a saúde da população. Mais recentemente, em resposta à necessidade de aumento da produção agrícola, a aplicação de efluentes ao solo passou a ser encarada também como fonte de água para irrigação e de nutrientes para as plantas de interesse comercial.

Neste sentido, a irrigação com águas residuárias, equivale a descarga controlada do efluente sobre o solo com a finalidade de suportar o crescimento dos cultivos. Porém, tal prática deve ser precedida de um adequado sistema de coleta e condução de vazões capaz de atender a área em questão e que não constitua ameaça ao meio ambiente e à saúde pública. Para tanto, deverão ser avaliados

aspectos referentes às condições climáticas, às características físicas, químicas e biológicas do solo e do efluente, bem como método de irrigação mais adequado.

2 - OBJETIVOS

Este trabalho foi conduzido de maneira a fazer uma ampla revisão bibliográfica sobre o uso de esgotos e seus efluentes como fonte de água para irrigação. Consideraremos os aspectos relativos às plantas, ao solo, ao efluente e à saúde pública que envolvem tal prática. Para tanto, serão preparados ensaios de campo que testassem os efeitos benéficos e prejudiciais dos efluentes em um cultivo agrícola de consumo *in natura*.

Com estes objetivos gerais serão feitas as seguintes avaliações:

a) Químicas: efluente de tratamento secundário e água de origem freática a serem utilizadas na irrigação, água percolada através das parcelas, tecido vegetal e solo das parcelas do experimento;

b) Microbiológicas: organismos coliformes totais e fecais, nos efluentes de tratamento secundário e nas águas de origem freática destinadas à irrigação, nas águas percoladas através das parcelas e nas amostras de plantas.

Estas análises permitirão estabelecer correlações entre os nutrientes, elementos-traço e coliformes, com as plantas, a água percolada e o solo antes e depois do ensaio. Feitas tais correlações teceremos considerações a respeito do uso de efluente de tratamento secundário de esgoto doméstico como fonte de água para irrigação, levando em conta os aspectos relativos às plantas, ao solo, ao efluente e à saúde pública que envolvem tal prática.

3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Características dos efluentes de tratamento de águas residuárias relacionadas à aplicação em irrigação agrícola.

O efeito da aplicação de efluentes no solo é determinada pelas características do mesmo, que irão interagir com o solo e as plantas utilizadas.

Genericamente, o esgoto bruto é constituído por um líquido contendo cerca de 99,9% de água e 0,1% de substâncias minerais e inorgânicas em dissolução e suspensão (CETESB, 1977).

As águas residuárias domésticas (esgoto bruto) apresentam, em composição aproximada, 81 a 100 g/hab.dia de sólidos (secos). 60% a 86% destes sólidos são matéria orgânica e 15% a 40% são sais minerais contendo 5% a 10 % de nitrogênio; 2,5% a 4,5% de fosfatos (P_2O_5) e 3% a 4,5% de potássio (K_2O) (ANDRADE NETO, 1983).

A contribuição per capita de esgoto situa-se na faixa de 80-150 l/pessoa.dia, considerando-se 100 l/pessoa.dia como um valor médio. Verifica-se que quanto maior a área urbana, maior o volume de água residuária disponível diariamente. Em locais carentes neste recurso, estas águas podem ser facilmente aproveitadas para a irrigação de culturas agrícolas (ANDRADE NETO, 1985).

As águas residuárias domésticas possíveis de serem utilizadas na irrigação convencionalmente originam-se de diferentes estágios de tratamento. Estes tratamentos visam a separação do esgoto bruto em duas partes distintas: os sólidos (lodo) e os líquidos (água).

Os efluentes líquidos apresentam grande variabilidade em função da sua origem, da etapa de produção ou amostragem, da extensão da rede coletora, do estado de conservação da mesma, do sistema adotado e do desperdício de água. MELO (1978) apresenta a composição aproximada de esgotos sanitários de origem doméstica na tabela 3.1.

O tratamento primário consiste em meios físicos e químicos capazes de remover sólidos suspensos e sedimentáveis. Este processo usualmente remove cerca de 60 a 70% dos sólidos suspensos e sedimentáveis do esgoto bruto.

O tratamento secundário consiste numa etapa posterior ao tratamento primário, o qual envolve adsorção biológica e floculação e que é capaz de remover os sólidos suspensos restantes e os materiais orgânicos dissolvidos.

Segundo PAGE et al. (1981), o volume de água residuária (esgoto) destinado à aplicação ao solo e irrigação deve receber pelo menos o tratamento secundário. Em muitas partes do mundo a aplicação ao solo de efluentes de águas residuárias originárias de processos de tratamento primário, é bastante freqüente.

Tabela 3.1 - Características de esgoto municipal e de efluente de tratamento secundário possíveis de serem aplicados ao solo.

Constituintes	Esgoto bruto*	Efluente típico de tratamento secundário**
Físicos		
Sólidos totais (mg/l)	700	425
Sólidos suspensos (mg/l)	200	25
Sólidos dis. totais (mg/l)	500	400
Químicos		
pH	7,0±0,5	7,0±0,5
DBO ₅ (mg/l)	200	25
DQO (mg/l)	500	70
Nitrogênio total (mg/l)	40	20
Nitrogênio nitrato (mg/l)	0	-
Nitrogênio amônia (mg/l)	25	0
Fósforo total (mg/l)	10	10
Potássio (mg/l)	-	14
Cálcio (mg/l)	-	24
Magnésio (mg/l)	-	11
Razão de absorção de sódio	-	2,7
Cloretos (mg/l)	50	45
Sulfetos (mg/l)	-	-
Alcalinidade (mg/l)	100	-
Boro (mg/l)	-	1,0
Sódio (mg/l)	-	50
Biológicos		
Coliformes totais (NMP/100ml)	10 ⁶	-

Fonte: POUND & CRIDES (1973) apud MELO (1978)

* valores médios.

** faixa de variação dos valores obtidos de diversos sistemas em funcionamento.

3.1.1. Características e Composição do Efluente Secundário

O efluente secundário pode originar-se através de processos diversos como o lodo ativado, filtros biológicos e lagoas de oxidação. Quando eficiente, este tratamento remove 85 a 90% das impurezas do esgoto bruto.

O efluente secundário pode receber uma série de processos complementares, tais como a coagulação química seguida de sedimentação, filtração por areia ou filtros múltiplos e contato com carvão ativado para melhor purificação.

Como relata PAGE et al. (1981), o solo pode também atuar como meio complementar de tratamento. O tratamento secundário promove uma diminuição na demanda bioquímica de oxigênio e nos sólidos suspensos, porém, possui pequeno efeito sobre os minerais dissolvidos como o nitrogênio e o fósforo, constituintes da água residuária.

3.1.1.1. Características físicas

As características físicas que devem ser avaliadas são: odor, cor, temperatura e conteúdo de sólidos totais presentes, sendo este último, a característica física mais importante do esgoto para fins de aplicação no solo. Os sólidos totais são compostos de material flutuante, de material em suspensão, matéria coloidal e em suspensão.

O odor no esgoto é causado por condições de decomposição

anaeróbia da matéria orgânica ou atividade biológica dos microrganismos, com conseqüente despreendimento de gases, especialmente o gás sulfídrico (MELO, 1973). A cor geralmente indica o estado de esgoto, isto é, esgoto fresco, séptico ou a presença de outros tipos de despejos. A temperatura normalmente é estável e um pouco mais elevada que a temperatura do ar e não representa impedimento à aplicação no solo (MELO 1978).

As características físicas dos efluentes, em geral, não representam impedimentos á sua utilização na irrigação e podem facilmente ser adequadas ao uso através de sistemas de filtros ou processos de decantação.

3.1.1.2. Características químicas

As características químicas dos despejos domésticos para efeito de aplicação no solo podem ser divididas em três categorias: matéria orgânica, matéria inorgânica e gases (MELO, 1978).

Em um esgoto médio, cerca de 75% dos sólidos suspensos e 40% dos sólidos filtráveis são compostos orgânicos, sendo os principais grupos: proteínas, carboidratos, óleos e gorduras. Observa-se ainda um número crescente de moléculas orgânicas sintéticas que por suas características são de lenta decomposição no solo. A matéria orgânica é biologicamente oxidada no solo e em grandes quantidades podem criar condições anaeróbias na matriz do solo que resultam na produção de odores. Para evitar que este fenômeno ocorra deve-se fazer a aplicação de modo intermitente permitindo que haja uma

renovação de ar no interior do solo. Segundo MELO (1978), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) na faixa de 50 a 70 mg de O₂/l podem ser aplicadas ao solo sem causar problemas.

Inúmeros compostos inorgânicos estão presentes nos efluentes e servem de nutrientes para as plantas ou passam a ser deletérios para as mesmas.

Entre os nutrientes destacam-se o nitrogênio, o fósforo e o potássio. Como elementos tóxicos podemos incluir o boro, o chumbo, o níquel e o zinco, dependendo da sua quantidade (SCAPLOPPI & BAPTISTELA, 1986).

A relação entre conteúdo de matéria orgânica e nitrogênio deve ser avaliada para que não ocorra deficiência deste último nas plantas devido sua imobilização no processo de decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos do solo. Em relação ao fósforo e ao potássio a solução não deve exceder as quantidades utilizadas pelas plantas mais a parcela adsorvida pelos minerais do solo.

Outra característica química a ser avaliada é a relação entre os principais cátions do esgoto como cálcio, magnésio, sódio e potássio. Esta relação é usualmente medida através da razão de adsorção de sódio (RAS) . Quando a relação de sódio com outros cátions, principalmente cálcio e magnésio, fica muito elevada (RAS maior que 26), o sódio tende a substituir os íons cálcio e magnésio nas partículas de solo o que pode acarretar um decréscimo na sua permeabilidade (ANDRADE NETO 1992).

Segundo MELO (1978), um efluente típico de tratamento

secundário de esgotos tem uma RAS de 2,7 e somente se verificam efeitos negativos do sódio na irrigação, para valores de RAS maiores que 10 (efeito médio) ou 18 (efeito negativo alto) ou 26 (muito alto).

A composição química de dois efluentes provenientes de lagoas de oxidação e detenção pode ser visualizada através do exemplo mostrado na tabela 3.2, de análises realizadas em laboratório.

Tabela 3.2 - Composição química de efluentes secundários

Determinação em Laboratório	Local I Bnei Darom (trigo e milho)	Local II Gan Rave (Grama Rhodes)
DQO (mg/l)	248,0 - 380,0	-
DBO (mg/l)	-	53,0 - 30,0
CE (mmho/cm) *	1,5 - 1,8	0,8 - 2,2
pH	7,6 - 7,9	7,2 - 8,5
NH ₄ -N (mg/l)	35,0 - 49,0	15,0 - 30,0
NO ₃ -N (mg/l)	0 - 2,5	-
P (mg/l)	6,0 - 10,5	3,2 - 14,5
K (mg/l)	43,0 - 60,0	20,0 - 55,0
Mg (mg/l)	15,8 - 17,0	12,1 - 24,3
Na (mg/l)	172,35 - 229,8	206,8 - 321,7
Cl (mg/l)	212,7 - 354,5	354,5 - 425,7
HCO ₃ (mg/l)	610,0 - 762,5	481,9 - 854,0

Fonte: VAISMAN et al. (1984)

* Condutividade elétrica

Pequenas quantidades de elementos-traço estão sempre presentes em águas residuárias tratadas, embora os esgotos sanitários urbanos possuam quantidades mínimas destes elementos se os compararmos com os esgotos de origem industrial.

Em áreas urbanas é possível que o sistema coletor de esgotos domésticos receba também esgotos provenientes de estabelecimentos industriais e hospitalares, o que contribui muito para a elevação

dos teores de elementos-traço nas águas residuárias. Devido à natureza levemente solúvel dos elementos-traço e à alta afinidade com os sólidos sedimentáveis do esgoto, eles tendem a ser removidos com os sólidos suspensos durante o tratamento da água.

Segundo CHEN et al. (1974) apud PAGE (1981), ocorrem reduções nas concentrações de metais da ordem de 63% a 80% quando sólidos suspensos totais presentes no esgoto forem reduzidos de 0,118 mg/l no efluente primário para 0,007 mg/l no efluente secundário.

Elementos-traço, em especial os metais pesados, são retidos pela matriz do solo principalmente por adsorção. Estes elementos requerem um controle rigoroso em relação ao risco de contaminação das plantas e aos danos causados pela lixiviação destes em condições de baixo pH. Na tabela 3.3, apresentamos limites para elementos-traço em águas residuárias para reuso em irrigação.

Tabela 3.3 - Limites recomendados para elementos-traço em águas recicladas usadas na irrigação.

CONSTITUINTE	Uso a Longo Prazo*	Uso a Curto Prazo**
Alumínio (mg/l)	5,0	20,0
Boro (mg/l)	0,75	2,0
Cádmio (mg/l)	0,01	0,05
Cromo (mg/l)	0,1	1,0
Cobalto (mg/l)	0,05	5,0
Cobre (mg/l)	0,2	5,0
Chumbo (mg/l)	5,0	10,0
Manganês (mg/l)	0,2	10,0
Molibdênio (mg/l)	0,01	0,05
Níquel (mg/l)	0,2	2,0
Zinco (mg/l)	2,0	10,0

Fonte: Adaptado de CROOK (1991)

* Água usada continuamente em todo o solo

** Água usada por período acima de 20 anos em solos de textura fina, neutros ou alcalinos

3.1.1.3. Características biológicas

Os despejos domésticos são extremamente ricos em microrganismos. Do ponto de vista do seu reaproveitamento na irrigação, os microrganismos patogênicos que representam riscos à saúde pública são os que merecem particular atenção. Como os organismos patogênicos presentes no esgoto normalmente são muitos e difíceis de isolar, para indicar a poluição de origem humana e para medir a grandeza desta contribuição adotam-se os organismos do grupo coliforme como indicadores (PESSÔA & JORDÃO, 1982).

Os coliformes são considerados de dois gêneros, *Escherichia* e *Aerobacter*.

Nas fezes humanas, existem 300 milhões de coliformes por grama de fezes em média. Aliás, todos os animais superiores possuem coliformes em seus intestinos em maior ou menor quantidade. Um bovino excreta um milhão e quinhentos mil coliformes por grama de fezes.

Empregamos o chamado "índice coli" para determinar o grau de contaminação de uma coleção hídrica. A presença de coliformes nem sempre indica, obrigatoriamente a existência de agentes patogênicos, mas sim a possibilidade de ocorrência de doenças (PEREIRA [198-]).

O coliforme mais característico do intestino humano é a *Escherichia coli*. Sua determinação se faz por técnica bem estabelecida e os resultados são expressos em número destes organismos por 100 ml de amostra de água o que é denominado de

"número mais provável" (NMP) que é obtido com o auxílio de técnicas próprias de laboratório.

Segundo PESSÔA & JORDÃO (1982), o esgoto bruto contém cerca de 10^8 a 10^{11} NMP/100 ml de coliformes totais e 10^6 a 10^7 NMP/100 ml de coliformes fecais.

Na utilização de águas residuárias para irrigação de culturas agrícolas destinadas ao consumo de humano ou por animais é geralmente necessário algum tipo de pré-tratamento. Os padrões de pré-tratamento são estabelecidos de acordo com as exigências das autoridades locais de cada país. Esta prática é realizada tradicionalmente em países como Israel, África do Sul, Estados

Unidos e Alemanha, os quais possuem legislações rigorosas que regulamentam o uso de efluentes domésticos na irrigação de produtos agrícolas e seus propósitos específicos (MELO, 1978 e ANDRADE NETO 1992).

Conforme CROOK (1991), estudos realizados em diferentes partes do mundo concluíram que os riscos a saúde associados ao uso de águas residuárias são mínimos e que determinados padrões de restrição de bactérias muitas vezes são muito restritivos. A declaração do encontro de Engelberg em 1985 foi uma tentativa de estabelecimento de diretrizes para o reaproveitamento de águas residuárias em irrigação. Para a irrigação de culturas comestíveis, campos de esportes e parques públicos, foi estabelecido como padrão que o número de nematóides intestinais não exceda a 1 ovo viável/l e que o número de organismos coliformes fecais não exceda a 1000 coliformes/100ml, como pode ser visto na tabela 3.4.

Tabela 3.4 - Padrões Microbiológicos de Qualidade de Água Residuária Aplicada em Agricultura.

Condição de Reuso	Grupo Exposto	Nemat. Intest.* ovos/l	Colif. fecais** NMP/100ml	Tratamento de água desejado para atingir a qualidade microbiológica requerida
Irrigação culturas consumidas cruas, campos de esportes, parques públicos	Operador Consumidores, público	≤1	≤ 1000	Série de lagoas de estabilização destinadas a aquisição da qualidade microbiológica indicada, ou tratamento equivalente
Irrigação cereais, culturas industriais alimentos pastagens e árvores	Operador	≤1	Sem padrão recomendado	Retenção em lagoas de estabilização por 8-10 dias ou remoção de helmintos e coliformes fecais equivalente
Irrigação localizada em culturas classe B sem exposição operadores e público	nenhum	Não Aplicável	Não Aplicável	Pré-tratamento requerido pelo método de irrigação mas não inferior à sedimentação primária

Fonte: Organização Mundial da Saúde (1989) apud CROOCK (1991).

* Nematóides intestinais (média aritmética do ovos/litro).

** Coliformes fecais (média geométrica do número de org./100ml).

3.1.2. Critérios de qualidade do efluente empregado na irrigação

O Estado de Israel, segundo SHELEF (1991), estabeleceu seus critérios de qualidade para efluentes de esgoto tratado reutilizados em práticas de irrigação. Esses critérios determinam que frutas e vegetais para conservas, descascados e cozidos, cinturões verdes de hortaliças, campos de futebol e campos de golfe, quando irrigados, devem ser mantidos no limite de 250 coliformes/100ml de efluente em mais de 80% das amostras

analisadas. Para as demais culturas; incluindo vegetais consumidos crus, parques e gramados, não devem ser ultrapassados os limites de 12 coliformes/100ml de efluente em mais de 80% das amostras. Do ponto de vista deste autor, as diretrizes microbiológicas de qualidade de efluente estabelecidas pela Organização Mundial da Saúde (SHUVAL, 1987), são baseadas em dados epidemiológicos insuficientes, contradizem princípios básicos de engenharia sanitária e saúde pública, ignoram aspectos legais e de políticas de agrícolas de mercado.

Segundo CROOK (1991), no Estado da Califórnia a seleção do tratamento especificado pelos Critérios de Reuso de Águas Residuárias objetiva a produção de efluentes livres de patógenos através de tratamentos como a coagulação química, clarificação, filtração e desinfecção para um nível de coliformes que não exceda o limite de 2,2 coliformes/100 ml. Este limite é decorrente de estudos desenvolvidos ao longo de muitos anos que visam a determinação de da capacidade de remoção de vírus em processos avançados de tratamento de esgotos. A tabela 3.5 mostra os tratamentos e critérios de qualidade para reutilização de efluentes.

Na Flórida, no tratamento secundário, a desinfecção visa atingir níveis que não excedam 200 coliformes fecais/100ml para a irrigação de áreas de acesso restrito ao público e culturas agrícolas não usadas para consumo humano. Para as culturas comestíveis, gramados residenciais, de parques públicos a exigência é de um efluente sem coliformes fecais/100ml (ESTADO DA FLÓRIDA,

1989 apud CROOCK, 1991).

Tabela 3.5 Tratamentos e critérios de qualidade para o reuso de efluentes em irrigação*.

Tipo de utilização	Limites para coliformes totais	Tratamento requerido
Cultivo de forragens, fibras e sementes Irrigação superficial de pomares e vinhedos	-	Primário
Pastagem para gado leiteiro Reservatórios para ajardinamento Irrigação de Jardins (campos de golfe, cemitérios, etc.)	23/100ml	Oxidação e Desinfecção
Irrigação superficial de alimentos** Restrito para reservatórios destinados à recreação	2,2/100ml	Oxidação e Desinfecção
Irrigação por aspersão de alimentos Irrigação de jardins (parques playgrounds, etc.)	2,2/100ml	Oxidação, Coagulação, Clarificação, Filtração***
Não há restrição para reservatórios destinados à recreação	-	-

Fonte: CROOCK (1991)

* Para o Estado da Califórnia (1973)

** Exceções podem ser feitas no caso das exigências para processamento de alimentos.

*** A turbidez do efluente filtrado não pode exceder uma média de 2 unidades de turbidez durante um período de 24 horas.

Atualmente dispõe-se de técnicas de tratamento de esgotos capazes de adequar a composição e qualidade do efluente aos padrões mais rigorosos de exigências para irrigação.

No caso do Brasil não existem padrões elaborados especificamente para regularizar a utilização de águas residuárias em irrigação agrícola. Entretanto, podem ser empregadas com

segurança as normas de classificação de águas para múltiplos usos proposta pela Resolução Número 20 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA nº 20).

Segundo a Resolução CONAMA nº 20, para que a água possa ser destinada à irrigação de hortaliças consumidas cruas e frutas que se desenvolvem rentes ao solo e que são consumidas sem cozimento e sem a retirada da película externa, ela deve estar enquadrada na classes I e não devem ser poluídas por excrementos humanos.

Para adequar as características físicas, químicas e biológicas deve-se adotar o grau de tratamento que permita obter um efluente que atenda as necessidades de modificações na característica limitante ao uso. Através do tratamento primário podemos reduzir os sólidos. O tratamento secundário permite a redução da DBO e o tratamento terciário proporciona uma maior redução da DBO e de nutrientes e a desinfecção do efluente.

Na tabela 3.6 podem ser verificadas as concentrações de elementos-traço em águas residuárias após tratamento primário e secundário em comparação com os critérios de qualidade de água para a irrigação.

Tabela 3.6 - Concentração média de elementos-traço (mg/l) em águas residuárias tratadas e critério de qualidade de água.

Elemento	Concentração média do efluente		Critério de qualidade de água para irrigação		
	Tratamento Primário	Tratamento Secundário	Conc. Típica	Solo de textura grossa*	Solo de textura fina**
Arsênico	<0,005	<0,005	<0,005	0,010	10
Boro	1,0	0,7	1,0	0,75	2,0
Cádmio	<0,02	<0,005	0,005	0,01	0,05
Cromo	<0,05	0,02	0,025	0,1	20,0
Cobre	0,01	0,04	0,1	0,2	5,0
Mercúrio	0,0009	0,0005	0,0009	-	-
Molibdênio	0,007	0,007	0,005	0,01	0,05
Níquel	<0,1	0,004	0,02	0,2	2,0
Chumbo	<0,02	0,008	0,05	5,0	20,0
Selênio	<0,005	<0,005	<0,005	0,02	0,05
Zinco	0,12	0,04	0,15	2,0	10,0

Fonte: Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América apud PAGE et al. (1981).

* Concentrações máximas de elementos-traço recomendados em águas de irrigação usadas em cultivos sensíveis, em solos com baixa capacidade de retenção destes elementos em formas disponíveis.

** Uso em solos de textura fina por um curto espaço de tempo.

3.2. Alterações nas propriedades físicas do solo em relação à aplicação de efluentes

A aplicação de efluentes ao solo implica em alterações tanto no efluente quanto nas características químicas, biológicas e físicas de todas as camadas que compõem o perfil do solo.

O fornecimento de quantidades significativas de efluentes com teores elevados de matéria orgânica promove uma elevação da percentagem de matéria orgânica do solo e, conseqüentemente,

aumenta também o conteúdo de carbono. Esta elevação no conteúdo de carbono no solo promove aumento na agregação, na capacidade de retenção de água, na condutividade hidráulica e diminuição da densidade aparente do solo (WEBBER, 1978; WEIL e KROOUTJE, 1979; KHALEEL et al., 1981).

O efeito da aplicação de efluentes nas propriedades físicas do solo são várias e muitas vezes apresentam interligações. As propriedades físicas do solo mais conhecidas, com relação ao efeito da aplicação de efluentes ao solo, são densidade do solo, capacidade de retenção de água na capacidade de campo (1/3 bar) e no ponto de murchamento (15 bar), condutividade hidráulica saturada; taxa de infiltração, porosidade total, macro e microporosidade, número de agregados, estabilidade de agregados e índice de agregação.

A densidade do solo, relação entre a massa de partículas do solo seco e o volume total da amostra de solo incluindo o espaço poroso, tem grande importância para a determinação da umidade volumétrica, porosidade e grau de compactação do solo.

Melhorar a capacidade de retenção de umidade é um dos benefícios do uso de efluentes nos solos. Muitos pesquisadores (GUPTA et al., 1977; KLADIVKO e NELSON, 1979; UNGER e STEWART, 1974; WEBBER, 1978; WEIL e KROONTJE, 1979) relataram uma elevação na capacidade de retenção de água em base de peso tanto em capacidade de campo (1/3 bar) quanto no ponto de murchamento (15 bar).

A capacidade de retenção de água nos solos é controlada primariamente pelo número de poros e distribuição do diâmetro de poros, área superficial específica dos solos.

Devido ao aumento na agregação o espaço poroso total aumenta e a densidade do solo diminui (KLADIVKO e NELSON, 1979). Como resultado da diminuição na densidade do solo, a distribuição do diâmetro dos poros é alterada e o número relativo de poros menores aumenta. Este fato pode ser verificado especialmente nos solos de textura grosseira (VOLK e ULLERY, 1973). A tensão que causa a drenagem dos poros depende do diâmetro efetivo do poro. Para drenar poros pequenos é necessário maior tensão em comparação com poros grandes. A elevação da capacidade de retenção de água em menores tensões, tais como: a capacidade de campo é resultado de um aumento no número de poros pequenos.

Em tensões próximas ao ponto de murchamento, quase todos os poros ficam cheios de ar e o conteúdo de umidade está na dependência da área superficial específica das partículas, as quais tem diminuído os filmes de água em suas superfícies. Com a adição de matéria orgânica a área superficial específica aumenta resultando em elevação da capacidade de retenção de água à altas tensões (GUPTA et al., 1977; VOLK e ULLERY, 1973, apud KHALEEL et al., 1981).

Baseado em dados obtidos com 12 diferentes fontes de resíduos orgânicos, 21 tipos de solos, 7 tipos de resíduos e 8 tipos de cultivos, KHALEEL et al. (1981), concluiu que, os efeitos de resíduos orgânicos adicionados na capacidade de retenção de água

são os seguintes:

(I) capacidade de retenção de água (base de peso) tanto na capacidade de campo (CC) e no ponto de murchamento (PM) elevou-se com adição da matéria orgânica dos resíduos, mas os aumentos variam com a textura do solo. Os solos de textura fina apresentaram um aumento na capacidade de retenção de água, sendo que na CC é maior do que no PM.

Os solos de textura grosseira propiciam uma elevação na capacidade de retenção de água no ponto de murchamento maior que em capacidade de campo, quando há uma percentagem expressiva de areia presente;

(II) Se aumentos no conteúdo de carbono orgânico causam elevação em conteúdo de umidade tanto em CC como em PM, o resultado líquido é que a quantidade disponível de água pode não ser largamente afetada, já que isto é definido como diferença entre umidade na CC e no PM.

Com a adição de resíduos orgânicos ocorre um aumento da porosidade e pode esperar-se um aumento da condutividade hidráulica. A condutividade hidráulica saturada em solo com areia grossa aumentou 18% acima da parcela controle quando foram aplicadas 450 toneladas/ha de lodo de esgoto por 2 anos (GUPTA et al., 1977, apud KHALEEL, 1981). Por outro lado, para um solo franco silteoso, o aumento foi 500% acima da parcela controle com aplicações de esterco proveniente de confinamento de animais (TIARKS et al., 1974).

A condutividade hidráulica em estudos individuais também é

extremamente variável. TRIAKS et al., (1974) verificou que após 2 anos de aplicação de resíduos os valores para esta propriedade, tiveram uma ampla variação de 2,0 a 52 cm/hora.

EPSTEIN (1975), observou em um estudo de incubação em solo franco siltoso realizado durante um período de seis meses, maior porcentagem de agregados estáveis em água no solo tratado com lodo de esgoto do que na testemunha. Solos argilosos com alta estabilidade de agregados apresentam efeito reduzido com relação ao aumento na porcentagem de agregação (FURRER e STAUFER, 1983, apud JORGE, 1991).

Latossolos argilosos ácidos possuem, em geral, alta estabilidade de agregados, por isso pode-se supor que apenas uma grande adição de matéria orgânica possa ter um efeito apreciável no aumento de sua estabilidade em água.

Solos que receberam lodo de esgoto, em diversas condições, apresentaram aumento na porosidade total (PAGLIAI et al., 1981 e ORTEGA, 1981, apud JORGE, 1991). Entretanto, FURRER e STAUFFER (1983), afirmaram que dependendo da condição física original do solo, a adição de lodo de esgoto pode não ter efeito significativo na porosidade total.

3.2.1. Efeito da composição química das águas residuárias nas propriedades do solo

3.2.1.1. Sólidos na composição do efluente

Em solos "leves", sólidos orgânicos provenientes de águas residuárias em quantidades elevadas (150 g/m) podem aumentar a capacidade de retenção de água, conteúdo de silte e argila, capacidade de troca de cátions (CTC) e o conteúdo de matéria orgânica. Nos solos "pesados", existe o perigo de selamento de poros do solo. Isto se deve ao fenômeno biológico da rápida taxa de desenvolvimento de algas sobre as partículas orgânicas que precipitam nos pequenos poros do solo.

Segundo NOY e FEINMESSER (1977), o efeito favorável nas propriedades físicas do solo pode ser verificado em solos "leves", enquanto que nos solos "pesados" apresentam decréscimo temporário na permeabilidade da água e ar devido ao selamento da camada superficial do solo.

3.2.1.2. O sódio na agregação do solo

Partículas de argila estão geralmente agregadas em solos e, sendo assim, poros grandes podem ser encontrados entre eles. O conjunto de cátions trocáveis adsorvidos em partículas de argila afeta a agregação.

Quando a percentagem de sódio trocável PST ($\text{Na}/\text{CTC} \times 100$ em

meq/100 g) no solo excede a 15, a floculação é evitada, os agrupamentos de partículas ficam densos, a macroporosidade diminui e a permeabilidade da água e do ar é drasticamente reduzida. Este dano é limitado ao solo de textura média e pesados. Em solos leves, que possuem baixos teores de argila, o perigo do sódio é muito menos pronunciado. O valor de PST desejável deve ser inferior a 10. A relação quantitativa entre cátions trocáveis é dependente da relação quantitativa entre cátions da solução do solo que dependerão da água aplicada na irrigação. A razão de adsorção de sódio ($RAS = Na/[(Ca + Mg)/2]^{1/2}$) está relacionada a PST quando cátions trocáveis e solúveis estão em equilíbrio. O valor crítico de RAS na solução do solo é aproximadamente 13 e o valor desejável pode ser 9 (SCALOPPI & BAPTISTELLA 1986).

Águas residuárias tratadas possuem uma alta concentração de íons bicarbonato. Como o conteúdo de água no solo diminui, devido à utilização pela planta e evaporação da superfície do solo, a concentração do íon aumenta. O produto solúvel de íons de cálcio e carbonato é pouco e os precipitados de cálcio e magnésio aumentam. Como um dos resultados da redução de cálcio solúvel, a RAS aumenta e o efeito PST no solo aumenta além do valor esperado na composição original da água de irrigação (NOY e FEINMESSER, 1977).

3.2.1.3. Cátions trocáveis

As relações entre cátions trocáveis e solúveis no solo são discutidas em relação ao sódio. Concentrações de íon potássio

crecem na solução do solo após efluentes tratados serem adicionados ao solo representando a percentagem de potássio trocável. Um incremento de magnésio durante a sua utilização é geralmente maior que o cálcio, aumentando a relação magnésio-cálcio na água residual. Em solos pesados o magnésio é mais frágil em relação ao cálcio na manutenção de partículas de argila floculadas, desta maneira, o efeito de defloculação no aumento de sódio pode ser mais efetivo (NOY e FEINMESSER, 1977).

3.3. Influência dos efluentes no desenvolvimento de plantas.

Os efluentes poderão ser empregados na irrigação de culturas agrícolas por serem importantes fontes de água e de nutrientes que podem ser aproveitados pelas plantas em seu desenvolvimento e com redução dos custos de insumos da lavoura. Para que haja um favorecimento no crescimento da planta torna-se essencial uma caracterização quantitativa e qualitativa dos elementos e compostos químicos que estão no efluente. Tais cuidados são essenciais de modo a não provocar um desequilíbrio nutricional nas plantas irrigadas.

Ao se selecionar uma cultura para ser irrigada devem ser levados em conta os aspectos ecológicos e agrícolas objetivando alcançar altas produtividades, perdas mínimas de água, máximo aproveitamento de nutrientes e mínimas possibilidades de poluição no solo e nas águas superficiais e subterrâneas.

A cultura a ser estabelecida deve ser conhecida em termos de

potencial produtivo, capacidade de absorção e tolerância a cada elemento ou composto químico, as exigências hídricas e resistência a falta de água, a adaptabilidade às condições impostas pela aplicação do efluente, a sensibilidade aos constituintes do efluente e os aspectos relevantes para a saúde pública.

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

Em um estudo realizado com aplicação de água residuária procedente de tratamento secundário, ORON (1991) verificou que em aplicação por gotejamento subsuperficial proporcionou uma produtividade de milho em espigas em torno de 12.6t/ha de peso úmido e por gotejamento superficial de 13.6t/ha de peso úmido. E uma porcentagem de matéria seca entre 37 e 48%.

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

Avaliando o efeito do esgoto municipal usado em irrigação de diferentes culturas, MELO (1978) observou que gramíneas forrageiras tiveram um aumento de crescimento de 300 a 400%, cereais de 20 a 50%, plantas radiculares 100% e um acréscimo no conteúdo de proteínas em forragens de 6 a 17%.

A produção potencial da cultura é importante devido à quantidade de nutrientes removidos pela cultura.

O valor fertilizante dos nutrientes em águas residuárias é considerado benéfico de maneira geral. Entretanto, altas concentrações podem ser tidas como prejudiciais para as plantas, como veremos a seguir.

Trabalhando em campos experimentais na Índia, HESPANHOL (1988) apud ANDRADE NETO (1992) encontrou efeitos benéficos da irrigação com esgotos em algumas culturas, como mostra a tabela 3.7.

Tabela 3.7. - Aumento da produtividade na irrigação com esgoto.

Irrigação	Produtividade (tonelada/hectare/ano)				
	Trigo* (8 anos)	Feijão* (5 anos)	Arroz* (7 anos)	Batata* (4 anos)	Algodão* (3 anos)
Esgoto bruto	3,34	0,90	2,97	23,11	2,56
Esgoto decantado	3,45	0,87	2,94	20,78	2,30
Efl. de lagoa estabilização	3,45	0,78	2,98	22,31	2,41
Água + NPK	2,70	0,72	2,03	17,16	1,70

Fonte: HESPANHOL (1988), apud ANDRADE NETO (1992)

3.3.1. Macroelementos essenciais às plantas presentes nos efluentes.

3.3.1.1. Nitrogênio

O nitrogênio está presente nas águas residuárias em uma proporção que varia de 5 a 10% dos sais minerais de sua composição. Se a taxa de nitrogênio é alta, haverá a necessidade de remoção de excessos que consiste da combinação entre tratamento primário e secundário. Este tipo de tratamento nem sempre é eficiente porque remove apenas pequenas quantidades de nitrogênio (BOUWER, 1991).

Segundo AYERS & WESTCOT (1985), os problemas potenciais advindos da irrigação com efluentes de esgotos são severos no caso do nitrogênio total para valores superiores a 30 mg/l. Concentrações de nitrogênio abaixo de 5 mg/l são geralmente aceitáveis, mas concentrações superiores a 30 mg/l podem acarretar alguns problemas tais como: crescimento excessivo na vegetação em detrimento da produção de frutos, retardamento na maturação, redução do teor de açúcar ou amido em algumas espécies comestíveis e efeitos adversos sobre o sabor e a textura dos alimentos.

O nitrogênio é, de maneira geral, o elemento que as plantas necessitam em maior quantidade. Tal elemento é importante pois confere a cor verde às plantas, promove rápido crescimento, aumenta a folhagem, melhora a qualidade das hortaliças de folhas comestíveis, aumenta o teor de proteínas das plantas alimentícias e forrageiras e serve como alimento para os microrganismos do solo

que decompõem a matéria orgânica (MALAVOLTA, 1979).

A principal fonte de nitrogênio para as plantas é a matéria orgânica do solo. Na mesma o elemento não está em uma forma diretamente aproveitável pelas raízes por isso ele deve sofrer um processo de mineralização onde o nitrogênio orgânico é transformado em nitrato que as raízes podem absorver (CROOK, 1991).

Em alguns casos a produtividade de culturas agrícolas pode ser reduzida com a aplicação de níveis excessivos de nitrogênio, especialmente no caso de culturas perenes. Esta redução pode ser causada por atraso na maturação e diminuição do tamanho dos frutos como ocorre com pêssegos que têm sua máxima produção quando fertilizados com 0,34 a 0,68 kg de N por árvore, ocorrendo uma redução na produção quando os valores forem superiores a estes (BAIER & FRYER, 1973). O mesmo autor, relata ainda, que os tubérculos de beterraba açucareira superfertilizada com N são de grande tamanho, porém ocorre uma redução no percentual de açúcar. Batatas nestas condições produzem menos tubérculos, de menor tamanho e com menos conteúdo de amido. Para ambas as culturas os efeitos adversos serão observados se ultrapassarem-se o limite de 22 g/m de N.

Diminuição da qualidade da cultura foi observada por BRAIER e FRYER (1973) em laranjas, fertilizadas com teores maiores que 17 g/m que apresentaram polpa granulosa com menos suco que os frutos normais, esverdeadas quando maduras, uma aparência esteticamente inadequada para comercialização. O nível ótimo de nitrogênio para laranjas está entre 2,4 e 3,6% em base de peso seco.

Gramíneas como cevada, aveia e trigo têm problemas de colheita quando irrigadas com águas residuárias ricas em nitrogênio. Estas plantas acamam mais severamente do que as plantas mais baixas irrigadas com quantidade equivalente de fertilizantes comerciais.

Em alguns casos o nitrogênio, assim como outros nutrientes, não sendo tóxico para as plantas, pode causar danos nos consumidores das mesmas. Forragens com altos teores de nitrato podem ser prejudiciais quando consumidas, já que o mesmo pode ser convertido em nitrito no estômago do consumidor.

3.3.1.2. Potássio

O potássio é, assim como o nitrogênio, um dos macronutrientes exigidos em maior quantidade pelas culturas. No desenvolvimento da planta, este elemento confere maior vigor e resistência às doenças, auxilia a produção de amido, óleo e proteína, aumenta a resistência dos colmos e caules ao acamamento, diminui o número de frutos inviáveis, aumenta a resistência à seca e a geada, melhora a qualidade dos frutos e ajuda na formação de raízes e tubérculos.

O aproveitamento de resíduos de esgotos urbanos domésticos nos Estados Unidos da América consegue anualmente recuperar algo como 2000 toneladas de potássio.

As águas residuárias domésticas têm 3 a 4,5 % de potássio na forma de K_2O entre seus sais minerais.

Os efluentes de tratamento de esgotos secundário, conforme POUND & CRITES (1973) apud MELO (1978), podem possuir cerca 14 mg

K/l. A composição química média de efluentes secundários aponta concentração de potássio entre 43 a 60 mg/l e 20 a 55 mg/l como VAISMAN (1984) verificou em duas estações de tratamento em Israel.

Uma vez adicionado ao solo na água de irrigação, este teor de potássio pode contribuir muito, em termos nutricionais, para o desenvolvimento das culturas alimentícias.

3.3.1.3. Fósforo

O fósforo é essencial para as plantas e está presente em efluentes de esgoto na forma de PO_4 .

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

Em estudo realizado por INDELICATO et al. (1992), verificou-se que os efeitos produzidos no solo com o uso de efluentes de águas residuárias em irrigação tiveram como efeito mais significativo a longo prazo o aumento na quantidade de fósforo. Este acréscimo foi três vezes maior do que nos solos que receberam irrigação com água límpida. Este aumento na quantidade de fósforo é positivo. O efeito benéfico pode ser considerado em relação às práticas de fertilização com ênfase na prevenção de uma excessiva contribuição de nutrientes para o solo.

Segundo POUNDS & CRITES (1973) apud MELO (1978), o valor médio de variação na concentração de fósforo total, obtidos em diversos sistemas de tratamento secundário de esgotos, é de 10 mg/l.

Efluentes secundários de diferentes estações de tratamento, conforme VAISMAN (1984) podem ter concentrações de fósforo total na faixa entre 3,2 e 14,5 mg/l.

A tabela 3.8, ilustra como o nitrogênio, fósforo e potássio presentes em efluentes de esgotos domésticos podem ser capturados pelas plantas para implementar sua produção, assim como o fazem com outras fontes de nutrientes.

Tabela 3.8 - Produção e retirada de nutrientes.

Cultura	Alfafa		Milho	
	Massa verde	Planta		Grão
Produção (Kg/ha)	14000	20000		10000
Nitrogênio (Kg/ha)	470	250		175
Fósforo (Kg/ha)	60	45		35
Potássio (Kg/ha)	340	220		40

Fonte: LARSON e GILLEY (1976) apud SCALOPPI e BAPTISTELLA (1986)

3.3.2. Plantas e Elementos-traço

Os elementos-traço incluem aqueles elementos químicos, principalmente metais, usados por organismos vivos em ínfimas quantidades mas fisiologicamente essenciais.

A maioria dos elementos-traço, especialmente os metais pesados, segundo BRAIER & FRYER (1973), são precipitados no lodo do esgoto pelo tratamento secundário e, ficam eliminados dos efluentes

usados em irrigação. Alguns quelatos solúveis de metais pesados podem se formar pela combinação destes com a matéria orgânica presente no efluente. O efeito dos metais pesados sobre as plantas irrigadas com efluentes é pouco conhecido.

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

O desenvolvimento de todas as plantas superiores requer pequenas quantidades de boro, cobre, ferro, manganês, molibdênio, sódio e cloro. Cobalto, selênio e silício são considerados essenciais, para poucas e seletas plantas. Arsênio, cádmio, chumbo e mercúrio, cujas funções em relação às plantas não são ainda suficientemente conhecidas, parecem não possuírem funções fisiológicas definidas sendo sempre definidos como perigosos, como relata PAGE et al. (1981).

Ao se levar em conta a fitotoxidade, alumínio, boro, cádmio, cobre, níquel, manganês e zinco são importantes.

Os elementos classificados como pouco perigosos incluem manganês, ferro, alumínio, cromo, arsênio, selênio, antimônio, chumbo e mercúrio. Cádmio, cobre, molibdênio, níquel e zinco, foram considerados potencialmente perigosos em aplicações ao solo (DAVIS 1982). Na tabela 3.9 podemos verificar concentrações críticas de elementos-traço em solos, plantas e animais.

Tabela 3.9 - Concentrações críticas de metais pesados em solo, planta e na dieta de animais.

Elemento	Solo*	Planta	Dieta animal
Cádmio (mg/l)	3	5 - 10	0,5 - 1
Chumbo (mg/l)	100	10 - 20	10 - 30
Cobalto (mg/l)	-	10 - 20	10 - 50
Cobre (mg/l)	100	15 - 20	30 - 100
Cromo (mg/l)	100	1 - 2	50
Mecúrio (mg/l)	2	2 - 5	1
Níquel (mg/l)	50	20 - 30	50 - 60
Tálio (mg/l)	-	20 - 30	5
Zinco (mg/l)	300	150 - 200	500

Fonte: Adaptado por SANTOS, 1989 de MENGEL & KIRBY, 1987.

* Valores propostos para a República Federal da Alemanha.

Conforme trabalho apresentado por BARCELÓ & POSCHENRIEDER (1992), nem todos os órgãos da planta tem o mesmo papel na acumulação de metais pesados. A raiz é, normalmente, o órgão prioritário de entrada e de acumulação. Existem, casos excepcionais como o tecnécio que podem ter sua acumulação predominante na parte aérea, mais precisamente nas folhas.

Nos caules os metais seguem essencialmente a via do xilema e em suas relações com células vizinhas podem induzir trocas na planta de diferenciação do próprio sistema vascular até que em concentrações menores alcancem as folhas onde alteram fortemente a estrutura e o funcionamento das células fotossintéticas, como relata VAN ASSCHE et al. (1990).

3.3.2.1. Zinco

O zinco é absorvido pelas raízes e folhas em quantidades muito pequenas. MALAVOLTA (1981) afirma que este elemento é necessário

para a produção de clorofila e indispensável ao crescimento vegetal.

Segundo o mesmo autor, as plantas, quanto a sua capacidade de absorver zinco, podem ser classificadas em: plantas pouco eficientes (feijoeiro, soja, arroz, videira, milho, etc); intermediárias (batata, tomateiro, cebola, alface, beterraba, etc) e eficientes (ervilha, cereais de inverno, aspargo, cenoura, gramíneas forrageiras, etc.) .

O pH do solo influi na disponibilidade do zinco, diminuindo com a elevação do pH. Assim sendo, é provável que ocorram sintomas de deficiência deste elemento em solos alcalinos. A absorção radicular se dá ativamente quando o pH do meio ou da solução do solo estiver entre 5 e 7 (EPSTEIN, 1975).

Segundo PAGE et al. (1981), aplicações de águas residuárias podem ser benéficas para a correção de deficiência de zinco em alguns solos e que os níveis típicos de zinco no solo podem estar em torno de 50 mg Zn/Kg. O United States Environmental Protection Agency (1978) recomenda limites máximos de zinco no solo para evitar condições de fitotoxicidade. Os limites sugeridos foram 250, 500 e 1000 kg Zn/ha para solos com CECs < 5, 5-10 e 15 meq/100g, respectivamente. O mesmo autor afirma que as águas residuárias contêm concentrações de zinco que variam de 0,004 a 20 mg/l e concentrações médias de 0,15 mg/l. Sob condições normais de irrigação (lâmina total de 1,2 m de águas residuária por ano) águas residuárias médias podem ser aplicadas por 139 anos sem causarem problemas de excesso de zinco.

3.3.2.2. Cobre

O cobre é absorvido pela planta na forma Cu^{+2} . No xilema o cobre está presente de maneira geral na forma complexada do tipo [ânion-Cu]. Considera-se o cobre um elemento imóvel no floema, motivo pelo qual os sintomas de deficiência em geral mostram-se nas folhas mais jovens (GOMES, 1985).

As formas utilizáveis de cobre para as plantas estão associadas com os sítios de quelação da matéria orgânica no solo. Devido ao fato do hidrogênio competir pelos pares eletrônicos dos quelatos, a solubilidade do elemento será maior quanto mais ácido for o solo.

MALAVOLTA (1980) relata que o cobre, na planta, contribui para dar maior resistência às doenças, participa dos processos de respiração, regulação da água na planta e fixação biológica do nitrogênio. As concentrações de cobre no solo situam-se na faixa de 2 a 100 mgCu/Kg, com um nível médio de 40 mgCu/Kg solo. Nas plantas, ocorre na faixa de 5 a 20 mgCu/kg de matéria seca. A tolerância das plantas ao cobre varia de espécie para espécie. As concentrações nas águas residuárias estão na faixa de 0,006 a 5,9 mg Cu/l, com níveis típicos de 0,1 mg Cu/l.

Segundo PAGE et al. (1981), quando a irrigação usar 1,2 m de lâmina de água anualmente, uma água residuária típica pode ser aplicada continuamente por cerca de 104 anos antes que o limite de cobre sugerido para solo seja atingido.

Cobre em concentração acima de 80 mg/l na água de irrigação

pode se acumular no solo e causar queima nas folhas das árvores (BRAIER & FRYER, 1973).

3.3.2.3. Chumbo

O chumbo não é considerado tóxico para as plantas, mas ele pode ser muito tóxicos para os consumidores das mesmas. BRAIER & FRYER (1973) descreve que animais com tratos gástricos que contenham ácidos estomacais (seres humanos, cavalos, etc.) mantém o chumbo em formas solúveis, o qual pode causar danos fatais ao cérebro.

De acordo com PAGE te al. (1981) o chumbo não é essencial para as plantas e pode ocorrer no solo em concenrações típicas de 15 mg Pb/kg de solo. Formas solúveis de chumbo adicionadas ao solo reagem rapidamente com outros constituintes químicos para formar compostos completamente insolúveis o que torna a lixiviação do mesmo, através do solo para as água subterrâneas, pouco provável. A concentração típica de chumbo em águas residuárias, até limites de 0,05 mg Pb/l, promove um substancial enriquecimento de chumbo na superfície do solo que se repetirá nas aplicações subseqüentes.

3.3.2.4. Cromo

Muitas culturas, exceto certas plantas indicadoras, desenvolvem-se em solos que contém altos níveis de cromo como se estivessem em solos pobres neste elemento. O cromo (III) é a forma

mais comum no solo. Quando o cromo (VI) é adicionado ao solo, é rapidamente reduzido para cromo (III). Cromo (VI) presente no solo é absorvido pela planta e neste caso, segundo PRATT (1966), foram observadas evidências de fitotoxidez. Os efeitos fitotóxicos são, contudo, temporários e provavelmente relacionados com a velocidade com a qual o Cromo (IV) é reduzido para Cromo (VI).

Conforme PAGE et al. (1981), a concentração de cromo total no solo varia de 5 a 3000 mg/kg com níveis típicos de 100 mg/kg.

Estudos envolvendo aplicação de lodo de esgoto a solos cultivados contendo quantidades substanciais de cromo, não apresentaram resultados em termos de redução de produtividade nem grande aumentos no teor de cromo no tecido da planta (BINGHAM & PAGE 1978; CUMINGHAM et al. 1975 apud PAGE, 1981).

3.3.2.5. Cádmio

O cádmio pode atingir níveis fitotóxicos sob uma variada faixa de condições químicas do solo. A fitotoxidade geralmente ocorre em menores níveis de concentrações em solos calcários ou neutros.

PAGE et al. (1981) relata que as concentrações de cádmio em solos naturais situam-se na faixa de 0,05 a 1,5 mgCd/kg de solo, com níveis típicos de 0,3 mgCd/kg. As informações disponíveis sobre características da absorção de cádmio pelas plantas demonstram que a concentração deste elemento no tecido foliar das plantas tende a se elevar com o aumento do teor de cádmio adicionado ao solo.

As partes reprodutivas tais como as flores, frutos e sementes,

geralmente contém menores concentrações de cádmio e respondem menos rapidamente às adições ao solo do que as folhas, como relatam BARCELÓ & POSCHENRIEDER (1992).

A tolerância das diferentes espécies de plantas aos níveis de cádmio adicionados ao solo são altamente variáveis. O espinafre (*Spinacia oleracea* L.) por exemplo, é uma espécie muito sensível, ao passo que o arroz (*Oryza sativa* L.), sob condições de alagamento é muito tolerante. A alface (*Lactuca sativa* L.) é considerada uma espécie sensível cuja produtividade pode ser reduzida em 50% se o cádmio adicionado ao solo superar a faixa de tolerância entre 10-50 mg/g.

O limite anual de adição de cádmio proposto pelo U.S. Environmental Protection Agency (1979) apud PAGE et al. 1981, de 0,5 a 2,0 kg Cd/ha, para áreas agrícolas, tem por objetivo a proteção contra a acelerada entrada de cádmio nos alimentos que chegam ao mercado consumidor. Este limite contudo, não é o mesmo utilizado para avaliação da taxa toxicidade nas plantas.

O teor limite de cádmio para as plantas, segundo SANTOS et al. 1989, foi estabelecido em 5 a 10 ppm.

As concentrações de cádmio nas águas residuárias situam-se na faixa de < 0,005 a 6,4 mgCd/l, com níveis típicos de 0,005 mgCd/l.

Existem teorias que afirmam que culturas sensíveis ao cádmio podem ser danificadas quando a adição cumulativa do elemento ao solo (CEC 15 meq/100 g) excede a 20 Kg/ha. Para atingir este nível, na irrigação com uma água residuária típica, é necessário aplicar um total de 400 m de coluna de água ao solo (PAGE et al. 1981).

3.2.6. Molibdênio

Relata BRADY (1984) que o molibdênio se encontra dissolvido na solução do solo na forma de molibdato, adsorvido sobre as partículas de solo, em forma trocável e não trocável, como constituinte mineral do solo e da matéria orgânica.

O ingresso do elemento na planta se dá na forma de íon molibdato MoO_4^- ou HMoO_4^- e nas formas de óxidos como MoO_2 e Mo_2O_3 .

A essencialidade do molibdênio foi verificada na fixação do nitrogênio do ar nos nódulos das raízes das leguminosas e no aproveitamento nos nitratos absorvidos pela planta.

Em algumas águas residuárias tratadas, segundo United States Environmental Protection Agency (1973) apud PAGE et al. (1981), a concentração média de molibdênio é de 0,005 mg Mo/l. Esta concentração encontra-se abaixo do critério de qualidade de água para irrigação que estabelece limites de 0,1 e 0,5 mg/l para solos com textura grossa e fina, respectivamente.

De acordo com PAGE et al. (1981), o critério de qualidade de água recomenda que as águas empregadas continuamente em irrigação contenham concentrações de molibdênio não superiores a 0,01 mg Mo/l. Se as águas residuárias que contiverem concentrações maiores que os limites recomendados forem usadas para irrigação, devem ser tomados cuidados para garantir que nenhum animal consuma tais plantas.

A disponibilidade de molibdênio é maior quanto mais alcalino for o pH. Nos solos ácidos, o molibdênio fica aprisionado no

interior dos cristais de argila de onde as raízes não podem retirá-lo, conforme descreve MALAVOLTA (1979).

3.3.2.7. Mercúrio

As concentrações de mercúrio no solo variam de 0,1 a 0,3 mg Hg/Kg e segundo PAGE et al. (1981), não há uma ligação evidente entre o mercúrio aplicado ao solo e a condição de fitotoxidez.

KLOKE (1982) relata que o cálculo das quantidades toleráveis de mercúrio deve ter por base a intoxicação por metilmercúrio. Em tais casos os teores de mercúrio mais baixos, os quais produzem os primeiros sintomas neurológicos, foram de cerca de 50 ppm em cabelo e 0,4 ppm em células sanguíneas. Estas concentrações são atingidas com uma ingestão diária de aproximadamente 0,3 mg de Hg/semana (predominantemente metilmercúrio), por uma pessoa de saúde normal.

Padrões permitidos para mercúrio, conforme KAFERSTEIN et al. (1979), para alimentos de origem vegetal são de 0,03 e 0,02 mg/kg de peso úmido para cereais e batatas, respectivamente.

O acréscimo do conteúdo de um elemento como o mercúrio no solo provoca elevação no teor na planta desta maneira, certas quantidades podem ser tóxicas para quem as consome. Este fato foi estudado por, KLOKE (1982), que conduziu um trabalho durante cinco anos consecutivos e com cinco culturas distintas. As culturas foram avaliadas quanto ao teor de mercúrio em seus órgãos após um período de exposição ao elemento. Os resultados estão apresentados na tabela 3.10.

Tabela 3.10 - Conteúdo de mercúrio no solo e plantas após a aplicação de $HgCl_2$ ao solo em 1975.

Plantas		Hg em material vegetal		
Feijões 1976	folhas	0,11	2,1	20,0
	vagens verdes	0,012	0,103	-
Centeio 1977	Palha	0,05	0,53	3,45
	Grãos	0,01	0,03	0,17
Trigo 1978	Palha**	0,05	1,13	4,6
	Grãos	0,01	0,01	0,03
Cevada 1979	Palha**	0,07	0,66	3,33
	Grãos	0,01	0,01	0,05
Colza 1980	Folhas	0,10	0,42	3,03
	Grãos	0,01	0,01	0,03
Hg aplicado ao solo mg/kg sol		0	50	200
Hg encontrado 1977 mg/kg sol		0,18	51	117
Hg encontrado 1980 mg/kg sol		0,15	47	190

Fonte: KLOKE (1982)

* Padrão base de Hg contido no solo = 2 mg/kg solo

** Padrão base para Hg contido em grãos = 0,03 mg/kg na colheita
0,035 mg/kg matéria seca

3.3.3. Plantas e salinidade

A salinidade desperta interesse no reaproveitamento de águas residuárias para irrigação já que as águas residuárias geralmente possuem teores elevados de sais superiores às águas límpidas. Quando o teor de sais é elevado na água podem surgir problemas graves em solos com lixiviação baixa e altas taxas de evaporação.

As culturas agrícolas de maneira geral são muito sensíveis aos elevados teores de sais, com exceção das gramíneas e pastagens.

Segundo CROOK (1991), quando a quantidade de sais dissolvidos na água de irrigação aumenta, a produtividade das culturas diminui e eventualmente um ponto máximo é atingido no qual a vida não pode se manter.

As concentrações limitantes na planta dependem do tipo de solo, condições climáticas e quantidade água aplicada. Muitas plantas são sensíveis a sais, que podem impedir o crescimento, queima e queda de folhas e morte dos caules. Algumas plantas apresentam uma toxicidade específica a certos íons, principalmente ao cloro, boro e sódio (BERNARDO, 1989).

Conforme CROOK (1991), os cloretos estão presentes em quase todas as águas. Eles não são necessários para o crescimento da planta e em altas concentrações causam taxas anormais de crescimento e queima de folhas. A absorção foliar de cloretos em sistemas de irrigação por aspersão pode causar danos às plantas mesmo em baixas concentrações.

Íons cloreto livres disponíveis em concentrações menores que 0,05 mg/l podem causar queima nas pontas das folhas e danos a algumas culturas sensíveis. Entretanto, gramíneas usadas em relvados podem tolerar quantidades deste íon muito superiores a estes limites (BARCELÓ & POSCHENREIDER, 1992) .

O íon cloro geralmente compõem 1/3 dos sais dissolvidos totais adicionados às águas residuárias urbanas e podem conforme trabalho realizado por BAIER & FRYER (1973), reduzir em até 1/3 o crescimento de algumas espécies arbóreas.

Águas contendo altos teores de sódio possuem um efeito adverso

sobre a estrutura física dos solos argilosos pela dispersão dos colóides do solo, isto retarda o movimento de água, a lixiviação de sais e torna os solos difíceis de serem trabalhados.

O sódio associado ao íon cloro em águas residuárias urbanas podem causar queima das pontas das folhas quando em concentrações próximas de 0,2 a 0,7 % do peso seco em folhas de ameixa (BAIER & FRYER, 1973).

Os efluentes com grandes concentrações de sódio e potássio podem prejudicar a estrutura do solo, reduzir a permeabilidade e a condutividade hidráulica. Estes efeitos, entretanto, não constituem problemas quando a percentagem de sódio trocável é inferior a 15%, como relatam SCALOPPI & BAPTISTELLA (1986).

Segundo CROOCK (1991), em condições de irrigação por aspersão e umidade inferior a 30 % sódio e cloro acima de 70 e 100 mg/l, respectivamente, provocam uma absorção excessiva e danos às culturas sensíveis.

No solo o boro dissolvido está pouco presente. Um aumento de pH no solo faz com que diminua o boro em forma disponível para a planta, provavelmente pela formação de compostos de boro insolúveis. O H_3BO_3 neutro deve predominar na solução do solo porém, somente acima de pH 9,2 isto ocorre.

De acordo com MALAVOLTA (1981), o boro é muito importante para o desenvolvimento das partes mais jovens das plantas. Os pontos de crescimento são muito exigentes. Se o solo for pobre nesse micronutriente a gema terminal pode morrer.

Na planta, o boro desempenha papéis muito importantes como:

aumento da colheita e melhora da qualidade de forrageiras, frutos e hortaliças; junto com o cálcio, ajuda no transporte de açúcares para os frutos, colmos e raízes; importante na produção de sementes e granagem das espigas.

O boro é um nutriente que na planta não satisfaz o critério direto de essencialidade, ou seja, não se verificou nenhum composto vital de que participe e nem se identificou qualquer reação crucial para o metabolismo que deixe de ocorrer na sua ausência.

Entretanto, já foi relatado por GOMES (1986), que o boro influencia a formação da parede celular, divisão celular, aumento do tamanho das células e o transporte de carboidratos das folhas para outros órgãos.

Os sintomas de deficiência mais comuns são a menor germinação do grão de pólen e a diminuição do crescimento do tubo polínico que leva a espigas mal granadas, encurtamento dos internódios, frutas e folhas menores e deformadas, menor nodulação em leguminosas, menor teor de açúcar na cana.

Em águas residuárias o boro ocorre provavelmente em grande quantidade na forma do ácido bórico não dissociado, $B(OH)_3$. Sendo pouco carreável, passa através do solo muito mais rapidamente do que outros elementos traços.

PAGE et al. (1981) relata que plantas que crescem em solos cujos níveis de boro solúvel em água sejam menores que 0,04 mg/l apresentam sintomas de deficiência e que concentrações que excedem 1,0 mgB/l podem ser tóxicas para espécies sensíveis. Altas concentrações de boro em águas residuárias aparecem como

decorrência do uso intensivo de agentes desinfetantes em detergentes domésticos. A concentração típica de boro em águas residuárias é 1,0 mgB/l, a qual excede o limite considerado seguro para a irrigação de plantas sensíveis. Os efluentes de esgoto causam grande preocupação quando os conteúdos de boro forem superiores a 6,0 mg/l.

Reduções na produtividade de plantas sensíveis, semitolerantes e tolerantes, estão associadas às concentrações de boro na água de irrigação de 0,3-1,0, 1,0-2,0 e 2,0-4,0 mgB/l, respectivamente.

INDELICATO et al. (1992), relata que na Sicília foram monitoradas oito fazendas irrigadas com água residuária comparadas com outras irrigadas com água límpida e que os principais efeitos verificados sobre as culturas dizem respeito ao boro. O conteúdo deste microelemento em amostras de folhas foi sempre superior às amostras controle no caso das fazendas que haviam sido irrigadas com água residuária por poucos anos. Em pomares de citros a quantidade de boro nas folhas foi superior aos valores normais e sintomas de fitotoxicidade foram observados.

Como o risco de salinização de um solo irrigado é muito grande, o Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos da América, segundo BERNARDO (1989), propôs uma classificação da água para irrigação fundamentada na condutividade elétrica da água como indicadora do perigo de salinização, e na razão de absorção de sódio como indicadora do risco de alcalinização ou sodificação do solo.

As águas foram enquadradas em quatro classes: salinidade baixa

(CE entre 0 e 250 mhos/cm a 25°C), salinidade média (CE entre 250 e 750 mhos/cm a 25°C), salinidade alta (CE entre 750 e 2250 mhos/cm a 25°C) e muito alta (CE entre 2250 e 5000 mhos/cm a 25°C).

AYRES & WESTCOT (1885), elaboraram uma tabela de tolerância das principais culturas à salinidade do solo relacionando diversas concentrações de sais solúveis em solução do solo e água de irrigação com o potencial produtivo de cada cultura.

3.4 - Aspectos de saúde pública

A utilização de esgotos e efluentes para irrigação deve ser acompanhada de uma criteriosa avaliação dos possíveis efeitos sobre a saúde pública.

ANDRADE NETO (1992) cita como contaminantes de importância os biológicos, já que normalmente em esgotos provenientes de zona urbana não estão presentes metais pesados ou outros contaminantes de origem química, exceto quando estes recebem também despejos de indústrias. Os riscos à saúde pública não estão associados somente a presença dos patógenos (vermes, protozoários, bactérias ou vírus) nas águas residuárias, mas também dependem da concentração que atinge o campo de irrigação, da latência, persistência e capacidade de multiplicação para que atinja e mantenha a dose infectiva para cada espécie e ainda alcance e penetre em uma pessoa sã e provoque dano à mesma.

HESPANHOL (1988) e VARGAS (1990) apresentam as seguintes conclusões extraídas da análise de estudos epidemiológicos

existentes sobre o uso de esgotos na irrigação agrícola.

- O uso de esgoto bruto (sem tratamento) causa um excesso significativo de infecções com nematóides intestinais (verminoses), tanto em consumidores como em operários rurais, especialmente naqueles que trabalham descalços.

- O uso de esgoto bruto na irrigação de verduras pode efetivamente transmitir cólera e provavelmente também febre tifóide.

- O uso de esgoto bruto em pastagens pode ocasionar teníase no gado (*Taenia saginata*), mas há pouca evidência de riscos reais de infecção humana.

- Há pouca evidência de que a saúde de populações circunvizinhas às áreas irrigadas com esgoto bruto seja afetada. Os casos relatados são restritos a algumas gastroenterites benígnas de origem viral, embora possa ocorrer um excesso de infecções bacterianas.

- A irrigação por aspersão pode efetivamente transportar vírus entéricos em aerossóis, porém a transmissão de doenças é bastante rara porque as populações em geral possuem altos níveis de imunidade à doenças entéricas virais endêmicas.

Com base nestes e outros dados reais, os especialistas concordam que, quando esgoto bruto é utilizado na irrigação, helmintos e bactérias acarretam riscos elevados ou vírus de pouco ou nenhum risco reais à saúde. Quanto aos protozoários não existem evidências suficientes para avaliação do risco real porém, nenhum estudo mostrou que haja risco epidemiológico real.

Medidas de proteção para eliminar ou controlar os riscos da irrigação com águas residuárias devem ser adotadas no sentido de eliminação ou redução da concentração dos patógenos ou ainda evitando que as infecções acarretem em disseminação de doenças.

Os meios de que dispomos para que tais propósitos sejam alcançados são o grau de tratamento do esgoto, a escolha da cultura a ser irrigada, a adequação do método de irrigação e os cuidados pessoais das populações envolvidas (MELO, 1978).

A tabela 3.11 apresenta os graus de tratamento em função da cultura e técnica de irrigação.

Tabela 3.11 - Grau de tratamento dos esgotos necessário em função do tipo de cultura e da técnica de irrigação

Tipo de Cultura	Técnica de irrigação	Grau de tratamento de esgotos visando objetivo sanitário
. Alimentícia consumo humano direto (legumes, verduras, frutas, etc)	Aspersão	Exigente
	Inundação ou canais e sulcos	Exigente
. Campos de desportos e áreas de recreação	Gotejamento ou subsuperficial	Moderado
. Cerealíferas ou industriais	Por aspersão	Moderado
	Inundação ou canais e sulcos	Baixo
. Forragens e pastagens	Gotejamento ou subsuperficial	Nenhum
. Árvores (bosques, reflorestamento, etc)	Aspersão	Baixo
	Inundação ou canais e sulcos	Nenhum
	Gotejamento ou subsuperficial	Nenhum

Fonte: MELO, 1978

Atualmente dispõe-se de técnicas de tratamento capazes de qualquer grau de remoção de patógenos, sendo o grau de tratamento determinado em função do risco real de contaminação.

Conforme relata ANDRADE NETO (1992), em ordem decrescente de risco de contaminação de culturas, produtos, animais ou outros elementos do meio ambiente, pode-se agrupar os cultivos da seguinte forma: culturas alimentícias de consumo humano direto, culturas cerealíferas ou industriais, forragens ou pastos, campos de desportos e áreas de recreação em parques públicos ou gramados particulares, árvores de bosques, parques e reflorestamento.

Na seleção do método para a irrigação com águas residuárias, além dos fatores econômicos, do tipo de cultura, da natureza do solo e sua topografia, devem ser considerados os riscos para a saúde dos trabalhadores, riscos de contaminação da cultura, os aerossóis e odores e os possíveis entupimentos nos equipamentos.

Para a saúde pública a irrigação com águas residuárias por aspersão é a mais perigosa. Os aerossóis, contendo microrganismos, podem ser transportados pelo vento a distâncias superiores a um quilômetro o que determina o alto risco tanto para agricultores como para pessoas em geral devido à inalação de patógenos presentes nos aerossóis (SCALOPPI & BAPTISTELLA, 1986).

Na irrigação por inundação, canais e sulcos, o risco de contato direto com a cultura e os trabalhadores é elevado. Entretanto, permite um melhor controle do risco para a saúde pública.

O gotejamento e os métodos subsuperficiais de irrigação,

praticamente não oferecem riscos para os agricultores e as pessoas em geral, desde que sejam observados alguns cuidados mínimos.

Segundo ANDRADE NETO (1992), os métodos de irrigação em função do risco sanitário podem ser agrupados em três categorias: a) por aspersão, alto risco tanto para os agricultores como para as pessoas em geral; b) por inundação ou por sulcos e canais, alto risco para os agricultores e riscos moderados para a saúde pública; c) por gotejamento ou subsuperficial, baixo risco para ambos, agricultores e pessoas em geral.

Quanto às pessoas envolvidas, deve-se dar especial atenção à educação sanitária no sentido de higiene pessoal e dos alimentos, ação médica regular, uso de proteção por parte dos agricultores, interrupção da irrigação das culturas em tempo seguro antes da colheita e identificação das áreas irrigadas com esgotos.

4 - METODOLOGIA

4.1 Etapas de organização da pesquisa

Esta pesquisa foi desenvolvida cumprindo as seguintes etapas:

Primeira etapa: Levantamento e caracterização dos locais que servirão de fontes para água natural e a água residuária a ser usada na irrigação;

Segunda etapa: Instalação do experimento na casa de vegetação

Terceira etapa: Coleta e análise das amostras de esgoto da estação de tratamento de esgotos do conjunto residencial IAPI(ETE/IAPI) e do açude freático situado no sítio Pretto. Realizaram-se análises físicas, químicas e biológicas das amostras de água coletadas nos locais selecionados.

O Laboratório de Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS (LABSAN/IPH/UFRGS) foi utilizado para este fim.

As análises feitas serviram para verificar a eficiência das técnicas analíticas utilizadas e também para aprimorar o conhecimento das características das águas naturais e residuárias domésticas.

Quarta etapa: Coleta e amostragem dos solos para a execução das análises químicas, e físico-hídricas. As amostras foram analisadas no Laboratório de Análises de Rotina do Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia/UFRGS. As metodologias empregadas estão dentro dos princípios de análise de rotina e são largamente

empregados para amostras de solos.

Algumas análises físico-hídricas complementares foram também realizadas no Laboratório de Irrigação e Drenagem (LID) do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Quinta etapa: Análises da planta e do tecido vegetal. As análises das plantas consistiram em observações fenológicas e fenométricas. As análises químicas e microbiológicas dos tecidos vegetais foram realizadas com a colaboração do Centro de Ecologia/UFRGS e no LABSAN/IPH/UFRGS. As metodologias empregadas para as análises de elementos-traço seguem as técnicas descritas por TEDESCO, BOHNER & WOLKWEISS (1985).

As análises microbiológicas de tecido vegetal foram feitas de acordo com metodologia descrita por SLOCUM (1941) apud SOUTO & CORREA (1946) e por VAZ DA COSTA-VARGAS et al. (1991). Em ambas as metodologias, conservados os princípios básicos, foram incluídas algumas adaptações de acordo com as condições encontradas no LABSAN/IPH/UFRGS.

4.2 Primeira etapa: Descrição dos locais de coletas das águas

4.2.1 Estação de Tratamento de Esgotos (ETE/IAPI)

A estação de tratamento de esgotos pertence ao conjunto residencial IAPI, a qual trata o esgoto doméstico oriundo de um sistema isolado, do tipo separador absoluto que foi implantado em

1949 para atender inicialmente 1832 residências. Em 1958 transferida para a prefeitura de Porto Alegre, servindo nesta época 2532 residências (DMAE, [198-]; DMAE, 1983).

A ETE/IAPI funciona com processo constituído das seguintes unidades, segundo DMAE [198-], DMAE (1983).

- grade de retenção: composta de duas unidades, havendo 2,5 cm de espaçamento entre as barras, com inclinação de 60° e largura de 0,40 m;

- caixa de areia: constituída de duas unidades, sendo a velocidade média igual a 0,2 m/s, com tempo de detenção de 41 segundos, à vazão de 36 l/s;

- poço de acumulação: com capacidade para 30 m³;

- poço de bombas: constituído por três grupos de motores bombas com capacidade de 24 l/s cada;

- dois tanques IMHOFF cada com câmara de digestão de 225 m³;

- uma unidade de filtro biológico, aéro filtro, tipo fechado, com capacidade de filtração igual a 12,7 m³ de esgoto por metro quadrado por dia;

- leito de secagem do lodo formado por 4 unidades com dimensão total de 24,0 x 7,5 m, fundo de concreto simples de 0,10 m de espessura, paredes em talude natural revestida de concreto simples e no centro de cada unidade corre uma calha de concreto pré-moldado coberta por pequenas lajes justapostas. O lodo seco retirado dos leitos é usado como adubo e o restante é disposto em aterro sanitário.

O efluente líquido do aéro filtro é lançado no arroio São

Gonçalo, afluente da margem direita do Rio Gravataí, próximo a foz.

4.2.2. Água de Origem Freática

Localizada na região sul do município de Porto Alegre, cujas coordenadas geográficas são latitude: 30° S e longitude: $50^{\circ}58'W$, a fonte hídrica em questão está situada em uma propriedade agrícola dedicada a olericultura e fruticultura.

O açude, na propriedade, se localiza em uma elevação do terreno em relação a lavoura. Foi construído em um local onde havia um banhado sendo portanto alimentado exclusivamente por vertentes.

Toda a área cultivada é irrigada pela água captada do açude, via bombeamento.

Atualmente toda a produção é realizada sem a utilização de defensivos químicos estando integrada para este fim ao programa desenvolvido pelo Centro de Agricultura Demonstrativo pertencente a Prefeitura Municipal de Porto Alegre, localizado no município de Viamão.

4.3. Segunda Etapa: Instalação do experimento

O experimento foi conduzido em casa de vegetação pertencente ao Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia/UFRGS.

As parcelas foram confeccionadas na Divisão de Apoio Técnico/IPH, em tubos de PVC rígido com 300 mm de diâmetro e 600 mm de comprimento, fechados na base com um ponto de coleta para a

captação da água percolada.

Cada vaso foi confeccionado da mesma maneira, contendo no interior, uma camada de pedra britada com espessura de 100 mm, uma camada de areia fina com espessura de 50 mm e uma camada de solo com espessura de 400 mm. Nas figuras 4.2, 4.3 e 4.4 é possível verificar as condições de instalação do experimento na "casa de vegetação".

O solo utilizado nos vasos foi constituído de maneira a reproduzir condição semelhante a um canteiro de hortaliças, com partes iguais de solo natural e de terra preta de origem vegetal (vide Figura 4.1). O solo foi previamente analisado do ponto de vista físico e químico, conforme tabela 4.2, de tal maneira a suprir as exigências desta prática. Este solo não recebeu qualquer tipo de adubação prévia.

A cultura olerícola implantada foi alface (*Lactuca sativa* L.). A sementeira foi feita manualmente, em sementeira, a 1,5 cm de profundidade e com espaçamento entre linhas de 15 cm. A proporção de sementes foi de 2 g/m². O transplante para os vasos foi realizado quando as mudas atingiram o estado de desenvolvimento de 4 a 6 folhas.

Os tratamentos avaliados foram os seguintes:

- (a) Irrigação com água procedente de açude de origem freática;
- (b) Efluente secundário de tratamento de água residuária de esgotos domésticos da ETE/IAPI.

As irrigações eram localizadas, por planta, e realizadas manualmente de acordo com as exigências da cultura e as condições

do ambiente de uma casa de vegetação, respeitadas as características físico-hídricas do solo das parcelas.

4.3.1. Delineamento experimental

Segundo GOMES (1990), quando estamos trabalhando em condições uniformes de terreno, é inútil estabelecer blocos cujo único resultado será a diminuição do número de graus de liberdade do resíduo. Nestas condições, assim como em condições de laboratório e de "casa de vegetação" o experimento inteiramente casualizado é preferível.

O delineamento experimental empregado neste estudo foi o inteiramente casualizado, uma vez que tem como vantagens o uso de qualquer número de repetições e tratamentos, podendo variar o número de repetições de um tratamento para outro, sem que isto dificulte a análise; o número de graus de liberdade para o resíduo é o maior possível. No caso de perda de parcelas, não haverá nenhuma dificuldade de análise mesmo ocorrendo menor número de repetições.

Face às condições deste ensaio optou-se pelo delineamento experimental casualizado, composto de 20 parcelas com 10 repetições (vide Apêndice 2). Cada uma das parcelas foi composta de um vaso contendo uma planta. Para a análise da água percolada, os vasos foram agrupados em número de cinco, sendo cada grupo componente de uma amostra composta em virtude da quantidade de água percolada e da capacidade de processamento destas no LABSAN/IPH/UFRGS.

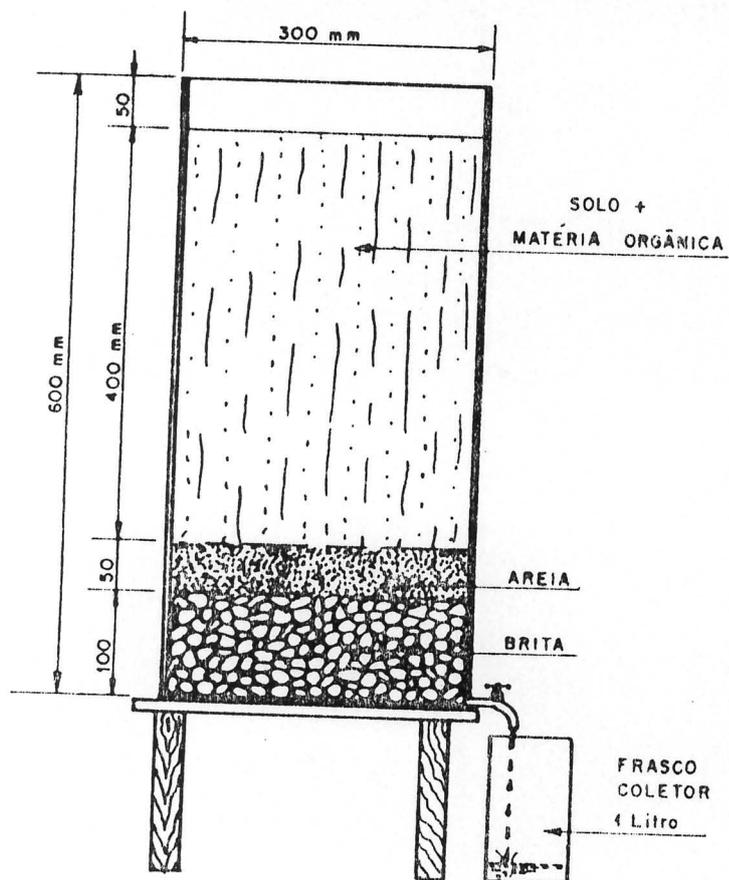


Figura 4.1 - Esquema de montagem das parcelas de solo.

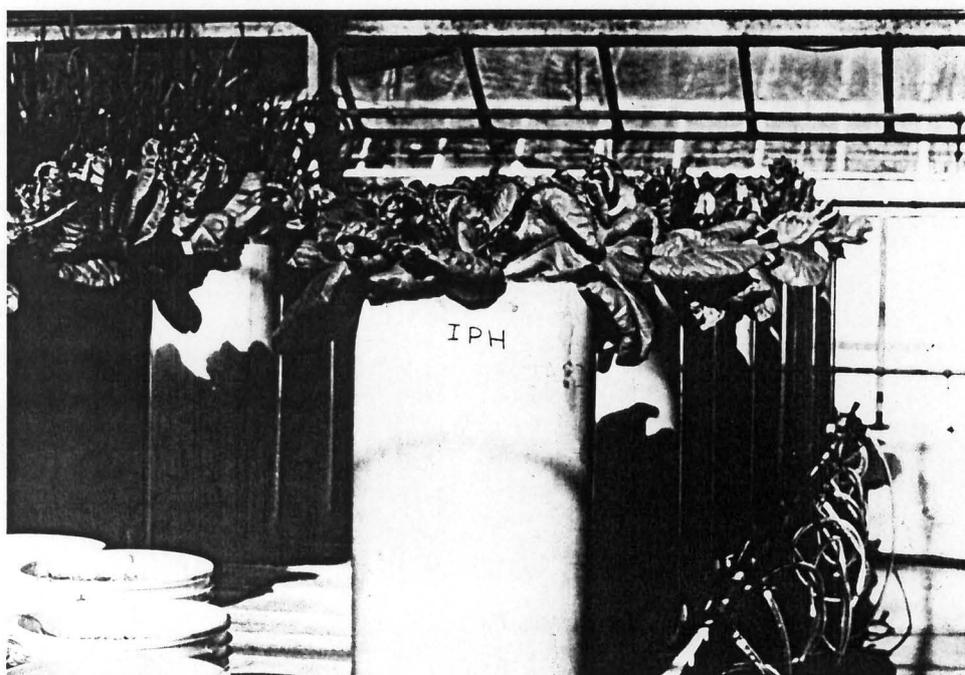


Figura 4.2 - Instalação do ensaio em casa de vegetação

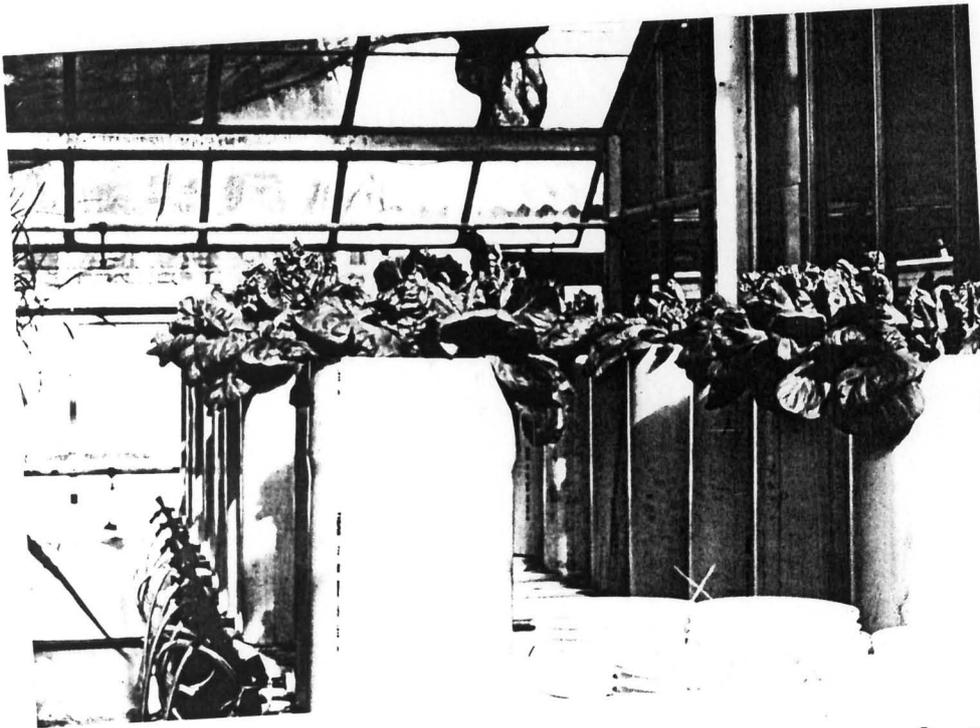


Figura 4.3 - Vista parcial do ensaio na casa de vegetação



Figura 4.4 - Vista parcial das plantas de alface nas parcelas.

4.4. Coleta e análise das amostras de água

4.4.1. Coleta das amostras de água

O cronograma de amostragens foi elaborado em função dos objetivos do trabalho, disponibilidade de recursos e tempo, disponibilidade de pessoal técnico, a rotina de atividades do LABSAN/IPH/UFRGS e disponibilidade de materiais e equipamentos.

A localização dos pontos de coletas e as exigências da cultura, aliadas aos recursos disponíveis e tempo, condicionaram a realização de uma coleta semanal por fonte e um ponto de amostragem por local. Esta coleta de amostras foi realizada por oito semanas. As águas coletadas na ETE/IAPI e no Açude foram utilizadas para irrigar os vasos de cultivos, como descrito no item 4.2.

Além das amostras de água aplicadas em cada irrigação, foram coletadas amostras da água percolada através do solo das parcelas, durante 5 semanas, a partir do transplante das mudas. Estas amostras, coletadas nas parcelas, foram divididas em quatro amostras compostas (duas de água residuária e duas de água do açude), levando-se em consideração a rotina do LABSAN/IPH/UFRGS. Cada parâmetro analisado foi transformado em tantas subamostras quantas se julgou necessário, para se obter um valor confiável de cada variável.

O ponto de coleta da água residuária da ETE/IAPI era situado na saída do aéro filtro onde o efluente é descarregado no córrego.

No açude, o ponto de coleta foi escolhido próximo a margem

oposta ao sistema de recalque, para que não houvesse qualquer interferência do sistema de bombeamento na determinação dos os parâmetros. Este local mostrou-se adequado pelo acesso fácil dos equipamentos de coleta.

Os pontos e as datas das campanhas de coleta, estão descritas na tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Cronograma de amostragens para análises dos parâmetros em estudo.

Ciclo	novembro*	dezembro*	janeiro**						
Semeadura	18								
Emergencia		23							
transplante			03						
Irrigação	22	30	07	14	21	28	04	10	19
Percolação				21	28		04	10	19
Solos	18								30
Plantas								21	26

* Ano de 1993

** Ano de 1994

As amostras de água foram preservadas de acordo com as recomendações do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 17th edition (1989). As as análises imediatas eram realizadas logo após a chegada do material no laboratório.

4.4.2. Análises das amostras de água

As amostras de águas para a irrigação foram coletadas a cada 7 dias e conservadas sob refrigeração, para serem utilizadas a cada

irrigação bem como pequenas amostras para análise dos parâmetros em estudo, devidamente acondicionadas, eram encaminhadas ao LABSAN/IPH/UFRGS para análise da qualidade da água. Os métodos de análises empregados seguiram os padrões do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 17th. editon (1989), conforme descritos na tabela 4.2.

Tabela 4.2 - Relação de parâmetros analisados e técnicas analíticas para amostras de água de entrada e saída.

Parâmetros	Técnica analítica
Acidez	STANDARD METHODS (1989), Titulométrica
Alcalinidade	STANDARD METHODS (1989), Potenciométrico
Cloretos	STANDARD METHODS (1989), Argentométrico
Condutividade elétrica	DIRETO, Condutimétrico
DBO ₅	STANDARD METHODS (1989), Winkler
DQO	ANALYTICAL CHEMISTRY, Refluxo Fechado e Método Tritimétrico
Fosfato total	STANDARD METHODS (1989), Cloreto estanoso
Nitrogênio total	STANDARD METHODS (1989), Kjeldahl
Óleos e Graxas	STANDARD METHODS (1989), Extração em Soxhlet
pH	DIRETO, pHmetro
Temperatura	DIRETO, termômetro de mercúrio
Metais: Cádmio	STANDARD METHODS (1989), Digestão
Cálcio	Espectrofotometria de absorção atômica
Cobre	
Chumbo	
Cromo	
Magnésio	
Potássio	
Sódio	
Zinco	

Para as análises de parâmetros que necessitavam de preservação especial, foram levados ao campo recipientes adequados e previamente identificados segundo sua finalidade. Nos demais casos,

as amostras eram retiradas mediante agitação dos tambores plásticos, de 20l, onde era armazenada a água destinada à irrigação. Estes tambores eram estocados sob refrigeração a 4°C até o momento da irrigação (cerca de 3 a 4 dias).

4.5. Quarta etapa: Coleta e amostragem para análises de solo

De acordo com os objetivos estabelecidos no trabalho, julgou-se conveniente a realização de duas coletas de solo para a análise, de maneira a permitir uma caracterização química.

As amostras foram coletadas de acordo com as Recomendações de Adubação e Calagem para os Solo do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (1987), uma amostra por parcela pré-plantio e outra pós-plantio, por ocasião da colheita. As amostras corretamente acondicionadas foram enviadas ao Laboratório de Análise de Rotina da Faculdade de Agronomia/UFRGS para a confecção das análises. Os parâmetros analisados constam da tabela 4.3.

4.3 - Relação de parâmetros analisados e técnicas analíticas para amostras de solo.

Parâmetro	Técnica analítica
Alumínio	BR-MA-EMBRAPA, SNLCS (1979), Titulométrico
Boro	JOHN (1973) e GUTERRES (1986), Digestão e temperatura controlada
Cálcio	BR-MA-EMBRAPA, SNLCS (1979), Espectrofotometria de Absorção atômica
C T C	BISSANI (1985), Soma de cátions a pH=7
Chumbo	PAGE et al. (1982), Espectrofotometria de absorção com chama
Cobre	TEDESCO (1985), Espectrofotometria de absorção
Magnésio	BR-MA-EMBRAPA, SNLCS (1979), Espectrofotometria de absorção
Matéria Orgânica	TEDESCO et al (1985), Oxidação do solo com espectrofotometria de absorção
Nitrogênio total	TEDESCO & GIANELO (1979), Método de Kjeldahl modificado
Acidez potencial	Determinação do pH SMP
Acidez ativa	SHOEMAKER (1961), Determinação de pH em água
Fósforo total	TEDESCO (1985), Extrator duplo ácido
Potássio	TEDESCO (1985), Extrator duplo ácido
Zinco	NELSON et al. (1959), Espectrofotometria de absorção

Como complemento das análises e, para a determinação da dose hídrica a ser aplicada na irrigação, avaliamos algumas características físico-hídricas do solo como densidade, capacidade de retenção de água, velocidade de percolação, etc. Estas análises se processaram no Laboratório de Irrigação e Drenagem do IPH/UFRGS.

4.6. Quinta etapa: Análises das plantas

4.6.1. Observações Fenométricas e Fenológicas

Com relação às plantas de alface, foram feitas observações de ordem fenológica e fenométrica, ao longo de todo o ciclo de desenvolvimento.

Fenológicas:

- emergência: 50 % das plantas emergidas;
- transplante: 50 % das plantas com 4 a 6 folhas;
- colheita: aproximadamente 45 dias após o transplante.

Fenométricas:

- peso médio das plantas;
- número de plantas que atingiram tamanho comercial aceitável (22 cm de diâmetro).
- ocorrência de doenças: presença de microrganismos patogênicos na porção comestível das plantas.

4.6.2. Análise do tecido vegetal

Aos 40 dias de pós-transplante, foi realizada a colheita das plantas de alface. As amostras de tecido foram retiradas de partes externas e internas das folhas e compostas em quatro amostras cada uma com 10 folhas de alface, acondicionadas em sacos plásticos esterilizados. Estas amostras foram destinadas às análises microbiológicas de coliformes totais e fecais. As técnicas

empregadas foram de SLOCUM (1941), adaptada por SOUTO (1945) e VAZ DA COSTA-VARGAS (1991). As análises estão listadas na tabela 4.4.

Após a retirada das folhas, foram coletas as plantas inteiras e embaladas cuidadosamente, levadas a secar em estufa, para preparo das amostras de acordo com as exigências das técnicas de análise química de tecido vegetal, conforme TEDESCO, BOHNEN E VOLKWEISS (1985).

Tabela 4.4 - Relação de parâmetros analisados nas amostras de tecido vegetal e referências.

Parâmetros	Técnica e Referência
Sobre o tecido	
Coliformes totais	SOUTO (1945)
Coliformes fecais	Tubos múltiplos STANDARD METHODS (1985)
Tecido macerado	VAZ DA COSTA-VARGAS (1991)
Coliformes totais	Tubos múltiplos STANDARD METHODS (1985)
Coliformes fecais	
Metais:	TEDESCO, BOHNEN E WOLKWEISS (1985)
Cádmio	Espectrofotometria de absorção atômica
Cálcio	
Chumbo	
Cobre	
Cromo	
Magnésio	
Potássio	
Sódio	
Zinco	

5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Presença de Coliformes Totais e Fecais no sistema solo- água-plantas

5.1.1. Águas de Irrigação:

As amostras do efluente da ETE/IAPI apresentaram um número provável de coliformes fecais, de uma média de 5 amostras de 6.08×10^8 coliformes totais/100 ml e 3.53×10^8 coliformes fecais /100 ml, como pode ser visto na tabela 5.1.

O efluente, usado para a irrigação das plantas de alface, apresentou número mais provável (NMP) de coliformes totais e fecais elevados em relação aos níveis recomendados pela Organização Mundial da Saúde (1989) apud CROOK (1991) para vegetais consumidos crus cujo NMP de coliformes fecais não deve ultrapassar 1000 coliformes/100 ml. São valores superiores aos recomendados por SHELEF (1991) que são de 12 coliformes/100ml em mais de 80% das amostras analisadas e também são superiores aos encontrados por VAZ DA COSTA-VARGAS (1991), os quais foram usados para a irrigação de plantas de alface. A média encontrada por este autor foi de $1,5 \times 10^7$ coliformes totais/100ml e $8,0 \times 10^6$ coliformes fecais/100ml, considerado este um efluente de baixa qualidade.

Outro fator muito importante é a própria natureza do efluente e a falta de um tratamento complementar de desinfecção pelo qual o efluente secundário deve passar antes de ser empregado na irrigação. Como relata CROOK (1991), que o tratamento deve ser

aquele especificado pelo critério de reuso de águas residuárias de maneira a obter um efluente com níveis de coliformes que não exceda a 2,2 coliformes/100 ml.

A água de origem freática apresentou uma faixa de variação do NMP de organismos coliformes entre 900 e $1,7 \times 10^5$ coliformes totais/100 ml, tendo os coliformes fecais variado de 1600 a 2/100 ml, com uma média de 633 coliformes fecais/100 ml. Estes valores de acordo com a Resolução do CONAMA nº. 20 (1986), levando em conta apenas os limites para coliformes, mostra que a água de origem freática está apta para a irrigação de hortaliças, pois, o limite não excedeu 1000 coliformes fecais/100 ml.

5.1.2. Água percolada

A água em questão foi coletada a cada três dias após a irrigação das parcelas cultivadas com as alfaces.

As parcelas que receberam água da ETE/IAPÌ apresentaram números médios de coliformes totais de $4,7 \times 10^5/100$ ml e $4,0 \times 10^3/100$ ml.

As parcelas que receberam água de açude apresentaram números médios de coliformes iguais a $1,25 \times 10^3/100$ ml para coliformes totais e menos de 2/100 ml para coliformes fecais.

Conforme os resultados da tabela 5.1, podemos verificar que ao atravessar a camada de 40 cm de solo, houve uma diminuição do número inicial de coliformes proveniente das duas fontes de água para a irrigação, em relação à água percolada através do solo. O que está de acordo com os resultados verificados por BOUWER (1991).

Esta observação é muito significativa pois confirma o fato de que o solo atua como um filtro capaz de diminuir a contaminação do lençol freático.

Tabela 5.1 - Níveis de contaminação (por 100ml) da água de irrigação e da água percolada através das parcelas de solo.

ORIGEM	FONTES	NÚMERO DE COLIFORMES TOTAIS/100ML*	NÚMERO DE COLIFORMES FECAIS/100ML*
IRRIGAÇÃO	ETE/IAPI	$6,08 \times 10^8$	$3,53 \times 10^8$
	AÇUDE	$6,90 \times 10^4$	$3,35 \times 10^2$
PERCOLAÇÃO	ETE/IAPI	$4,7 \times 10^5$	$4,00 \times 10^3$
	AÇUDE	$1,25 \times 10^3$	< 2

* Média de 5 amostragens

5.1.3. Tecido vegetal

Em todas as amostras da parte aérea das plantas de alface irrigadas com efluente da ETE/IAPI, verificamos a presença de organismos coliformes. Conforme tabela 5.2, porém, a contaminação fecal existente é pequena sendo que, em média, mais de 80% das amostras acusaram a presença de coliformes totais igual a 2/100 ml de água de lavagem do tecido e < 2/100 ml coliformes fecais no tecido vegetal macerado. Isto indica um nível de contaminação baixo e qualifica esta água como apta para a irrigação de hortaliças consumidas cruas.

As amostras que receberam irrigação com água do açude também indicaram contaminação por coliformes. A presença de coliformes fecais foi inferior a 2/100 ml de água de lavagem e de tecido

vegetal macerado.

As amostras de tecido vegetal, para as análises de coliformes, foram colhidas dois dias após a última irrigação, mesmo assim a presença dos organismos foi verificada. Isto confirma as observações de MELO (1978), de que o tempo de sobrevivência de coliformes totais em folhas de vegetais pode chegar a 35 dias desde que hajam condições ambientais favoráveis.

Os resultados das análises de coliformes na água de lavagem das plantas e no tecido macerado, indicam valores muito elevados, principalmente no caso das plantas que receberam água freática. Analisando as possíveis causas deste fato podemos supor que pode ter havido contaminação externa de uma parcela para outra, pelo manejo das plantas durante o ensaio e pelas condições verificadas na "casa de vegetação".

Tabela 5.2 - Níveis de contaminação das plantas de alface que receberam irrigação analisados através da água de lavagem das plantas e tecido macerado.

ORIGEM	FONTES	NÚMERO DE COLIFORMES TOTAIS/100ML*	NÚMERO DE COLIFORMES FECAIS/100ML*
ÁGUA DE LAVAGEM	ETE/IAPI	$4,7 \times 10^5$	2
	AÇUDE	$8,5 \times 10^2$	< 2
TECIDO MACERADO	ETE/IAPI	$1,4 \times 10^4$	< 2
	AÇUDE	$8,5 \times 10^4$	< 2

* Média de 10 amostras

5.2. Avaliação da qualidade da água adicionada e percolada.

A tabela 5.3, mostra os resultados da qualidade das águas do efluente e freática antes e após a irrigação, detalhados a seguir.

Tabela 5.3 - Comportamento qualitativo do complexo solo-água-planta face à aplicação das fontes de água em estudo.

Parâmetros	ETE/IAPI		Água Freática	
	Adicionado	Percolado	Adicionado	Percolado
Temperatura (°C)	25,8	28	26,2	28
pH	7,24	6,11	7,23	6,42
Acidez	43,37	55,14	8,19	24,43
Alcalinidade (CaCO ₃ mg/l)	117,37	17,56	11,0	16,78
Cloretos (mg/l)	36,6	313,1	10,55	234,4
Condutividade (micromhos/cm)	473,75	1241,7	53	981,7
DBO ₅ (mg/l)	34	6,32	8,14	15,72
DQO (mg/l)	107,0	118,13	65,32	82,77
P total (mg/l)	9,4	0,07	0,11	0,11
N total (mg/l)	13,84	2,22	0,69	1,44
Cádmio (mg/l)	0,016	0,016	0,47	0,19
Cálcio (mg/l)	4,87	-*	ND**	-*
Cobre (mg/l)	0,47	0,47	0,47	0,47
Chumbo (mg/l)	0,29	0,13	0,13	0,16
Cromo (mg/l)	1,38	1,13	1,38	1,77
Magnésio (mg/l)	5,39	-*	1,33	-*
Potássio (mg/l)	24,85	23,83	3,2	22,19
Zinco (mg/l)	0,088	0,2	0,042	0,13
Óleos e Graxas	23,76	3,6	5,6	5,1

* Análise não executada

** Concentração não detectada pela análise

Os dados obtidos a partir da análise da água percolada foram avaliados através do teste "t" com nível de significância de 5%, para a comparação das médias (Apêndice 1).

5.2.1. Nitrogênio

5.2.1.1. Água de irrigação

Na água cuja procedência foi o efluente da ETE/IAPI, foram verificadas concentrações de nitrogênio total bastante variadas ao longo do ensaio como se verifica na figura 5.1. A média da concentração de nitrogênio foi de 13,84 mg/l, nas diferentes amostragens, sendo este valor muito inferior ao encontrado por MELO (1978) em uma análise de efluentes secundários de diferentes fontes. Contudo, este valor é perfeitamente adequado para AYERS & WESTCOT (1985), sendo incapaz de provocar sérios problemas às plantas irrigadas. Os mesmos autores relatam que os problemas severos em relação a concentração de nitrogênio na água se manifestam com valores superiores a 30 mg/l.

A água freática apresentou valores médios de concentração de nitrogênio de 0,49 mg/l. Este valor é considerado baixo, para suprir sozinho as exigências da cultura de alface e também não há limitação quanto aos possíveis teores de nitrato e amônia de acordo com a Resolução do CONAMA nº 20.

5.2.1.2. Água percolada

Não houve diferença significativa ao nível de 5 %, entre os

tratamentos.

O comportamento do nitrogênio que percolou através do perfil do solo, em relação à quantidade adicionada e presente no solo, demonstra que houve percolação deste elemento em pequenas quantidades e que estas perdas foram provavelmente na forma de íon nitrato que é a forma de nitrogênio mais facilmente lixiviável.

A pequena diminuição de concentração de nitrogênio nos 40 cm de solo, também deve-se à absorção através das raízes das plantas que tem nesta profundidade sua maior densidade. As perdas de nitrogênio total podem ser estimadas em 4,44 kg/ha. O comportamento do nitrogênio ao longo do ensaio pode ser observado na tabela 5.3, onde se verifica a ocorrência deste elemento na água percolada, em relação às fontes de água de irrigação.

5.2.2. Potássio

5.2.2.1. Água de irrigação

A presença de potássio no efluente da ETE/IAPI, foi observada em valores médios de 24,85 mg/l, sendo que este valor concorda com os valores verificados por VAISMAN (1984). O comportamento do potássio ao longo do período do ensaio não apresentou variações sensíveis, como mostra a figura 5.2.

O total de potássio adicionado ao solo via efluente é da ordem de 49,7 kg/ha. Deste total, estimou-se que cerca de 29,82 mg/l de K_2O estavam presentes. Não se verificou a presença de qualquer sintoma de deficiência ou toxidez deste elemento nas plantas de

alfaces. Não é possível afirmar que o potássio adicionado estava completamente disponível para as plantas pois, é conhecido o fato de que uma vez no solo o potássio pode tomar diferentes formas (fixado, trocável, solúvel ou constituinte da matéria orgânica).

Na água freática foi detectado potássio em quantidades pequenas e não detectado em quatro amostragens. A quantidade média deste elemento adicionada, por parcela, foi de 3,2 mg/l ou 6,4 kg/ha, sendo detectada a presença de potássio apenas nas três últimas amostragens.

5.2.2.2. Água percolada

Pela adição das fontes de água ao solo, podemos observar que tanto nas parcelas que receberam efluente quanto nas que receberam água freática, houve lixiviação de potássio em quantidades bastante apreciáveis. Isto deve-se provavelmente à capacidade de troca de cátions do solo (baixa), que pode favorecer o processo de lixiviação. As quantidades de potássio lixiviado nas parcelas irrigadas com o efluente da ETE/IAPI, correspondem a 47,67 kg/ha ou seja, 95,9% do potássio adicionado ao solo. Ao compararmos os dois tratamentos, verificamos que não houve diferença significativa ao nível de 5% (vide Apêndice 1).

Este comportamento não deve ser considerado excepcional, pois autores como SCHROEDER (1975) e BELTRAME (1978 e 1992), já haviam verificado comportamento semelhante.

5.2.3. Fosfato total

5.2.3.1. Água de irrigação

As amostras coletadas para a avaliação do teor de fosfatos no efluente da ETE/IAPI, apresentaram concentração média de fosfatos de 9,4 mg/l. Na figura 5.3 podem-se observar o comportamento do íon ao longo do ensaio. Por ser um efluente de tratamento secundário, este comportamento pode ser confrontado com os resultados verificados por VAISMAN (1984), com os quais são concordantes.

A água de origem freática apresentou um valor médio de concentração de fosfatos de 0,11 mg/l de P, este valor de acordo com a Resolução CONAMA nº 20, não enquadra esta água na classe I, ou seja, ultrapassa os limites para o uso desta água para a irrigação de hortaliças, o qual exige teores máximos de fósforo total (na forma de fosfato total) de 0,025mg/l de P.

Os teores de fosfatos encontrados neste tipo de água, devem-se em parte a não utilização de fertilizantes fosfatados na região circundante ao açude em questão.

5.2.3.2. Água percolada

Os fosfatos são caracteristicamente pouco lixiviáveis ao longo do perfil do solo, ficando retidos fortemente ao material orgânico ou ao próprio material coloidal do solo. Este fato pode contribuir para justificar as baixas concentrações de fosfatos encontrados na água percolada pelas parcelas, que receberam efluente e água freática.

Outro fator que pode também atuar na baixa lixiviação de fosfatos é a sua pouca mobilidade no solo. A não detecção de fosfatos em muitas amostragens não confirma os relatos de LEON (1981) apud BELTRAME (1992), que verificaram a distribuição do fosfato ao longo do período de amostragem da água percolada com um incremento gradual.

Com relação a quantidade total de fosfato na água aplicada ao solo, verificou-se uma retenção no solo de 99,5%.

5.2.4. Cloretos

5.2.4.1. Água de irrigação

Os cloretos estão presentes, em quantidades elevadas, no efluente de tratamento secundário de esgotos domésticos, como pode ser verificado neste experimento. O teor de cloretos encontrado apresentou-se variável ao longo do ensaio, com uma faixa de variação entre 25 e 46 mgCl/l, com valor médio de 36,6 mgCl/l. Estes valores coincidem com as observações de MELO (1978) e VAISMANN (1984).

Segundo LUCCA (1991), os cloretos quando presentes nos efluentes aplicados ao solo, causam preocupação se ultrapassarem a concentração de 125 mg/l.

Na figura 5.4, é possível verificar o comportamento dos cloretos ao longo do período de amostragem, em relação à água límpida de origem freática.

A água de origem freática apresentou valores de cloretos 25

vezes inferiores aos limites máximos estabelecidos para águas destinadas à irrigação de hortaliças, podendo sob este aspecto, ser usada sem perigo de causar danos ao solo e às plantas. Dentro da Resolução CONAMA nº 20, esta água está na classe I.

5.2.4.2. Água percolada

As perdas de cloretos não surpreendem quanto a sua magnitude, tanto nos tratamentos com efluente da ETE/IAPI, como nos com água freática, sendo que entre os dois não houve diferença significativa ao nível de 5%. A elevada concentração encontrada deste elemento, confirma o que já foi relatado antes por autores como TEDESCO et al. (1985), os quais afirmam que o cloro presente no solo sob a forma de íon cloreto é muito móvel, sendo empregado como indicador da qualidade das águas de irrigação, lixiviação de sais e contaminação ambiental. Entretanto, deve ser dada ênfase ao risco de salinização das águas subterrâneas, nos casos onde efluentes domésticos são usados em irrigação. O aumento do teor de cloretos, na água percolada, foi da ordem de 8,6 vezes, em relação a quantidade inicial presente no efluente. Em relação a quantidade inicial adicionada de água freática, o aumento foi de 24,3 vezes. Estes acréscimos devem-se em grande parte, ao carreamento do cloreto já presente no solo pela água de irrigação, uma vez que o cloreto é retido fracamente no solo e possui grande afinidade com as moléculas de água e íons nela contidos, que podem desloca-los.

5.2.5. Elementos-traço

5.2.5.1. Água de irrigação

Os elementos-traço analisados no efluente secundário apresentaram concentrações de zinco (0,088 mg/l), cobre (0,47 mg/l), chumbo (0,29 mg/l) e cromo (1,38 mg/l). Os valores de cádmio não foram detectados em 75% das amostras analisadas e as quantidades detectadas foram em média 0,016 mg/l.

Segundo PAGE (1981), o critério de qualidade, de água para emprego de efluente secundário estabelecido pela United States Environmental Protection Agency, 1973 (USEPA) é de que a concentração de zinco deve ser de 2,0 mg/l para solos de textura grossa e o limite máximo para solos de textura fina de 10 mg/l, mostrando que, no presente estudo, não há restrição quanto aos limites estabelecidos para este elemento.

O teor de cobre encontrado foi superior ao critério estabelecido para qualidade de água. O chumbo apresentou-se em quantidade superior aos valores verificados pela USEPA, porém atende ao critério de qualidade da água cujo limite está entre 5,0 e 20,0 mg/l, para solos de textura grossa e fina respectivamente.

O elemento traço presente em maiores quantidades foi o cromo, com valores inferiores aos máximos estabelecidos para solos de textura fina (20 mg/l), mas superiores aos recomendados pela USEPA. O cádmio se apresentou em quantidades mínimas, se comparados com as concentrações críticas estabelecidas por MENGEL & KIRBY (1987) apud SANTOS (1989). Estas concentrações apontam como máximas no solo de

3 ppm e na planta 5-10 ppm, acima das quais podem causar toxidez para as plantas e animais que venham a consumi-las.

Estas baixas concentrações devem-se provavelmente ao fato de que a maior quantidade dos elementos-traço principalmente metais, tendem a se acumular no lodo do esgoto devido a sua alta densidade. Desta forma, apenas os metais dissolvidos, que são uma pequena parcela, chegaram ao efluente líquido.

Dos elementos-traço analisados, na água freática, como o zinco, cádmio, cromo, chumbo e cobre, o que se apresentou em maior concentração foi o cromo, com uma média de 1,38 mg/l. O chumbo foi verificado em 75% das amostras, em uma média de 0,13 mg/l.

O cobre não foi detectado em 50% das amostras, sendo que nas restantes foi verificada uma concentração média de 0,47 mg/l.

5.2.5.2. Água percolada

A análise estatística realizada através de um teste de significância entre comparação de médias, demonstrou a existência de diferença significativa ao nível de 5%, entre as parcelas que receberam efluente de tratamento secundário e água de origem freática para zinco, enquanto que para os demais elementos-traço a diferença não é significativa (vide Apêndice 1).

A água percolada originária do efluente de esgoto, após a análise química, apresentou as seguintes concentrações médias de elementos-traço: cobre (0,47 mg/l), zinco (0,2 mg/l), cádmio (0,016 mg/l), chumbo (0,13 mg/l) e cromo (1,13 mg/l). Da mesma forma nas parcelas que receberam água freática, também obtivemos o cromo como

o elemento-traço presente em maior concentração. Este fato deve ser acompanhado periodicamente para evitar poluição das águas subterrâneas.

5.2.6. Risco de Salinização do sistema solo-água-plantas.

5.2.6.1. Condutividade elétrica

5.2.6.1.1. Água de irrigação

A condutividade elétrica do efluente da ETE/IAPI, durante o período experimental, esteve situada na faixa de 190 a 600 micromhos/cm a 25⁰C, com um valor médio de 473 micromhos/cm a 25⁰C. De posse de tais dados e considerando a classificação de águas para irrigação proposta pelo United States Salinity Laboratory apud BERNARDO (1989), é possível afirmar que estamos tratando de uma água de salinidade média, cujos limites estão situados entre 250 e 750 micromhos/cm a 25⁰C. Segundo a mesma fonte, esta água pode ser usada para a irrigação desde que o solo em questão possua um grau moderado de lixiviação e que as plantas cultivadas possuam grau de tolerância moderada aos sais se cultivadas sem qualquer tipo de prática especial de controle de salinidade.

A água de origem freática apresentou valores de condutividade elétrica na faixa entre 30 e 60 micromhos/cm, a 25⁰C, indicando salinidade baixa. O United States Salinity Laboratory apud BERNARDO (1989), enquadra esta água na classe 1, adequada para a irrigação de grande parte das culturas e diferentes tipos de solo.

5.2.6.1.2. Água percolada

A condutividade elétrica da água percolada através das parcelas variou nas faixas de 980 a 2300 e 580 a 1910 micromhos/cm, para os tratamentos com o efluente e com a água freática, respectivamente. Estes valores foram superiores à água de irrigação no caso do efluente em cerca de 200% e na água freática em 1000%. O comportamento ao longo do ensaio pode ser visto na figura 5.4.

A magnitude deste aumento deve-se a afinidade dos sais com as moléculas de água, que vão carreando estas partículas para as camadas mais profundas do perfil (vide Tabela 5.3).

5.2.6.2. Sódio

5.2.6.2.1. Água de irrigação

A caracterização do efluente da ETE/IAPI, antes da adição ao solo pela irrigação, revelou uma variação da concentração de sódio ao longo das amostragens entre 50,7 e 100 mg/l, com concentração média de 68,1 mg/l. Este valor aparentemente elevado era esperado em função da natureza peculiar do efluente, embora tais valores estejam acima dos encontrados por MELO (1978) e VAISMAN (1984).

A razão de absorção de sódio (RAS), conforme dados da tabela 5.4, determinaram uma média do efluente em valores de 5,4. Com este valor não se verificam efeitos negativos do sódio na irrigação que, segundo MELO (1978), só passam a ocorrer com valores de RAS maiores que 10. De acordo com AYERS & WESTCOT (1985), o valor de RAS está na faixa de 3,0 a 9,0, o que indica grau de restrição ao uso

moderado, moderado também com relação aos efeitos sobre a capacidade de infiltração.

A água freática apresentou concentração média de sódio de 14,5 mg/l. Este valor, de acordo com CROOK (1991), não é danoso às plantas, sendo que danos severos somente ocorrem se os teores de sódio forem superiores a 70 mg/l, provocando absorção excessiva deste elemento se a umidade no solo for inferior a 30%.

Nesta água não foi possível determinar a RAS, pois a presença de cálcio foi imperceptível de acordo com a sensibilidade do espectrofotômetro empregado. O teor médio de magnésio foi de 1,32 mg/l, como se verifica na tabela 5.4.

5.2.6.2.2. Água percolada

A água percolada, nas parcelas que receberam efluente e água freática, apresentou, respectivamente, valores médios de sódio de 97 e 63 mg/l. A elevação na concentração em relação a água de irrigação deve-se, provavelmente, a lixiviação do sódio da água e do solo, sob a forma de cloreto de sódio e sulfato de sódio.

A lixiviação foi efetiva e está de acordo com as observações já realizadas em práticas de lixiviação para diminuir o teor de sais do solo, como já foi verificado em solos de regiões áridas e semi-áridas. Este fato requer atenção especial, podendo haver a possibilidade de serem salinizadas as fontes de águas subterrâneas pelo carreamento de íons.

Tabela 5.4 - Resultados das análises de sódio, cálcio, magnésio (me/l) e determinação da razão de absorção de sódio (RAS), nas fontes de água em estudo na irrigação.

DATA	ORIGEM	Sódio	Cálcio	Magnésio	RAS
21/11	Ie*	3,13	0,12	0,41	6,13
7/12	Ie	2,86	0,15	0,082	8,39
14/12	Ie	2,20	0,27	0,49	3,57
21/12	Ie	3,20	0,10	0,38	6,53
28/12	Ie	2,63	0,40	0,66	3,61
4/01	Ie	4,35	0,37	0,63	6,15
11/01	Ie	2,63	0,26	0,44	4,44
19/01	Ie	2,63	0,26	0,44	4,44
7/12	Se**	0,72	ND	0,082	-
14/12	Se	0,42	ND	0,11	-
21/12	Se	0,91	ND	0,09	-
28/12	Se	0,57	ND	0,14	-
4/01	Se	0,65	ND	0,082	-
11/01	Se	0,49	ND	0,12	-
19/01	Se	0,49	ND	0,12	-

* Ie: efluente secundário da ETE-IAPI

** Se: água de origem freática

5.3. Avaliação dos solos irrigados

As tabelas 5.5 e 5.6, mostram os resultados de análises de solo nos períodos pré e pós-plantio, como detalharemos a seguir.

5.3.1. Solos que receberam efluente secundário da ETE/IAPI.

Podemos verificar na tabela 5.6, que ao ser adicionado o efluente ao solo das parcelas cultivadas, ocorreram algumas

mudanças no solo em relação ao solo analisado pré-plantio.

A adição do efluente proporcionou uma elevação no percentual de matéria orgânica do solo de 19% em relação análise inicial do solo. Isto vem confirmar os fatos já verificados por autores como KHALEEL et al. (1981), que relatam a elevação percentual de matéria orgânica do solo quando da adição de resíduos ricos em matéria orgânica, como os efluentes de esgoto doméstico. Este aumento proporciona também uma elevação no teor de carbono do solo, que promove aumento na agregação das partículas, na retenção de água e na condutividade hidráulica e diminuição da densidade aparente do solo.

A capacidade de troca de cátions (CTC) do solo teve uma elevação de 15,4% com a adição do efluente. Isto pode ter ocorrido, em parte devido ao aumento de matéria orgânica no solo e dos constituintes minerais orgânicos da fração coloidal do solo. Uma CTC elevada pode ser muito importante como indicativo da reserva de nutrientes para as plantas, pela possibilidade de redução de perdas de cátions por lixiviação e até como inativação de compostos tóxicos, como relata TEDESCO et al. (1985).

O aumento na CTC indica que as plantas serão melhor nutridas, porque o solo consegue manter mais nutrientes em formas trocáveis e disponíveis.

A elevação da percentagem de fósforo total do solo foi de 13,9%, ficando nas formas mais estáveis no solo, uma vez que ao analisarmos a água percolada pelas parcelas, verificamos a presença de pouco fósforo. A lixiviação deste elemento, foi baixa, como é

sua característica de pouca mobilidade através do perfil de solo.

A matéria orgânica do solo pode ter contribuído para a elevação do fósforo total do solo, uma vez que a decomposição da matéria orgânica pode, em pequenas proporções, ser fonte de fósforo na forma de ácidos nucleicos e fitina, que são instáveis.

Segundo PRIMAVESI (1984), a adição ou incorporação de matéria orgânica periodicamente ao solo e sua humificação pode elevar o poder tampão do solo e possibilitar a ligação do fósforo na forma de humatos, que são disponíveis para a maioria das plantas e que podem contribuir para a manutenção do fósforo disponível.

Verifica-se uma redução percentual de potássio de 24,5%, em relação a análise inicial do solo. Esta diminuição deve-se, prioritariamente, à absorção de potássio pelas plantas de alface em desenvolvimento e a lixiviação do elemento através do solo. A possibilidade de ter havido grande lixiviação deste elemento foi verificada na análise da água percolada (vide tabela 5.3).

O potássio analisado no solo foi o disponível, e a redução observada pode ser devida a fixação de cerca de 10% do potássio adicionado, o qual só será liberado após o esgotamento do potássio solúvel do solo, pelas plantas e microrganismos. Este fato fará, com que seja liberado o potássio trocável provocando a lenta liberação do potássio fixado. O potássio adsorvido e fixado dificilmente será eliminado do solo pela lixiviação e água das chuvas podendo se manter disponível para as plantas a longo prazo (DAVIS, 1983).

Houve um aumento na concentração de nitrogênio total no solo

em média de 31,8%. Isto pode ser devido a elevada concentração de nitrogênio no efluente na forma de matéria orgânica. Entretanto, BOUWER (1991), reporta que quanto maior a superfície de lixiviação das águas no solo tanto maior será a taxa de remoção do nitrogênio e que isto está relacionado ao teor de amônia e carbono do efluente adicionado ao solo, taxa de infiltração, capacidade de troca de cátions, porcentagem de amônia trocável, teor de oxigênio do solo e da temperatura. Tal remoção pode chegar a 70% do total adicionado.

As maiores transformações de nitrogênio no solo ocorrem nos primeiros 50 cm de profundidade, uma vez que é nesta faixa que predominam os organismos responsáveis pela fixação biológica do nitrogênio atmosférico e capazes de aproveitar o nitrogênio contido na matéria orgânica sob a forma de proteínas. Através dos fenômenos de amonificação e nitrificação, o nitrogênio torna-se disponível para as plantas. Isto confirma a verificação de aumento no teor de nitrogênio do solo em estudo, o qual tinha profundidade coincidente com a zona de maior transformação de nitrogênio e maior disponibilidade para as plantas.

Entre os elementos analisados no solo, verificamos uma elevação nas concentrações de alumínio (284,6%), manganês (16,07%), magnésio (24,5%) e cobre (9%).

Houve uma elevação no teor de alumínio do solo de 11,7 para 44,9 mg/l. Este aumento foi alto, contrariando PAGE et al. (1981) o qual afirma que a adição de alumínio através de aplicação de águas residuárias não proporcionará mudanças significativas no

conteúdo do elemento no solo.

O cobre apresentou uma elevação em relação a quantidade inicial no solo (tabela 5.6). A pequena quantidade de cobre lixiviado verificada na água percolada, confirma o fato de que uma vez presente na solução do solo, o cobre pode formar compostos muito estáveis com a matéria orgânica e em contrapartida, nesta forma não é trocável nem lixiviável.

STEENNBJERG (1950) fez notar a propriedade do cobre associado a matéria orgânica de não ser absorvível, indicando que esta pode ser uma importante causa da deficiência de cobre presenciada em solos orgânicos.

O aumento de 12 % na concentração de manganês no solo pós-colheita em relação a pré-colheita é decorrência da concentração do mesmo na água residuária e no solo. A concentração típica deste elemento no solo está na média de 850 mg/kg de solo, conforme PAGE et al. (1981). Acima deste valor pode ocorrer fitotoxidez não relacionada apenas com o manganês total mas também com a solubilidade do mesmo no solo.

Observou-se uma diminuição das quantidades de boro (25,3%), chumbo (22,4%), zinco (25,6%) e enxofre (43,27%).

No caso do enxofre, isto pode ter ocorrido pela absorção pela planta, pois é conhecido o fato de que a maioria das plantas, inclusive a alface alvo deste estudo, necessitam enxofre em quantidades maiores ou semelhantes ao fósforo.

Outro fato muito significativo para a diminuição do enxofre no solo é a sua alta capacidade de lixiviação, pois os sulfatos entram

solução do solo e são arrastados pelas águas de infiltração. Dos elementos analisados o enxofre se apresentou como o mais móvel no solo.

Constatou-se uma diminuição do teor de boro no solo após a colheita, pela própria necessidade da cultura e a facilidade de lixiviação do elemento no solo. Os valores observados estão em uma faixa incapaz de causar danos às culturas sensíveis, as quais se situam entre 0,5 e 1,0 mg/ml.

O chumbo reduziu-se de 2 mg/l para 1,5 mg/l. Esta redução foi também verificada por BOUWER (1991) estudando o comportamento deste elemento ao longo do perfil do solo até três metros de profundidade, também irrigado com efluentes secundários.

5.3.2. Solos que receberam água de origem freática

A adição da água límpida do açude ao solo provocou algumas mudanças nas características do solo das parcelas, conforme pode ser observado na tabela 5.6. A ordem decrescente deste aumento foi a seguinte: alumínio (322,2%), nitrogênio (47,3%), cobre (29%), fósforo (20,7%), cálcio (16,9%), manganês (8,9%) e magnésio (7,3%). A matéria orgânica teve um aumento de 14,3% e conseqüentemente a CTC elevou-se em 7,2%.

Alguns elementos tiveram suas concentrações diminuídas tais como o enxofre (48,8%), chumbo (23,0%), zinco (32,9%), potássio (24,1%) e boro (12%).

Ao compararmos os solos que receberam efluente secundário com

os que receberam água freática podemos observar que em relação aos teores iniciais de matéria orgânica, CTC, alumínio, cálcio, fósforo, nitrogênio, manganês, magnésio e cobre, houve uma elevação geral. Nos solos que receberam efluente secundário, os teores de matéria orgânica, CTC, cálcio, magnésio e manganês foram superiores. Os solos que receberam água freática tiveram elevação nos teores de fósforo e cobre. Nos demais elementos houve redução geral nas concentrações, como se verifica nas tabelas 5.5 e 5.6.

Tabela 5.5 - Resultados das análises de solo pré-plantio

Parâmetro	Efluente ETE/IAPI		Água Freática	
	Média	Desvio	Média	Desvio
M.O* (%)	3,46	0,66	3,5	0,68
CTC** (me/dl)	12,51	2,8	13,0	3,26
pH _{SMP}	5,38	0,19	5,42	0,19
pH _{H2O}	5,27	0,16	5,33	0,19
Alumínio (mg/l)	11,69	0,095	8,09	0,09
Boro (mg/l)	0,83	0,18	0,75	0,14
Cálcio (mg/l)	1344	1,61	1362	2,12
Chumbo (mg/l)	2,01	1,1	2,13	1,19
Cobre (mg/l)	0,33	0,27	0,31	0,27
Enxofre (mg/l)	48,12	11,9	47,92	9,26
Fósforo (mg/l)	624,4	139,81	569,4	102,25
Manganês (mg/l)	11,2	3,22	11,2	3,22
Magnésio (mg/l)	247,9	0,55	273,9	0,67
Nitrogênio (mg/l)	0,22	0,074	0,19	0,059
Potássio (mg/l)	299,6	128,25	316,4	124,6
Zinco (mg/l)	11,68	3,53	11,42	3,24

* Matéria orgânica

** Capacidade de troca de cátions

5.6 - Resultados das análises de solo pós-plantio

Parâmetro	Efluente ETE/IAPI		Água Freática	
	Média	Desvio	Média	Desvio
M.O* (%)	4,13	0,55	4,0	0,37
CTC** (me/dl)	14,44	3,02	13,94	2,04
pH _{SMP}	5,5	0,11	5,46	0,14
pH _{H2O}	5,14	0,14	5,34	0,18
Alumínio (mg/l)	44,9	0,15	34,16	0,21
Boro (mg/l)	0,62	0,17	0,66	0,19
Cálcio (mg/l)	1684	2,32	1592	1,45
Chumbo (mg/l)	1,56	0,7	1,64	0,49
Cobre (mg/l)	0,36	0,27	0,4	0,29
Enxofre (mg/l)	27,3	18,11	24,54	12,7
Fósforo (mg/l)	711,2	122,7	687,4	107,47
Manganês (mg/l)	13,0	4,62	12,2	4,18
Magnésio (mg/l)	308,54	0,64	284,3	0,39
Nitrogênio (mg/l)	0,29	0,06	0,28	0,07
Potássio (mg/l)	226,0	37,6	240,0	28,59
Zinco (mg/l)	8,86	1,8	7,66	0,38

* Matéria orgânica

** Capacidade de troca de cátions

5.4. Avaliação das plantas de alface

5.4.1. Determinações de ordem fenométricas e fenológicas

As plantas de alface foram avaliadas ao longo do ensaio que coincidiu com o seu ciclo de desenvolvimento. As plantas estiveram sob cultivo no ensaio a partir de seu transplante para as parcelas definitivas. Este fato se deu quando as plantas atingiram o estágio

de 4 a 6 folhas, ou seja, 14 dias após a semeadura. A colheita para as análises finais deu-se 46 dias após o transplante. Por ocasião da colheita, as plantas apresentaram peso médio da parte aérea de 250 g (água freática) e 260 g (efluente de esgoto), sendo esta diferença de aproximadamente 4%.

Todas as plantas possuíam por ocasião da colheita diâmetro superior a 20 cm, que é o diâmetro comercialmente aceito. Este aspecto é pouco relevante e no caso do presente estudo uma vez que houve aumento no período de cultivo por problemas de adequação das técnicas para iniciar a análise de tecido vegetal.

5.4.2 Análises químicas do tecido vegetal

As amostras de folhas foram analisadas apenas para se verificar a presença de organismos coliformes, conforme verificado no item 5.1.3, como indicadores de possível contaminação fecal.

A presença de íons cálcio, magnésio, potássio e sódio no tecido e a possível contaminação por elementos-traço, como cádmio, chumbo, cobre, cromo e zinco, são apresentados na tabela 5.7.

O sódio foi o íon presente em maior quantidade no tecido da planta. Este comportamento, em se tratando de plantas de alface, já foi verificado por ser esta planta capaz de reter tal íon em grande quantidade em seus tecidos. Os valores aqui verificados superam os anteriores em cerca de 25%.

O potássio também teve presença marcante no tecido vegetal, isto por que este é um elemento de grande exigência nutricional

para a formação do tecido das plantas.

Os elementos-traço presentes no tecido vegetal seguiram a seguinte ordem decrescente de médias das amostras analisadas de plantas irrigadas com efluente da ETE/IAPI: cromo (0,054 mg/l), zinco (0,02 mg/l), cobre (0,0079 mg/l) chumbo (0,01 mg/l) e cádmio (0,00043 mg/l). Estes valores estão aquém dos resultados apresentados por MENGEL & KIRBY (1987) apud SANTOS (1989).

A concentração de cromo (mg/l) verificada refletiu a presença elevada deste elemento detectadas anteriormente nas amostras de água, o que nos faz imaginar que deve existir alguma fonte fornecedora de cromo desembocando do esgoto doméstico antes da estação de tratamento. Não existem indícios de teores tão elevados de cromo total em esgotos domésticos após o tratamento secundário, o que nos obriga a alertar os serviços especializados para este fato.

Ao compararmos os resultados da análise das plantas que receberam apenas água de origem freática verificamos que os teores de metais obedeceram a mesma ordem das quantidades verificadas no tratamento com o efluente e não houve diferença significativa entre as quantidades absorvidas presentes no tecido das plantas.

Tabela 5.7 - Resultados da análise (mg/l) de tecido vegetal da parte aérea, das alfaces irrigadas com efluente e água de origem freática.

Parâmetro	Efluente ETE/IAPI		Água Freática	
	Média *	Desvio	Média *	Desvio
Cádmio	0,00043	9,2x10 ⁻⁵	0,00049	0,00015
Cálcio	22,67	2,97	24,08	2,35
Chumbo	0,01	0,009	0,024	0,026
Cobre	0,0079	0,001	0,0075	0,001
Cromo	0,054	0,002	0,058	0,003
Magnésio	6,00	0,72	6,5	0,4
Potássio	0,22	0,028	0,22	0,03
Sódio	94,8	17,43	99,08	23,27
Zinco	0,02	0,0025	0,02	0,002

* Todas as médias foram obtidas de um grupo de 10 amostras

Figura 5.1 - Concentração de Nitrogênio total

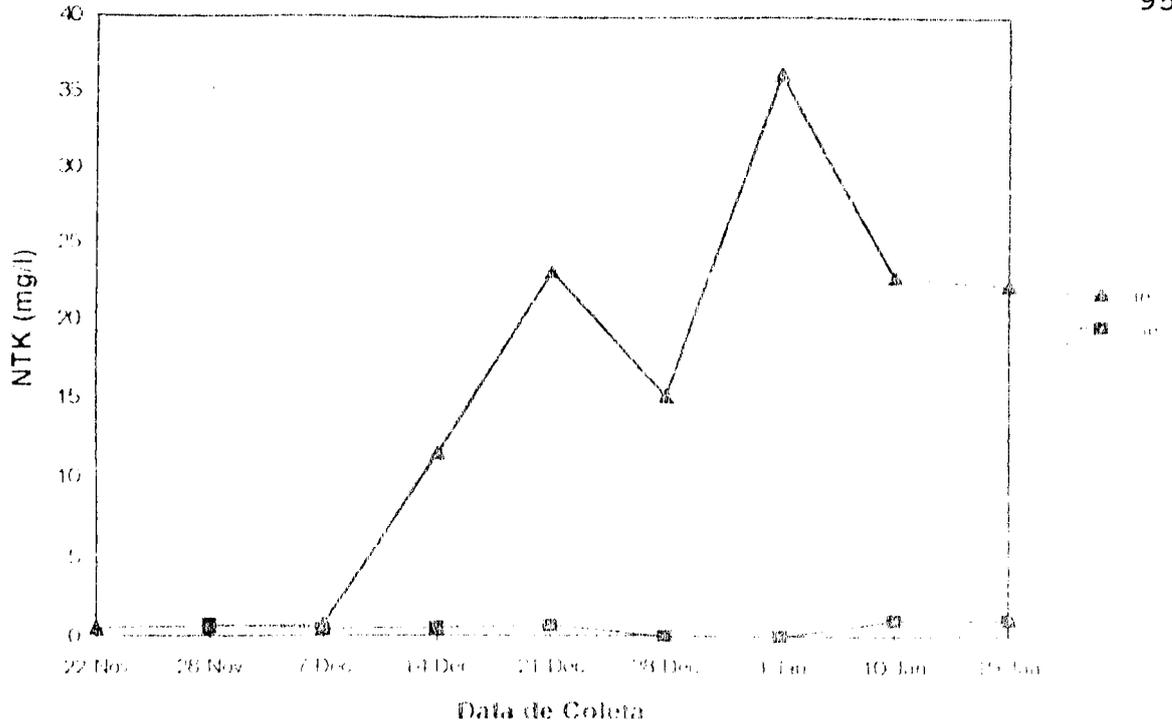


Fig. 5.2 - Concentração de Potássio

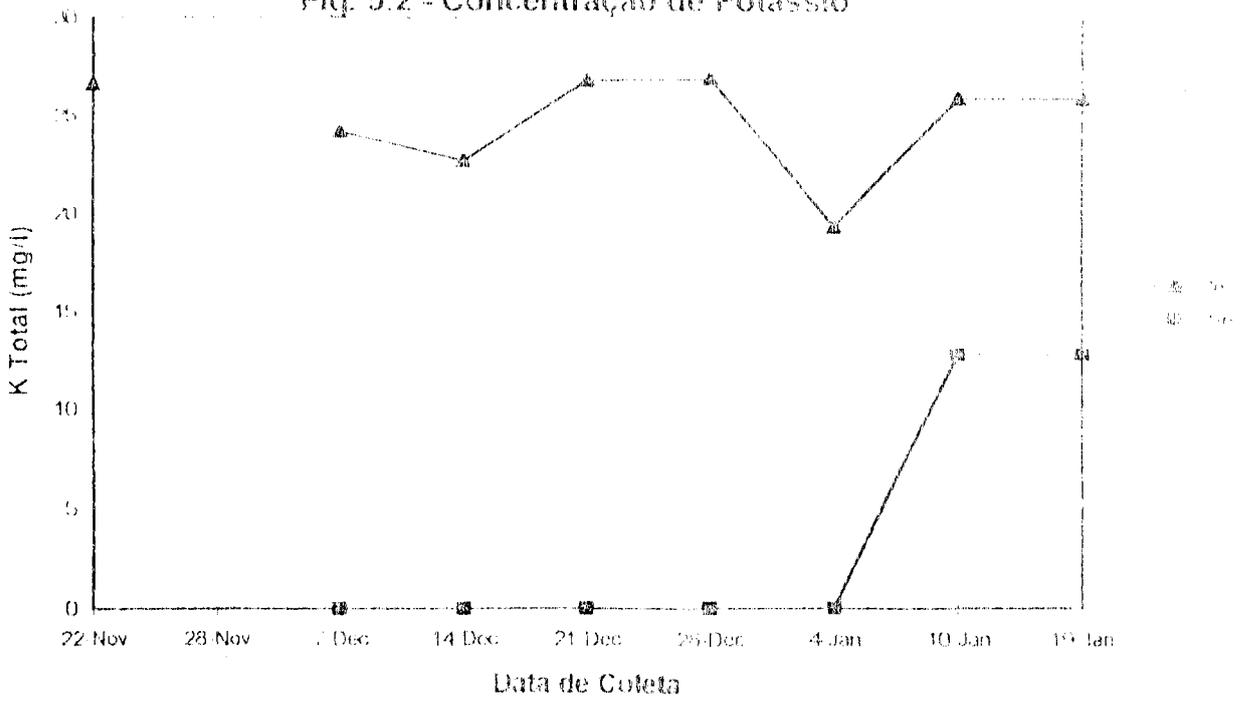


Figura 5.3 Concentração de Fosfatos

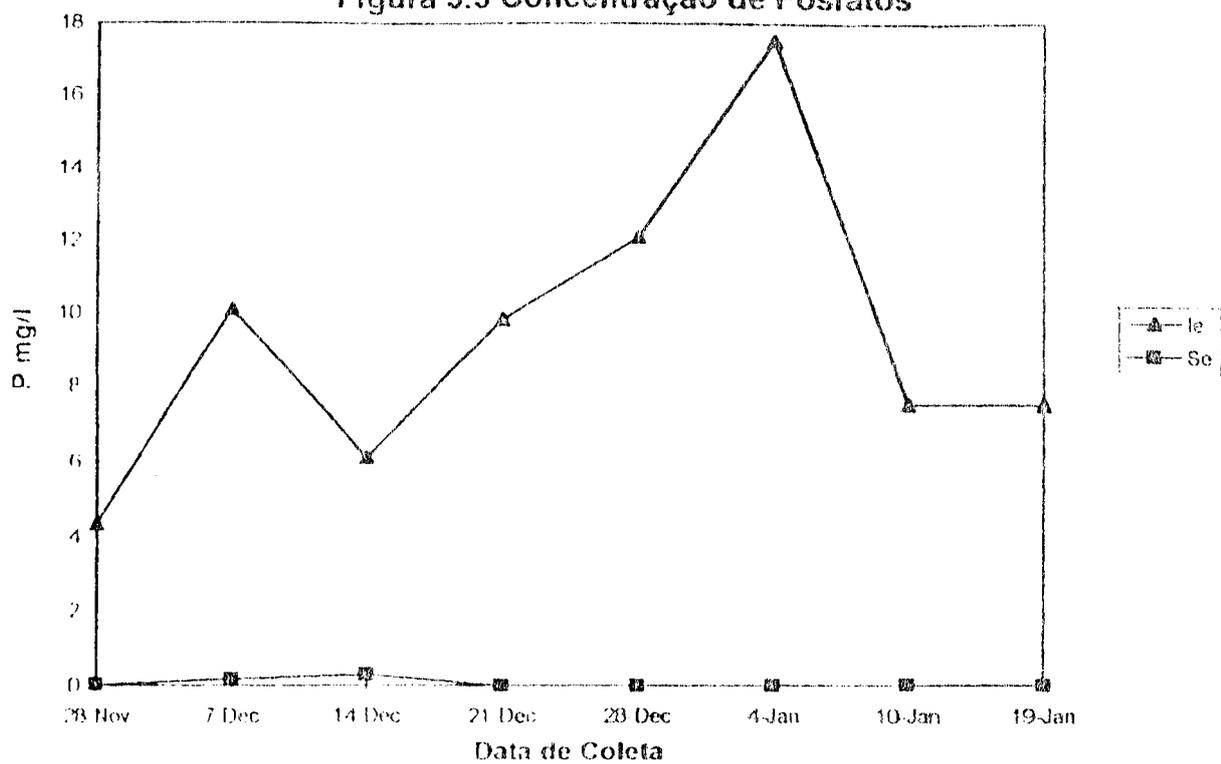
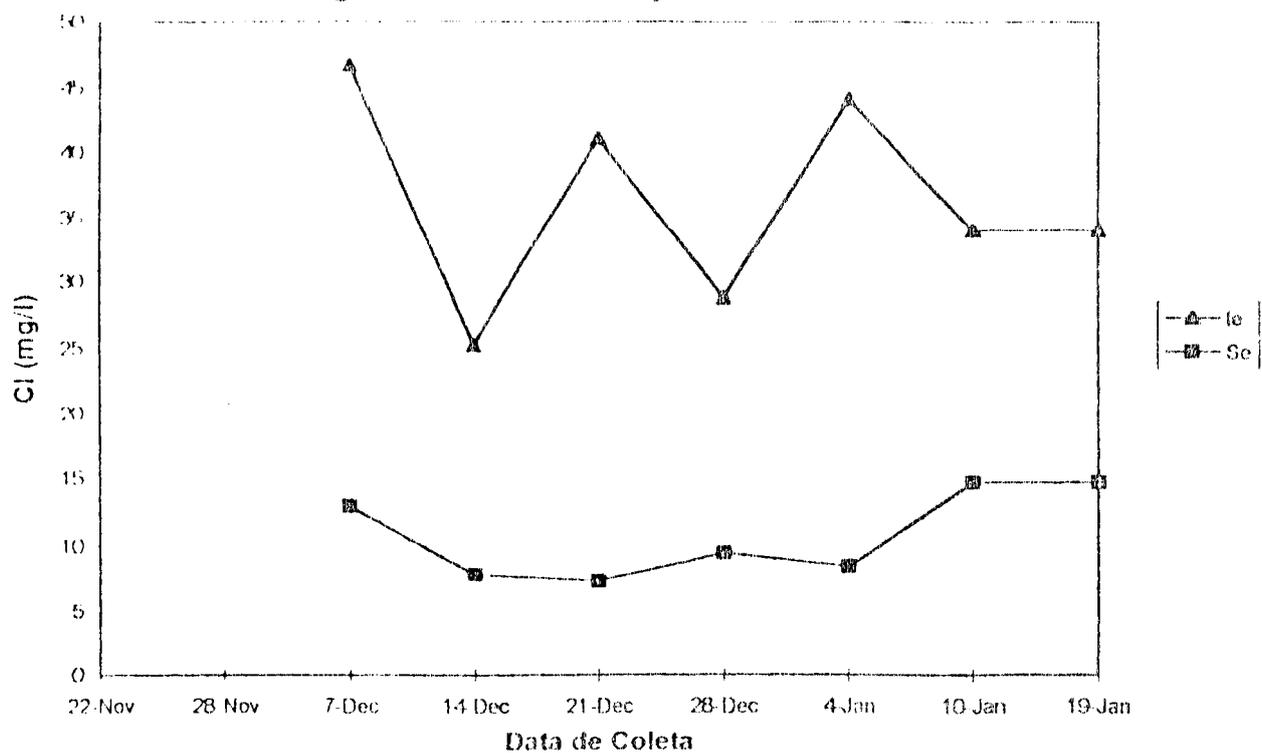


Figura 5.4 - Concentração de Cloretos



6 - CONCLUSÕES

- De acordo com os resultados apresentados neste trabalho é possível concluir que, a utilização do efluente de tratamento secundário de esgotos para a irrigação de alfaces pode ser realizada sem riscos.

- Com relação à presença de organismos coliformes totais e fecais, podemos concluir, comparando as fontes de água adicionadas com a água percolada, que houve uma remoção expressiva de coliformes ao longo da coluna de solo.

- Em termos de desenvolvimento produtivo da cultura não foi observada diferença significativa entre os tratamentos.

- Considerando que a maioria dos elementos-traço fica retida no lodo do esgoto do tratamento secundário, concluimos que os teores de zinco, cobre, chumbo, cromo e cádmio encontrados obedecem aos critérios de qualidade de água para irrigação, se considerarmos um solo de textura fina.

- O cromo foi a elemento-traço encontrado em maior quantidade, o que indica que deve ser feita uma investigação mais detalhada nas fontes de esgoto que chegam a estação de tratamento ETE/IAPI.

- Apesar de tratarmos aqui de um efluente de esgoto doméstico,

os valores de condutividade elétrica e razão de absorção de sódio indicam que não é provável a salinização do solo e improváveis também os danos às culturas de maneira geral (produtividade de 100% tolerância entre 1300 e 900 micromhos/cm). As amostras enquadram esta água como de salinidade média e baixa de sódio, em relação ao risco de sodificação ou alcalinização solo.

- As quantidades totais de Nitrogênio (284,33 kg/ha de N), Fósforo (344,86 kg/ha de P_2O_5) e Potássio (431,17 kg/ha de K_2O), nas suas formas disponíveis para as plantas presentes no efluente, foram suficientes para suprir as exigências da cultura de alface nas condições deste experimento (80 kg/ha de N, 40 kg/ha de K_2O e 40 kg/ha de P_2O_5).

- As plantas de alface analisadas obedeceram os critérios de qualidade existentes com relação ao número mais provável de coliformes totais, e fecais e elementos-traço no tecido vegetal exposto.

7 - RECOMENDAÇÕES

- Apesar dos organismos coliformes analisados, é importante que sejam realizadas outras análises microbiológicas e microscópicas, para a determinação de organismos patogênicos.

- Para que sejam atendidos os padrões microbiológicos de qualidade de água residuária aplicada na agricultura recomenda-se que seja feita como complemento ao tratamento secundário em questão, a desinfecção do efluente.

- Neste trabalho não foram avaliados os efeitos cumulativos da aplicação de efluentes ao solo, por isso julgamos conveniente sugerir que este aspecto seja abordado em trabalhos posteriores, com relação ao suprimento de nutrientes para as plantas e elementos-traco, face ao comportamento destes, no solo ao longo do tempo.

- Com relação às plantas mais indicadas para o emprego m irrigação com efluentes de esgoto, é essencial que seja feito um acompanhamento de futuros ensaios com efluentes secundários de outras origens e diferentes culturas, face às peculiaridades de cada efluente e às características fisiológicas de cada cultura.

8 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ANDRADE NETO, C.O. de. 1992. Uso de esgotos sanitários e efluentes tratados na irrigação. In: Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem, 9., 1991, Natal. *Anais*. Fortaleza: ABID. 2v. em 5. v.2, p.1961-2006.
2. AYERS, R.S., WESTCOT, D.W. 1985. *Water quality for agriculture*. Rome: FAO. 174p. (FAO Irrigation and Drainage Paper, 29 Rev.1).
3. BAIER, D.C., FRYER, W.B. 1973. Undesirable Plant Responses with sewage irrigation. *Journal of the Irrigation and Drainage Division. American Society of Civil Engineers, NewYork*, v.99, n.2, p.133-141, June.
4. BARCELÓ, J., POSCHENRIEDER, C. 1992. Respuestas de las plantas a la contaminacion por metales pesados. *Suelo y Planta*, Madrid, v.2, p.345-361.
5. BELTRAME, L.F.S. 1978. *Perda de nutrientes por lixiviação em sistema de drenagem subterrânea*. Porto Alegre: UFRGS - Curso de Pós-Graduação em Hidrologia Aplicada. 73p. Dissertação (Mestrado).
6. BELTRAME, L.F.S.; IOSCHPE, B.; ROSA. S.M. da, MIRANDA, T.L.G.

de. 1992. Lixiviação de íons em solo cultivado com arroz irrigado por inundação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v.16, p.203-208.

7. BERNARDO, S. 1989. *Manual de Irrigação*. 5.ed. Viçosa: Imprensa Universitária da UFV. 596p.

8. BISSANI, C. 1985. *Disponibilidade de enxofre para as plantas em solos do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: UFRGS - Curso de Pós-Graduação em Agronomia. 197f. Dissertação (Mestrado).

9. BOUWER, H. 1991. Ground water recharge with sewage effluent. *Water Science and Technology*, Oxford, v.23, p.2099-2108.

10. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 1986. *Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986*. Brasília: SEMA. 92p. p.72 - 89.

11. CROOK, J. 1991. Quality Criteria for reclaimed water. *Water Science and Technology*, Oxford, v.24, n.9, p.109-121.

12. DAVIS, R.D. 1982. Influence of micropolutants on vegetation. *Water Science Technology*, Oxford, v.14, p.31-44.

13. DMAE [198-]. *Projeto Rio Guaíba: relatório técnico preliminar. resumo*. Porto Alegre. 194f.

14. DMAE 1983. *Lodo digerido: Características físico-químicas e biológicas: alternativas de secagem natural*. Porto Alegre. 38p.
15. EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. 1979. *Manual de métodos de análise de solo*. Rio de Janeiro. 247p.
16. EPA. 1972. *Water quality criteria*. Washington. 594p. (Ecological Research Series).
17. EPSTEIN, E., TAYLOR, J.M., CHANEY, R.L. 1976. Effects of sewage and sludge compost applied to soil on some soil physical and chemical properties. *Journal Environmental Quality*, Madison, v.5, p.422-426.
18. GOMES, P. 1986. *Adubos e Adubações*. 12.ed. São Paulo: Nobel.
19. GOMES, P. 1990. *Curso de Estatística Experimental*. 13.ed. São Paulo: Nobel.
20. GUPTA, S.C., DOWDY, R.H., LARSON, W.E. 1977. Hydraulic and thermal properties of sandy soil as influenced by incorporation of sewage sludge. *Proceedings. Soil Science Society of America*, Madison, v.41, p.601-605.

21. GUTERRES, J. 1986. *Disponibilidade de boro em solos do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: UFRGS - Curso de Pós-Graduação em Agronomia. 135f. Dissertação de Mestrado.
22. INDELICATO, S., TUBINO, V., BARBAGALLO, S., ZIMBONE, S.M. 1992. Environmental effects of agricultural reuse of municipal wastewater: Preliminary investigations in Sicily. In: Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1., 1992, Rio de Janeiro. *Anais*. Rio de Janeiro: ABES/ANDIS. v.2, f.3, p. 472-480.
23. JOHN, M.K. 1973. A batch-handling technique for hot water extraction of boron from soils. *Proceedings Soil Science Society of America*, Madison, v.37, p.332-333.
24. JORGE, J.A.; CAMARGO, O.A. & VALADARES, J.M.A.S. 1991. Condições físicas de um latossolo vermelho-escuro quatro anos após aplicação do lodo de esgoto e calcário. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v.15, p.237-240.
25. KHALEEL, R., REDDY, K.R. & OVERCASH, M.R. 1978. Changes in soil physical properties due to organic waste applications: a review. *Journal Environmental Quality*, Madison, v.10, n.2, p.133-400.
26. KLAR, A.E. 1987. Curso de Engenharia de Irrigação, Módulo

III: Relações água-solo-planta. Associação Brasileira de Educação Agrícola Superior, Brasília, 104p.

27. MALAVOLTA, E. 1976. *Manual de Química Agrícola*. São Paulo: Ceres.

28. MALAVOLTA, E. 1980. *Elementos de Nutrição Mineral de Plantas*. 3 ed. São Paulo: Ceres.

29. MELO, J.A.S. de. 1978. Aplicação de águas residuárias no solo como um método de tratamento, disposição final e reciclagem das águas usadas. *Engenharia Sanitária*, Rio de Janeiro, v.17, n.1, p.82-91, jan./março.

30. NELSON, J.L.; BOAWN, L.C. & VIETS, Jr. 1959. A method for accessing zinc status of soils using acid-extractable zinc "tritatable alkalinity" values. *Soil Science*, Baltimore, v.88, p.275-283.

31. NOY, J. & FEINMESSER, A. 1977. *Water Renovation and Reuse*. New York: Academic Press. 463p.

32. ORON, G., De MALACH, Y. HOFFMAN, Z. & MANOR, Y. 1991. Effluent reuse by trickle irrigation. *Water Science and Technology*, Oxford, v.24, n.9, p. 103-108.

33. PAGE, A.L., MILLER, R.M., KEENEY. 1982. *Methods of soil analysis; part 2: Chemical and microbiological properties*. 2.ed. Madison: ASAE. 1159p. (Agronomy Series, 9).
34. PAGE, A.L., CHANG, A.C., SPOSITO, G. & MATTIGOD, S. 1981. Trace elements in wastewater: their effects on plant growth and composition and their behavior in soils. In: ISKANDAR, I. (ed.) *Modelling wastewater renovation: land treatment*. New York: John Wiley. 802p. ch.8, p.182-222.
35. PEREIRA, N.S. [198-] *Terra planeta poluído*. Porto Alegre: SAGRA. v.1.
36. PESSÔA, C. A. & JORDÃO, E. P. 1982. *Tratamento de esgotos domésticos*. 2.ed. Rio de Janeiro: ABES. v.1.
37. SANTOS, O.S., PARDUCCI, S. & CAMARGO, R.P. 1989. *Fertilização racional com micronutrientes sem risco de poluição ambiental*. [s.l.:s.n.] 8f. Trabalho apresentado no Primeiro Congresso Brasileiro dos Conselhos Municipais de Meio Ambiente e Órgãos Afins, Fortaleza, 19-22 set. 1989.
38. SCALOPPI, E.J. & BAPTISTELLA, J.R. 1986. Considerações sobre a aplicação de efluentes ao solo. In: Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem ,7.. 1986, Brasília. *Anais*. [s.l.]:ABID. 3v. v.3, p.1049-1066.

39. SHOEMAKER, H.E., McLEAN, E.O., PRATT, P.F. 1961. Buffer methods for determining lime requirement of soils with appreciable amounts of extractable aluminium. *Proceedings. Soil Science Society of America*, Madison, v.25, p.274-277.
40. SCHWERTMANN U. 1964. Differenzierung der eisenoxyde des bodens durch extrektion mit ammoniumoxalat-lösung. *Z. Pflanzenernaecher. Bodenk.*, v.105, p.194-202.
41. SHELEF, G. 1991. The Role of Wastewater Reuse in Water resources management in Israel. *Water Science and Technology*, Oxford, v.23, p.2081-2089.
42. SHUVAL, H.I. 1991. Health guidlines and standards for wastewater reuse in agriculture historical prespectives. *Water Science and Technology*. Oxford, v.23, p.2073-2080.
43. SHUVAL, H.I. (ed) 1977. *Water renovation and reuse*. New York: Academic Press.
44. SHUVAL, H.I. 1987. Wastewater reuse for irrigation: evolution of health standards. *Water Quality Bulletin*. p.79-91.
45. SIQUEIRA, O.J.F.de et al. 1987. *Recomendação de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina*. Passo Fundo, EMBRAPA/CNPT. 100p.

46. SOUTO, A.B., CORREA M.D.A. 1945. Insetigações microbiológicas e microscópicas sobre vegetais frescos. *Revista do Instituto Adolfo Lutz*, São Paulo, v.5, n.2, p.342-52.
47. STANDARDS METHODS for examination of water and wastewater. 1989. 17ed. Washington: American Public Health Association.
48. TABATABAI, M.A., BREMNER, J.M. 1970. A simple turbidimetric method of determining total sulfur in plant materials. *Agronomy Journal*, Madison v.62, p.805-806.
49. TEDESCO, M.J., BOHNER, H., WOLKWEISS, S.J. 1985. *Análises de solo, plantas e outros materiais*. Porto Alegre: Departamento de solos/Faculdade de Agronomia da UFRGS. 188p. (Boletim Técnico de Solos, 5).
50. TIARKS, A.E., MAZURAK, A.P. & CHESNIN, Leon. 1974. Physical and Chemical Properties of Soil Associated with Heavy Applications of manure from Cattle Feedlots. *Proceedings. Soil Science Society of America*. v.39, p.826-830.
51. UNGER, P.W., STEWART, B.A. 1974. Feedlot waste effects on soil conditions and water evaporation. *Proceedings. Soil Science Society of America*. v.38, p.954-957.
52. U.S. Environmental Protection Agency. 1973. Water Quality

Critéria. 1972.EPA R3.73.033. *Ecological Research Series*:EPA, Washington, D.C.

53. VAISMAN, I., KIPNIS, T., SHALHVET, J., FEIGIN, A., BIELORAI, H. 1984. Irrigation Regimes on Sand Dunes, Using, Sewage Effluent for some Agricultural Crops. In: Regional Panamerican Conference on Irrigation and Drainage, 1, 1984, Salvador. *Transactions*. Salvador:ICID Brazilian National Committee. 2v. v.2, p.359-377.

54. VAN ASSCHE, F., CLIJSTERS, H. 1990. Effects of Metal on Enzyme Activity in Plants. *Plant Cell Environmet*, v.11, p.383-394.

55. VARGAS. S.V. et alli. 1990. Reutilização de efluente para a irrigação, uma alternativa para zonas áridas. In: Seminário Regional de Engenharia Civil, 1990, Recife. *Civil 90*. Recife. p.625-637.

56. VAZ DA COSTA-VARGAS, S.M., MARA, D.D., VARGAS-LOPEZ, C.E. 1991. Residual Faecal Contamination of Effluent-Irrigated Lettuces. *Water Science and Technology*, Madison, v.24, n.9, p.89-94.

57. WEBBER, L.R. 1978. Incorporation of nonsegregated, noncomposted solid waste and soil physical properties. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v.7, p.397-400.

58. WEIL, R.R., KROONTJE, W. 1979. Physical conditions of a Davidson clay loam after five years of Heavy poultry manure applications. *Journal Environmental Quality*, Madison, v.8, p.387-392.

9 - ANEXOS

Anexo 1 - Testes de significância entre comparações de médias para a avaliação das águas de drenagem (percoladas).

Elemento	Tratamento	Média	Parcelas	tc	t. _{.05} *
Nitrogênio	ETE/IAPI	2,21	8	1,05	2,23
	Água freática	1,32	8		
Potássio	ETE/IAPI	23,83	8	0,73	2,23
	Água Freática	22,19	8		
Cloretos	ETE/IAPI	313,08	8	1,76	2,23
	Água freática	243,43	8		
Sódio	ETE/IAPI	90,43	8	1,42	2,23
	Água freática	77,51	8		
Chumbo	ETE/IAPI	0,12	8	0,35	2,14
	Água freática	0,16	8		
Cromo	ETE/IAPI	1,55	8	1.05	2,14
	Água freática	1,77	8		
Zinco	ETE/IAPI	0,198	8	2,29	2,23
	Água freática	0,132	8		

* Nível de significância de 5% para o teste "t"

Anexo 2 - Esquema da disposição das parcelas na casa de vegetação após o sorteio.

Ie	Ie	Ie	Se	Se	Se	Se	Se	Ie	Se
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Ie	Se	Se	Ie	Ie	Ie	Ie	Se	Ie	Se
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11

Ie: Tratamento (1) - efluente da ETE/IAPI

Se: Tratamento (2) - água freática

Anexo 3 - Balanço de macro e micronutrientes (mg/l) no sistema solo-água-plantas .

ETE/IAPI					
Elemento	Irrigação	Solo (1)	Solo (2)	Planta	Percolado
Cálcio	4,87	6,72	8,42	22,67	-*
Chumbo	0,29	2,01	1,56	3,04	0,13
Cobre	0,47	0,33	0,36	3,83	0,47
Magnésio	5,39	2,04	2,54	6,00	-*
Nitrogênio total	13,84	0,22	0,29	-*	2,22
Potássio	24,85	299,6	226,0	0,22	23,83
F o s f a t o total	9,4	624,4	711,2	-*	0,07
Zinco	0,088	11,68	8,86	6,1	0,2

ÁGUA FREÁTICA					
Elemento	Irrigação	Solo (1)	Solo (2)	Planta	Percolado
Cálcio	ND**	6,81	7,96	24,08	-*
Cobre	0,47	0,31	0,40	0,0075	0,47
Chumbo	0,13	2,13	1,64	0,024	0,16
Fosfato total	0,11	569,4	687,4	-*	0,09
Magnésio	1,33	2,2	2,34	6,55	-*
Nitrogênio total	0,49	0,19	0,28	-*	1,44
Potássio	3,2	316,4	2,40	0,22	22,19
Zinco	0,042	11,42	7,66	0,02	0,13

* Análise não executada

** Concentração não detectada pela análise*

Solo (1) Pré-plantio

Solo (2) Pós-plantio