

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA  
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL  
CAMPUS II – CAMPINA GRANDE

**Desempenho de colunas experimentais de solo  
irrigadas com água superficial poluída e cultivadas  
com alface (*Lactuca sativa*, L.)**

ABIGAIL LINO DE ARAÚJO

CAMPINA GRANDE  
1999

ABIGAIL LINO DE ARAÚJO

Desempenho de colunas experimentais de solo irrigadas com água superficial poluída e cultivadas com alface (*Lactuca sativa*, L.)

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado em Engenharia Civil da Universidade Federal da Paraíba, em cumprimento às exigências para a obtenção do grau de Mestre.

Área de concentração: Recursos Hídricos

Sub-área de concentração: Engenharia Sanitária e Ambiental

Orientadoras: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Annemarie König

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Beatriz S. O. de Ceballos

Campina Grande - PB  
Abril/1999



A658d Araujo, Abigail Lino de  
Desempenho de colunas experimentais de solo irrigado com  
agua superficial poluida e cultivadas com alface (Lactuca  
sativa, L.) / Abigail Lino de Araujo. - Campina Grande,  
1999.  
130 f. : il.

Dissertacao (Mestrado em Engenharia Civil) -  
Universidade Federal da Paraiba, Centro de Ciencias e  
Tecnologia.

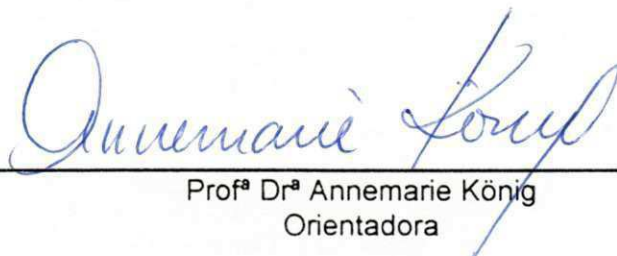
1. Engenharia Agricola 2. Alface - 3. Irrigacao - 4.  
Agua Poluida - 5. Dissertacao I. Konig, Annemarie, Dra. II.  
Ceballos, Beatriz Susana Ovruski de, Dra. III. Universidade  
Federal da Paraiba - Campina Grande (PB). IV. Título

CDU 631.67:635.52(043)

Desempenho de colunas experimentais de solo irrigadas com água superficial poluída e cultivadas com alface (*Lactuca sativa*, L.)

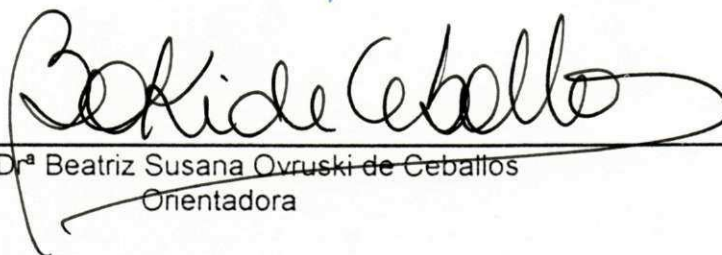
ABIGAIL LINO DE ARAÚJO

COMISSÃO EXAMINADORA:



---

Profª Drª Annemarie König  
Orientadora



---

Profª Drª Beatriz Susana Ovruski de Ceballos  
Orientadora



---

Profº Drº Carlos Alberto Vieira de Azevedo  
Examinador Interno



---

Profº Drº Marcos von Sperling  
Examinador Externo

Campina Grande - PB  
Abril/1999



---

*"Está claro que não devemos  
tomar as parábolas do Cristo ao pé  
da letra e ficar deitados à espera  
de que tudo nos caia do céu. É  
imprescindível trabalhar, pois um  
mundo de criaturas passivas  
também seria triste e sem beleza.  
Precisamos, entretanto, dar um  
sentido humano às nossas  
construções. E quando o amor ao  
dinheiro e ao sucesso nos estiver  
deixando cegos, saibamos fazer  
pausas para olhar os lírios do  
campo e as aves do céu."*

José Lins do Rêgo

*"Quem não quer raciocinar é um  
fanático; quem não sabe raciocinar  
é um tolo; quem não ousa  
raciocinar é um escravo."*

William Drummond

Este trabalho é dedicado,

Aos meus pais, Nicolau e Zélia, aos meus irmãos,  
Denise, Alcione, Adolfo e Delane e à minha  
sobrinha Ana Caroline,  
pelo amor que nos une.

## AGRADECIMENTOS

A Deus pelo apoio irrestrito ao longo da minha vida.

Aos meus pais, Nicolau e Zélia, irmãos, Denise, Alcione, Adolfo e Delane e sobrinha, Ana Caroline pelo carinho e incentivo sempre constantes.

Às professoras, Annemarie e Beatriz, pela dedicação, respeito, confiança, valorosas orientações e calorosa acolhida desde a graduação.

Às amigas, Dorinha e Vanini, com quem dividi todos os meus momentos.

Às colegas de mestrado, Jaqueline, Patrícia, Maria José, Mônica e Stella, pela cumplicidade e companheirismo.

Aos colegas, Anamaria e Janailton, que, através do PIBIC/CNPq-UFPB, prestaram grandiosa colaboração durante a parte experimental deste trabalho.

Aos colegas de laboratório, Fayruss, Valéria, Milene, Luciene, Tatiana, Jean, Eduardo, Nivson e Fernando, pelo exemplo de companheirismo e pelos bons momentos de descontração.

Aos funcionários da AESA, Valmária, Fátima, Cristina e Alves, pela atenção e eficiência na prestação dos serviços técnicos e burocráticos os quais me foram muito úteis.

Aos Professores da AESA pela grandiosa contribuição na minha formação acadêmica.

Ao Laboratório de Irrigação e Drenagem (DEAg/CCT/UFPB), na pessoa do Profº Carlos Alberto Vieira de Azevedo e do técnico laboratorista Sr. Nelson José Araújo Barbosa, pela orientação e grande ajuda durante a montagem do experimento.

Ao Laboratório de Irrigação e Salinidade (LIS/DEAg/CCT/UFPB), na pessoa da Prof<sup>a</sup> Lúcia Helena Garófalo Chaves, pela realização das análises físicas e químicas dos solos.

Ao Laboratório de Química (DEQ/CCT/UFPB), na pessoa do Prof<sup>o</sup> José Raimundo Sobrinho.

Ao Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto da Paraíba (LMRS).

Ao proprietário das hortas em Lagoa Seca, Sr. Otacílio de Andrade Barbosa no Sítio Estênio, que gentilmente cedeu as mudas de alface para a execução deste trabalho.

À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo suporte financeiro.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

## RESUMO

Esta pesquisa teve como objetivos caracterizar física, química e microbiologicamente: 1) solos de Lagoa Seca e Pocinhos (PB) cultivados com alface (*Lactuca sativa*, L.) antes e após irrigação com água superficial poluída e água de abastecimento (testemunha); 2) as águas que serviram à irrigação antes e após percolarem o solo; e 3) avaliar a qualidade bacteriológica da alface (*Lactuca sativa*, L.) cultivada. Foram realizados três experimentos durante o período de janeiro/98 à agosto/98. Três colunas eram irrigadas com água superficial poluída e as outras três eram irrigadas com água de abastecimento (testemunha). Nos três experimentos e nas duas águas de irrigação os valores do pH variaram de neutro a levemente alcalino não afetando a cultura irrigada. Os valores de condutividade elétrica das águas de irrigação se enquadraram dentro da faixa recomendada para o cultivo da alface (<2080 $\mu$ mho/cm). Quanto aos sais presentes na água poluída, o cálcio, o magnésio e o potássio se enquadraram dentro dos limites propostos para águas de irrigação. O cloreto e o sódio presentes nessa água ficaram acima dos limites recomendados para águas de irrigação, contudo a cultura suportou tais teores. Os valores de DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> da água poluída variaram de 8 a 15mg/l; Após atravessar a coluna de solo essa água teve a DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> reduzida com uma remoção acima de 65%. O mesmo se deu com os macronutrientes. Quanto a avaliação microbiológica, os valores de coliformes fecais na água poluída ficaram acima do valor máximo recomendado pela OMS para irrigação irrestrita (1000UFC/100ml). Dos solos utilizados nesta pesquisa a percentagem de matéria orgânica foi de 0,74% para o solo de Lagoa Seca e 0,52% para o solo de Pocinhos, e a concentração de nitrogênio nesses solos também ficou aquém do nível apropriado para o cultivo. Após irrigação com água poluída os níveis de matéria orgânica e nitrogênio aumentaram o que influenciou beneficemente na fertilidade desses solos e na produtividade da cultura. Com relação ao fósforo assimilável, o solo de Lagoa Seca mostrou-se com valor bastante elevado (57,37mg/100g) por já ter sido previamente fertilizado, enquanto que o solo de Pocinhos apresentou um teor de 6,73mg/100g. A condutividade elétrica do solo de Lagoa Seca foi de 200 $\mu$ mho/cm e a do solo de Pocinhos foi de 160 $\mu$ mho/cm, ao final dos experimentos verificou-se que não havia perigo de salinização. As concentrações de coliformes fecais nas alfaces irrigadas com água poluída variaram de 3,1x10<sup>4</sup>NMP/100g à 1,5x10<sup>3</sup>NMP/100g. A variação dos valores de *E. coli* nessas alfaces foi de 8,7x10<sup>2</sup>NMP/100g à 4,3x10<sup>2</sup>NMP/100g.

## ABSTRACT

This research aimed the physical, chemical and microbiological characterization of (1) soils of Paraíba State before and after irrigation with polluted and non polluted water, (2) waters used in the irrigation before and after percolating the soil columns, and (3) lettuces (*Lactuca sativa*, L.) grown in these different soils. Three experiments were conducted during January to August/98 using PVC columns and irrigated either with superficial polluted water (3) or water from Campina Grande Water Supply System (3). Irrigation and percolated water were analyzed for temperature, pH, electrical conductivity, BODs, total solids and fractions, total phosphorous, soluble orthophosphate, ions, fecal coliforms and fecal streptococci. Some of these parameters were also analyzed in soil and culture. The pH values for both irrigation water were slightly neutral to alkaline not affecting plant growth. Irrigation water with an electrical conductivity below  $< 2080 \mu\text{mho/cm}$  can be used for the cultivation of lettuce. The concentration of calcium, magnesium and potassium were considered adequate for irrigation water but not for chloride and sodium, although no direct effects on lettuce growth were observed. The organic matter in the polluted irrigation water ranged from 8 to 15 mg/l being reduced in 85% after percolating the soil column. Fecal coliforms in the polluted water were well above the recommended WHO values of 1000 CFU/100ml for unrestricted irrigation and after percolating, became absent in 22% of the samples and less than 1000 CFU/100ml in 26% of the samples.

In both experiments irrigation with polluted water increased soil concentration of nitrogen and its percentage of organic matter (Exp. I: from 0,74 to 1,2%; Exp. II: from 0,52 to 1%). The concentration of soluble phosphorous were high in Exp. I (57,37 mg/100g), since soils were previously fertilized with animal manure, compared to those values of Exp. II (6,73 mg/100g). Soil initial electrical conductivity ranged from  $200 \mu\text{mho/cm}$  (Exp. I) to  $160 \mu\text{mho/cm}$  (Exp. II) and did not showed significant alteration at the end of the experiments indicating small risks of salinization.

The concentration of fecal coliforms in the lettuces irrigated with polluted water ranged from  $3,1 \times 10^4$  MPN/100g (Exp. I) to  $1,9 \times 10^3$  MPN/100g (Exp. IIa) and for *E. coli* those figures varied from  $8,7 \times 10^2$  MPN/100g (Exp. I) to  $4,7 \times 10^2$  MPN/100g (Exp. IIa), showing the presence of health risks to those may consume those products without an adequate care.

## **Sumário**

<b>CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO</b>	<b>1</b>
1.1- Histórico da utilização do reuso na agricultura	2
1.2- Vantagens e desvantagens da utilização de águas residuárias na agricultura	4
1.3- Objetivos	5
1.3.1- Objetivo geral	5
1.3.2- Objetivos específicos	5
<b>CAPÍTULO 2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>6</b>
2.1- Qualidade físico-química das águas e dos solos para irrigação	7
2.1.1- Problemas de salinidade	8
2.1.1.1- Salinidade das águas	8
2.1.1.2- Salinidade dos solos	11
2.2- O solo como um meio depurador	12
2.2.1- A matéria orgânica no solo	13
2.2.2- Potencial hidrogeniônico - pH	14
2.2.3- Nitrogênio	14
2.2.3.2- Nitrogênio na disposição de esgotos no solo	15
2.2.4- Fósforo	16
2.2.5- Cálcio e magnésio	17
2.2.6- Sódio e potássio	18
2.2.7 - Cloreto	21
2.3- Metais pesados e seus efeitos nas culturas e nos solos	22
2.4- Qualidade bacteriológica das águas de irrigação	25
2.4.1- Coliformes totais e fecais	27
2.4.2 - Estreptococos fecais	28
2.5- Organismos presentes no solo	29
2.5.1 - Sobrevivência de patógenos no solo	31
2.5.2 - Mecanismos de remoção de microorganismos no solo	32
2.5.3- Sobrevivência dos microorganismos nas culturas	34
2.6- Água residuária tratada: uma alternativa viável para irrigação em regiões áridas e semi-áridas	34
2.7- Aspectos de saúde pública	38
<b>CAPÍTULO 3 - MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>40</b>
3.1- Descrição do experimento	41
3.1.1- Montagem do experimento	41
3.1.2- Local de coleta dos solos	44



3.1.3- Realização dos testes de velocidade e tempo de percolação das águas nas colunas de solo _____	45
<b>3.2- Caracterização das águas utilizadas _____</b>	<b>47</b>
3.2.1- Água de abastecimento _____	47
3.2.2- Água poluída _____	47
<b>3.3- Plantio da cultura, procedimento de irrigação e coleta das amostras _____</b>	<b>47</b>
<b>3.4- Procedimento das análises físico-químicas e microbiológicas das águas de irrigação, do solo e da cultura _____</b>	<b>48</b>
3.4.1- Parâmetros físico-químicos _____	48
3.4.1.1- Temperatura _____	49
3.4.1.2- Potencial Hidrogeniônico - pH _____	49
3.4.1.3- Condutividade Elétrica _____	49
3.4.1.4- Demanda bioquímica de oxigênio (DBO <sub>5, 20</sub> ) _____	50
3.4.1.5 - Sólidos totais, fixos e voláteis _____	50
3.4.1.6 - Nitrogênio amoniacal _____	50
3.4.1.7- Fósforo total e ortofosfato solúvel _____	51
3.4.1.8- Íons (Ca <sup>++</sup> , Mg <sup>++</sup> , Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , CO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> e Cl <sup>-</sup> ) _____	52
3.4.2- Parâmetros microbiológicos _____	52
3.4.2.1- Coliformes fecais _____	52
3.4.2.2- Estreptococos fecais _____	53
3.4.3- Metais pesados _____	53
<b>CAPÍTULO 4 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS _____</b>	<b>54</b>
<b>4.1- Águas de irrigação _____</b>	<b>55</b>
4.1.1- Parâmetros físico-químicos _____	55
4.1.1.1- Temperatura _____	55
4.1.1.2- Potencial hidrogeniônico - pH _____	56
4.1.1.3- Condutividade elétrica _____	57
4.1.1.4- Demanda bioquímica de oxigênio (DBO <sub>5</sub> <sup>20°</sup> ) _____	58
4.1.1.5- Sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis _____	59
4.1.1.6- Cálcio _____	61
4.1.1.7- Magnésio _____	62
4.1.1.8- Carbonato e bicarbonato _____	63
4.1.1.9- Cloreto _____	64
4.1.1.10- Sódio _____	66
4.1.1.11- Potássio _____	67
4.1.1.12- Fósforo total e ortofosfato solúvel _____	68
4.1.1.13- Nitrogênio amoniacal _____	70
4.1.1.14- RAS e RAS corrigida _____	71
4.1.2- Parâmetros microbiológicos _____	72
4.1.2.1- Coliformes fecais _____	72
4.1.2.2- Estreptococos fecais _____	74
<b>4.2- Solo _____</b>	<b>75</b>
4.2.1- Parâmetros físico-químicos _____	75
4.2.1.1- Cálcio _____	75
4.2.1.2- Magnésio _____	76
4.2.1.3- Sódio _____	77

4.2.1.4- Potássio	77
4.2.1.5- Alumínio	78
4.2.1.6- Carbono orgânico	78
4.2.1.7- Matéria orgânica	79
4.2.1.8- Nitrogênio	79
4.2.1.9- Fósforo assimilável	80
4.2.1.10- Potencial hidrogeniônico - pH	81
4.2.1.11- Condutividade elétrica	81
4.2.2- Parâmetros microbiológicos	82
4.2.2.1- Coliformes fecais	82
4.2.2.2- <i>Escherichia coli</i>	82
<b>4.3- Alface (<i>Lactuca sativa</i>, L.)</b>	<b>84</b>
4.3.1- Coliformes fecais	84
4.3.2- <i>Escherichia coli</i>	84
<b>4.4- Metais pesados</b>	<b>85</b>
<b>4.5- Produtividade da alface (<i>Lactuca sativa</i>, L.)</b>	<b>86</b>
<b>CAPÍTULO 5 - DISCUSSÃO DOS RESULTADOS</b>	<b>102</b>
<b>CAPÍTULO 6 - CONCLUSÕES</b>	<b>111</b>
<b>CAPÍTULO 7 - RECOMENDAÇÕES</b>	<b>114</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>116</b>
<b>ANEXOS</b>	<b>125</b>

## **Lista de Tabelas**

Tabela 2.1- Diretrizes para interpretação da qualidade da água de irrigação. _____	8
Tabela 2.2- Classes de salinidade para águas de irrigação _____	10
Tabela 2.3- Tolerância de determinadas culturas com relação à salinidade _____	12
Tabela 2.4- Faixa de pH mais recomendada para algumas culturas _____	14
Tabela 2.5- Concentrações máximas de metais pesados recomendáveis para irrigação de hortaliças. _____	25
Tabela 2.6 - Estimativa per capita média de microorganismos indicadores nas fezes de alguns animais superiores. _____	29
Tabela 2.7- Fatores que influenciam a sobrevivência de bactérias e vírus no solo. _____	30
Tabela 2.8- Fatores que influenciam o movimento de vírus e bactérias através do solo. _____	32
Tabela 2.9- Tempo de sobrevivência de microorganismos patogênicos nas culturas (20-30°C) _____	33
Tabela 2.10- Normas regulamentadoras existentes em alguns países para controlar o uso da água residuária na agricultura. _____	37
Tabela 3.1- Experimentos realizados, solos utilizados e respectiva época em que ocorreram _____	45
Tabela 3.2- Parâmetros físico-químicos para caracterização das águas de irrigação antes e após sua percolação no solo. _____	49
Tabela 3.3- Parâmetros microbiológicos para caracterização das águas de irrigação, do solo e da cultura . _____	52
Tabela 4.1- Valores semanais dos parâmetros físico-químicos da água de abastecimento antes e depois da percolação nas colunas de solo (Experimento I - Lagoa Seca-PB). _____	88
Tabela 4.2- Valores semanais dos parâmetros físico-químicos da água poluída antes e depois da percolação nas colunas de solo (Experimento I - Lagoa Seca-PB). _____	89
Tabela 4.3- Valores semanais dos parâmetros físico-químicos da água de abastecimento antes e depois da percolação nas colunas de solo(Experimento II-a - Pocinhos-PB). _____	90
Tabela 4.4- Valores semanais dos parâmetros físico-químicos da água poluída antes e depois da percolação nas colunas de solo (Experimento II-a - Pocinhos-PB). _____	91

Tabela 4.5- Valores semanais dos parâmetros físico-químicos da água de abastecimento antes e depois da percolação nas colunas de solo (Experimento II-b - Pocinhos-PB).	92
Tabela 4.6- Valores semanais dos parâmetros físico-químicos da água poluída antes e depois da percolação nas colunas de solo (Experimento II-b - Pocinhos-PB).	93
Tabela 4.7- Valores semanais da "RAS" na água de abastecimento e na água poluída antes e após percolar a coluna de solo nos três experimentos	94
Tabela 4.8- Valores semanais da "RAS CORRIGIDA" na água de abastecimento e na água poluída antes e após percolar a coluna de solo nos três experimentos	95
Tabela 4.9- Valores semanais dos parâmetros microbiológicos na água de abastecimento antes e após percolar a coluna de solo nos três experimentos (expressos em unidade formadora de colônia por 100ml de amostra - UFC/100ml)	96
Tabela 4.10- Valores semanais dos parâmetros microbiológicos na água poluída antes e após percolar a coluna de solo nos três experimentos (expressos em unidade formadora de colônia por 100ml de amostra - UFC/100ml)	97
Tabela 4.11- Resultado das análises físico-químicas dos solos de Lagoa Seca(PB) e Pocinhos (PB) antes e após a irrigação com água de abastecimento e água poluída nos três experimentos	98
Tabela 4.12- Resultado das análises microbiológicas dos solos de Lagoa Seca (PB) e Pocinhos (PB) antes e após irrigação com água de abastecimento e água poluída nos três experimentos	99
Tabela 4.13- Resultado das análises microbiológicas das alfaces ( <i>Lactuca sativa</i> , L.) irrigadas com água de abastecimento e água poluída nos três experimentos	99
Tabela 4.14 - Peso médio (em gramas) e estimativa da produtividade (em kg/m <sup>2</sup> ) das alfaces ( <i>Lactuca sativa</i> , L.) irrigadas com água de abastecimento e água poluída nos três experimentos	99
Tabela 4.15 - Qualidade físico-química da água de abastecimento utilizada para irrigação ao longo dos três experimentos	100
Tabela 4.16 - Qualidade físico-química da água poluída utilizada para irrigação ao longo dos três experimentos	101

## **Lista de Figuras**

Figura 2.1- Tempo de sobrevivência "normal" e "máximo" de alguns microorganismos na superfície das culturas _____	33
Figura 3.1- Montagem das colunas experimentais de solo _____	42
Figura 3.2- Visualização do primeiro fundo falso _____	42
Figura 3.3- Disposição das colunas _____	43
Figura 3.4- Coleta do líquido percolado _____	43
Figura 4.1- Variação média da temperatura das águas de irrigação e das águas percoladas ao longo dos três experimentos _____	55
Figura 4.2- Variação média do pH das águas de irrigação e das águas percoladas ao longo dos três experimentos _____	56
Figura 4.3- Variação média da condutividade elétrica das águas de irrigação e das águas percoladas ao longo dos três experimentos _____	58
Figura 4.4- Variação média da DBO <sub>5</sub> <sup>20</sup> das águas de irrigação e das águas percoladas ao longo dos três experimentos _____	59
Figura 4.5- Variação média dos sólidos totais das águas de irrigação e das águas percoladas ao longo dos três experimentos _____	60
Figura 4.6- Variação média dos sólidos totais fixos das águas de irrigação e das águas percoladas ao longo dos três experimentos _____	60
Figura 4.7- Variação média dos sólidos totais voláteis das águas de irrigação e das águas percoladas ao longo dos três experimentos _____	61
Figura 4.8- Variação média do cálcio das águas de irrigação e das águas percoladas ao longo dos três experimentos _____	62
Figura 4.9- Variação média do magnésio das águas de irrigação e das águas percoladas ao longo dos três experimentos _____	63
Figura 4.10- Variação média do carbonato das águas de irrigação e das águas percoladas ao longo dos três experimentos _____	64
Figura 4.11- Variação média do bicarbonato das águas de irrigação e das águas percoladas ao longo dos três experimentos _____	64
Figura 4.12- Variação média do cloreto das águas de irrigação e das águas percoladas ao longo dos três experimentos _____	65
Figura 4.13- Variação média do sódio das águas de irrigação e das águas percoladas ao longo dos três experimentos _____	67
Figura 4.14- Variação média do potássio das águas de irrigação e das águas percoladas ao longo dos três experimentos _____	68

Figura 4.15– Variação média do fósforo total das águas de irrigação e das águas percoladas ao longo dos três experimentos _____	69
Figura 4.16– Variação média do ortofosfato solúvel das águas de irrigação e das águas percoladas ao longo dos três experimentos _____	69
Figura 4.17– Variação média do nitrogênio amoniacal das águas de irrigação e das águas percoladas ao longo dos três experimentos _____	71
Figura 4.18– Variação média da RAS das águas de irrigação e das águas percoladas ao longo dos três experimentos _____	72
Figura 4.19– Valores médios de coliformes fecais nas águas de irrigação e nas águas percoladas ao longo dos três experimentos _____	74
Figura 4.20– Valores médios de estreptococos fecais nas águas de irrigação e nas águas percoladas nos experimentos II-a e II-b _____	75
Figura 4.21– Valores de coliformes fecais nos solos antes e após irrigação com água de abastecimento e água poluída _____	83
Figura 4.22– Valores de <i>Escherichia coli</i> nos solos antes e após irrigação com água de abastecimento e água poluída _____	83
Figura 4.23– Valores de coliformes fecais nas alfaces ( <i>Lactuca sativa</i> , L.) irrigadas com água de abastecimento e água poluída ao longo dos três experimentos _____	85
Figura 4.24– Valores de <i>Escherichia coli</i> nas alfaces ( <i>Lactuca sativa</i> , L.) irrigadas com água de abastecimento e água poluída ao longo dos três experimentos _____	85
Figura 4.25- Alface irrigada com água de abastecimento _____	87
Figura 4.26- Alface irrigada com água superficial poluída _____	87



## Lista de símbolos

AA - água de abastecimento  
AP - água poluída  
AA a – água de abastecimento antes da irrigação  
AA d – água de abastecimento depois da percolação na coluna de solo  
AP a – água poluída antes da irrigação  
AP d – água poluída depois da percolação na coluna de solo  
 $\text{Ca}^{+2}$  - cálcio  
CE - condutividade elétrica  
CF - coliformes fecais  
 $\text{Cl}^-$  - cloreto  
 $\text{CO}_3^{--}$  - carbonato  
 $\text{DBO}_5^{20}$  - demanda bioquímica de oxigênio  
EF - estreptococos fecais  
*E. coli - Escherichia coli*  
 $\text{HCO}_3^-$  - bicarbonato  
 $\text{K}^+$  - potássio  
meq/l - miliequivalente por litro  
 $\text{Mg}^{+2}$  - magnésio  
mg/l - miligramas por litro  
 $\text{mgCa}^{+2}/\text{l}$  - miligramas de cálcio por litro  
mg/100g - miligramas por 100g  
 $\text{mgCl}/\text{l}$  - miligramas de cloreto por litro  
 $\text{mgK}^+/\text{l}$  - miligramas de potássio por litro  
 $\text{mgMg}^{+2}/\text{l}$  - miligramas de magnésio por litro  
 $\text{mgNa}^+/\text{l}$  - miligramas de sódio por litro  
 $\text{Na}^+$  - sódio  
NMP/100g - número mais provável por 100g de peso úmido  
pH - potencial hidrogeniônico  
P-orto - ortofosfato solúvel  
P-total - fósforo total  
RAS - relação de adsorção de sódio  
 $\text{RAS}^\circ$  - relação de adsorção de sódio corrigida  
ST - sólidos totais  
STF - sólidos totais fixos

STV - sólidos totais voláteis

T - temperatura

UFC/100ml - unidade formadora de colônia por 100ml

$\mu\text{mho/cm}$  - micromilimós por centímetro

**Capítulo 1**  
**Introdução**

### 1.1- Histórico da utilização do reuso na agricultura

A prática da disposição de esgotos no solo não é recente. A história do saneamento cita seu emprego na Alemanha e na Escócia durante a Idade Média (séculos XVI e XVII) e em épocas bem mais remotas como é o caso da irrigação com esgotos em Atenas (a.C.) e da utilização de dejetos humanos na agricultura, que, há muito, era praticada no sudeste asiático, principalmente na China (Shuval et al., 1985).

Com o crescimento das cidades, em toda Europa se renovou o interesse pela utilização de esgotos através das fazendas de esgotos ou pela aplicação sobre o terreno, principalmente após a aprovação desta prática na Inglaterra pela Comissão Real da Disposição de Esgotos. Já em 1850 esta comissão dizia: ***“A maneira correta de eliminar/descartar os esgotos de uma cidade é sua aplicação contínua sobre o solo e, através desta aplicação, a poluição dos rios será evitada”***. Naquela época, as fazendas de esgotos já haviam sido implantadas em boa parte da Grã-Bretanha. No final do século XIX, a Comissão recomendou: ***“filtros construídos artificialmente para purificar melhor o esgoto deveriam ser adotados em irrigação restrita”***. Na França, em 1868 implantou-se o sistema de disposição de esgotos e 4 anos depois 900 ha já eram irrigados com parte dos esgotos de Paris, o restante era descarregado no Rio Sena. Na Alemanha irrigava-se centeio, trigo, cevada, aveia, milho, batatas, beterraba e cenouras com esgotos tratados utilizando-se cerca de 310.000 m<sup>3</sup>/dia. Em 1887 a cidade de Melbourne na Austrália, implantou a Fazenda Warribbee para descartar e tratar seu esgoto através do plantio de forrageiras destinadas a pastagem de ovinos e bovinos. Nos Estados Unidos os primeiros projetos de reuso remontam à 1880 e eram sistemas naturais de tratamento com aplicação no solo (Strauss & Blumenthal, 1989).

No início do século XX muitos dos projetos de fazendas de esgotos vão sendo gradualmente abandonados nos Estados Unidos e na Europa devido, principalmente, a explosão populacional e o rápido processo de industrialização deste século, o que acarretou um considerável aumento no volume dos esgotos produzidos e uma acentuada procura por outros processos de tratamento mais compactos e possíveis de serem implantados em áreas menores, decorrente, principalmente, da indisponibilidade de terra, bem como de sua maior valorização, tornando inviável o

tratamento dos esgotos através de sua disposição no solo. Outros fatores determinantes do abandono desta prática foram:

- presença excessiva de nitrogênio que pode comprometer culturas pouco tolerantes;
- elevados teores de sais dissolvidos que podem provocar a salinização do solo e toxidez à algumas culturas;
- além dos riscos à saúde dos trabalhadores e consumidores, devido à contaminação com microorganismos patogênicos presentes nos esgotos.

Contudo, neste final de século, a prática da disposição de esgotos no solo, através da irrigação, vem ganhando força novamente, principalmente em regiões áridas e semi-áridas devido a escassez de chuvas e mananciais com água de boa qualidade. Dentre as vantagens da reutilização de águas residuárias, citam-se (WHO, 1989):

- "polimento" de efluentes;
- recuperação e economia de água;
- redução nos gastos com fertilizantes químicos e aumento da fertilidade dos solos, devido a presença de nutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio) além de outros microelementos, com conseqüente aumento na produção agrícola;
- formação de húmus devido a mineralização lenta da matéria orgânica presente nos esgotos;
- proteção ambiental com a redução ou eliminação da eutrofização dos recursos hídricos.

A irrigação de culturas a partir do reuso de águas residuárias compreende processos físicos, químicos e biológicos que precisam ser devidamente caracterizados através de estudos técnico/sanitários detalhados do ponto de vista das modificações que ocorrem no solo, na água e na cultura irrigada.

Daker (1984) ressalta a importância de projetos pilotos e define as colunas de solo como parcelas experimentais do terreno que são periodicamente irrigadas e fornecem informações de grande valor prático, como por exemplo a quantidade de água ótima que deve ser aplicada a uma determinada cultura e a quantidade de água perdida por percolação

A água residuária doméstica é constituída por resíduos humanos (fezes e urina) e de águas produzidas nas diversas atividades diárias como o asseio corporal, preparo de alimento, lavagem de roupas e utensílios domésticos. Os esgotos domésticos contém aproximadamente 99,9% de água. A fração restante (0,1%) inclui sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como microorganismos. Os sólidos orgânicos e inorgânicos podem ser de grandes dimensões (fezes, trapos, plásticos) ou de pequenas dimensões (cascas de frutas, papéis e fezes desintegradas), além dos sólidos coloidais. Das substâncias orgânicas presentes no esgoto destacam-se os carboidratos, lignina, gorduras, sabões, detergentes sintéticos, proteínas e todos os produtos em decomposição. A areia, sais e metais diversos formam a parte inorgânica do esgoto. A característica dos esgotos é função dos usos à qual a água foi submetida. Esses usos, e a forma com que são exercidos, variam com o clima, situação social e econômica e hábitos da população (von Sperling, 1996a).

### 1.2- Vantagens e desvantagens da utilização de águas residuárias na agricultura

O aumento da concentração da população em áreas urbanas e a falta de coleta e tratamento dos esgotos faz com que os corpos receptores que cruzam as cidades sejam transformados em escoadouros de águas residuárias brutas. Uma característica marcante nas cidades de médio e grande porte é a existência dos chamados "cinturões verdes" que são áreas localizadas nos arredores destas cidades e que servem ao cultivo de frutas e hortaliças que abastecem o mercado consumidor. Porém, não é raro, ao se percorrer os arredores das áreas urbanas, verificar-se que a água usada na irrigação dessas hortaliças e pomares provém de pequenos córregos e rios que percorrem a região metropolitana e dela recebem esgoto bruto ou efluentes de sistemas de tratamento de águas residuárias de origem doméstica ou industrial, modificando as características das águas superficiais. Dessa forma pressupõe-se que a maioria das águas usadas na irrigação de cultivos na periferia dos grandes centros provavelmente está poluída, com excesso de matéria orgânica, nutrientes, compostos de diferentes elementos químicos e material fecal que pode conter microorganismos patogênicos tornando-as um veículo ideal para a transmissão de doenças infecciosas enteropatogênicas (Miranda, 1995).

A utilização de águas residuárias na irrigação oferece tratamento à água quando da sua percolação no solo e, paralelamente, fornece os nutrientes necessários ao desenvolvimento da cultura irrigada. Contudo, esta irrigação deve ser feita de maneira criteriosa, para evitar riscos à cultura, ao meio ambiente, aos trabalhadores agrícolas e aos consumidores.

### 1.3- Objetivos

#### 1.3.1- Objetivo geral

No contexto da disposição de águas residuárias no solo, este trabalho tem como objetivo avaliar as modificações físicas, químicas e microbiológicas que ocorreram nos solos de Lagoa Seca e Pocinhos (PB), bem como da alface (*Lactuca sativa* L.) quando submetidos à irrigação com água oriunda de um riacho poluído.

#### 1.3.2- Objetivos específicos

Os objetivos específicos deste trabalho são:

- 1) Caracterizar química, física e microbiologicamente:
  - a) o solo antes e após receber aplicação de água poluída e água de abastecimento;
  - b) a água do riacho, bem como a água de abastecimento (testemunha), antes e após percolação através das colunas experimentais com solos da Paraíba.
  
- 2) Avaliar a qualidade microbiológica da alface (*Lactuca sativa* L.) após irrigação com água poluída e água de abastecimento.



**Capítulo 2**  
**Revisão bibliográfica**

## **2.1- Qualidade físico-química das águas e dos solos para irrigação**

A qualidade da água de um corpo aquático lântico ou lótico varia de acordo com a geologia da região geográfica onde se encontra, com a quantidade de sais dissolvidos, com a interferência de fatores climáticos, com o intemperismo de rochas e também é bastante influenciada pelo tipo de solo (Molle & Cadier, 1992).

Por via de regra, todas as águas contém sais em solução, podendo variar de concentrações inferiores a 100ppm nas águas consideradas puras até valores de 30.000ppm nas águas dos oceanos. Estas últimas não servem para irrigação de culturas agrícolas, nem tão pouco as consideradas altamente salinas, isto é, com mais de 3.000ppm de sais. No entanto, abaixo deste limite, é certo que as diferentes águas utilizadas em irrigação se caracterizam por composição e concentração variável de sais (LNEC/LQARS, 1990).

O conceito de qualidade da água refere-se às características que podem afetar sua adaptabilidade para usos específicos e podem ter diferentes requisitos de qualidade. Assim, tanto melhor é a qualidade da água quando ela produz melhores resultados causando o mínimo de danos possível. Tradicionalmente, a qualidade das águas de irrigação é definida pela concentração dos sais dissolvidos e pela composição iônica. De um modo geral, as águas de irrigação devem ser analisadas com relação a cinco parâmetros fundamentais (Bernardo, 1986):

- 1- salinidade
- 2- proporção relativa de sódio, em relação a outros cátions
- 3- concentração de elementos tóxicos
- 4- concentração de íons
- 5- aspecto sanitário (qualidade bacteriológica)

Na tentativa de melhorar a orientação dos que lidam com irrigação, existem inúmeros guias e diretrizes para o uso de águas segundo sua qualidade (Tabela 2.1). Esses guias e diretrizes referem-se aos efeitos a longo prazo da qualidade da água sobre a produção das culturas nas condições de solo e manejo agrícola. Eles têm caráter prático e têm sido utilizados com êxito na agricultura irrigada para avaliar os constituintes

da água superficial, da água subterrânea, da água de drenagem e das águas residuárias e efluentes (Ayres & Westcot, 1991).

Tabela 2.1 - Diretrizes para interpretação da qualidade da água de irrigação.

Problema potencial	Unidades	Grau de restrição para uso		
		Nenhuma	Moderada	Severa
<b>Infiltração</b> ( avaliada usando CEa e RAS conjuntamente) <sup>2</sup>				
RAS = 0 - 3 e CEa =		> 0,7	0,7 - 2,0	< 0,2
= 3 - 6 =		> 1,2	1,2 - 0,3	< 0,2
= 6 - 12 =		> 1,9	1,9 - 0,5	< 0,5
= 12 - 20 =		> 2,9	2,9 - 1,3	< 1,3
= 20 - 40 =		> 5,0	5,0 - 2,9	< 2,9
<b>Toxicidade de íons específicos</b> (afeta culturas sensíveis)				
Sódio (Na <sup>+</sup> ) <sup>3</sup>				
- irrigação por superfície	RAS	< 3	3 - 9	> 9
- irrigação por aspersão	meq/l	< 3	> 3	
Cloreto (Cl <sup>-</sup> ) <sup>3</sup>				
- irrigação por superfície	meq/l	< 4	4 - 10	> 10
- irrigação por aspersão	meq/l	< 3	> 3	
Boro (B)	mg/l	< 0,7	0,7 - 3,0	> 3,0
pH		Faixa normal: 6,5 - 8,4		
<b>Outros</b> (afeta culturas sensíveis)				
Nitrogênio (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N) <sup>4</sup>	mg/l	< 5,0	5,0 - 30	> 30
Bicarbonato (HCO <sub>3</sub> ) <sup>-</sup>				
- aspersão convencional	meq/l	< 1,5	1,5 - 8,5	> 8,5

Fonte: Ayres & Westcot (1991)

1- CEa significa condutividade elétrica da água; medida da salinidade expressa em deciSiemens por metro (dS/m) a 25°C ou em milimhos/cm (mmho/cm). Ambas as medidas são equivalentes. SDT significa total de sais em solução, expresso em miligramas por litro (mg/l)

2- RAS significa Relação de Adsorção de Sódio algumas vezes representada como RNA. Para determinado valor da RAS, a velocidade de infiltração aumenta a medida que aumenta a salinidade. Avalia-se o problema potencial de infiltração através da RAS e CEa.

3- A maioria das culturas arbóreas e plantas lenhosas são sensíveis ao sódio e ao cloreto; no caso de irrigação por superfície, usam-se os valores indicados.

4- NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N significa nitrogênio em forma de nitrato expresso em termos de nitrogênio elementar.

## 2.1.1- Problemas de salinidade

### 2.1.1.1- Salinidade das águas

A salinidade de uma água está diretamente relacionada com a concentração de sais solúveis presentes na mesma, ou seja, quanto maior for a

concentração de eletrólitos na água, maior será a capacidade dessa água conduzir uma corrente elétrica.

O teor de sais das águas de irrigação assume importância fundamental na agricultura, visto que se constitui em uma das causas de salinização dos solos, ou seja, na acumulação de sais, constituídos na sua maior parte, por proporções diversas dos cátions sódio, cálcio e magnésio e dos ânions cloreto, bicarbonato, carbonato e nitrato (Bernardo, 1994).

A salinidade é medida pela condutividade elétrica a 25°C e é expressa em deciSiemens por metro (dS/m), microSiemens por centímetro ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) ou milimós por centímetro (mmho/cm). Os valores da condutividade elétrica são convertidos para miligramas por litro (mg/l) do total de sais dissolvidos (TSD) no líquido, utilizando-se os fatores de conversão abaixo (Molle & Cadier, 1992):

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

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

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

Segundo a literatura especializada pode-se afirmar que águas com valores de condutividade elétrica menores que  $2.250\mu\text{S}/\text{cm}$  têm sido usadas com relativo sucesso na irrigação de diversas culturas agrícolas. Em geral, águas com valores de condutividade abaixo de  $750\mu\text{S}/\text{cm}$  são satisfatórias para rega, no que diz respeito ao teor de sais, embora culturas mais sensíveis aos sais possam já ser adversamente afetadas pelo uso de águas de irrigação quando a condutividade é da ordem de 250 a  $750\mu\text{S}/\text{cm}$ . Águas cuja condutividade elétrica varia de 750 a  $2250\mu\text{S}/\text{cm}$  são largamente usadas e o desenvolvimento das culturas é satisfatório quando estas forem bem cuidadas e a drenagem do solo se caracterizar por condições favoráveis; porém, uma situação de salinização do solo originar-se-á se a lavagem e drenagem forem inadequadas. O uso de águas com valores de condutividade acima de  $2250\mu\text{S}/\text{cm}$  constitui exceção e somente as culturas mais tolerantes aos sais podem desenvolver-se nestas condições e, ainda assim, será necessário solo com excelente drenagem (LNEC/LQARS, 1990).

A grande maioria dos sais presentes nos corpos aquáticos chega através dos escoamentos superficiais que os alimentam, uma vez que as águas da chuva trazem poucos sais. Com relação ao balanço salino, a água sai do corpo aquático sob duas formas (Molle & Cadier, 1992):

- **por evaporação** - a água se evapora, porém não leva os sais consigo.
- **por saída direta de água líquida** - sangria, infiltrações, usos (irrigação, por exemplo); a água sai com uma concentração de sais igual à do corpo aquático, levando os sais consigo.

A perda por evaporação é responsável pela concentração progressiva e contínua dos sais nos corpos aquáticos. No Nordeste brasileiro, por exemplo, estima-se que a perda da lâmina d'água por evaporação fica em torno de 5mm/d. Quanto maiores as saídas de água, mais intenso será este fenômeno. Somente uma cheia, e a sangria que ela provoca, revertem, provisoriamente este quadro.

Uma vez que os sais que contribuem para a salinidade são solúveis e transportados facilmente pela água, uma operação fundamental no controle da salinidade é o processo de lixiviação ou de lavagem de sais. A quantidade de água necessária para lixiviar os sais depende de sua qualidade e da tolerância das culturas à salinidade (Ayres e Westcot, 1991). Porém, de acordo com a Tabela 2.2, a lixiviação requerida para as águas pertencentes às classes 4 e 5 pode conduzir à contaminação do lençol freático pelo carregamento de sais que contém sulfato, nitrato ou outros componentes que podem estar presentes na água de irrigação. Se esta provável contaminação prejudica os usos do lençol freático e das águas de superfície, deve-se adotar um método alternativo para diminuir a quantidade de sais no solo, que não seja a lixiviação (Paganini, 1997). A classificação a seguir (Tabela 2.2) é usada pela agência de proteção ambiental da Austrália (EPA).

**Tabela 2.2 - Classes de salinidade para águas de irrigação**

Classe	Descrição	TSD (mg/l)	CE ( $\mu$ S/cm)	CE (dS/cm)
1	Baixa salinidade	0 - 125	0 - 270	0 - 0,3
2	Média salinidade	125 - 500	270 - 780	0,3 - 0,8
3	Alta salinidade	500 - 1500	780 - 2340	0,8 - 2,3
4	Muito alta salinidade	1500 - 3500	2340 - 5470	2,3 - 5,5
5	Extremamente alta	> 3500	> 5470	> 5,5

Fonte: EPA - Austrália (1981), apud Paganini (1997)

### 2.1.1.2- Salinidade dos solos

O problema da acumulação de sais e de álcalis solúveis nos solos irrigados de regiões áridas e semi-áridas é muito antigo. Sua origem se confunde com a própria origem da irrigação. Civilizações antigas, nascidas graças ao uso da irrigação, tiveram seu desaparecimento em virtude do uso inadequado da água e do solo e conseqüente salinização deste. Ainda hoje há vários exemplos de perdas parciais ou totais de extensas áreas de terra imprópriamente irrigadas. Em 17 estados do oeste dos Estados Unidos o problema de salinização é tão grave que estima-se que mais de 3 milhões de hectares irrigados não estejam produzindo adequadamente por causa da salinização do solo. A ocorrência é similar nas regiões áridas do oeste do Canadá, nos altiplanos áridos do México e em algumas áreas da América do Sul, da África e da Ásia (Daker, 1984).

As águas de irrigação contêm mistura de sais de origem natural. Em X conseqüência disto, os solos irrigados com estas águas terão mistura similar, e geralmente com concentrações mais elevadas, principalmente em se tratando de irrigação com águas residuárias onde o controle da salinidade torna-se mais difícil. O efeito disto é refletido diretamente nas culturas. A maioria dos sais no solo se acumulam próximo à zona radicular da planta aumentando sua concentração à medida que as culturas consomem, por evapotranspiração, grande parte da água armazenada. A presença de sais no solo faz com que a água armazenada seja mais fortemente retida pelo efeito de osmose o que obriga a planta a utilizar elevada quantidade de energia para ajustar a concentração de sais no interior de seus tecidos a fim de obter água suficiente, resultando, então, em menos energia disponível para o crescimento da planta. Esta, quando alcança concentrações prejudiciais para as plantas, pode chegar a reduzir os rendimentos e a produtividade das culturas. O problema é ainda mais grave sob condições de clima quente e seco, onde a disponibilidade de água é ainda mais restrita (Paganini, 1997).

O teor de sais nas águas de irrigação tem uma influência marcante sobre o solo, cujo extrato de saturação, na ausência de acumulação de sais das águas subterrâneas, tem uma condutividade normalmente duas a dez vezes superior à condutividade da água de irrigação. Este aumento da concentração salina resulta da extração contínua de água pelas raízes das plantas e subsequente evaporação. Assim, a

## Revisão bibliográfica

utilização de águas com teor de sais de moderado a elevado pode originar condições salinas, mesmo quando a drenagem é satisfatória. Consideram-se salinos os solos em que a condutividade do extrato de saturação é superior a  $4.000\mu\text{S}/\text{cm}$  e a porcentagem do sódio trocável é inferior a 15 (LNEC/LQARS, 1990). A Tabela 2.3 mostra a tolerância de algumas culturas com relação à salinidade.

Tabela 2.3 - Tolerância de determinadas culturas com relação à salinidade

Sensível (CE=200 a $400\mu\text{mho}/\text{cm}$ )		Moderadamente sensível (CE=400 a $800\mu\text{mho}/\text{cm}$ )			Tolerante (CE=800 a $1600\mu\text{mho}/\text{cm}$ )
Feijão	Pêra	Milho	Aveia	Batata	Algodão
Cebola	Tangerina	Cana-de-açúcar	Gramma Rhodes	Melancia	Arroz
Morango	Greapfruit	Alfafa	Gramma Italiana Rye	Beringela	Gramma bermuda
Maçã	Cenoura	Girassol	Figo	Aveia	Aspargo
Abacate	Amora	Alface	Mamão	Couve-flor	Jojoba
Limão	Nêspera	Brócoli	Soja	Repolho	Cevada
Lima	Ervilha	Pepino	Sorgo	Gramma azul	Gramma kallar
Manga	Gergelim	Pimentão	Cevada	Trevo vermelho	Gramma alcali
Laranja		Tomate	Trigo	Gramma canary	Arroz silvestre
Pêssego		Espinafre	Tal fescue	Nabo	Gramma trigo

Fonte: USEPA (1992), adaptado de Paganini (1997).

## 2.2- O solo como um meio depurador

Há muito tempo que se reconheceu o fato de que o perfil natural do solo pode servir como sistema eficaz para a disposição e purificação de dejetos humanos. Esse processo de purificação normalmente inclui a remoção de microorganismos fecais e a redução de vários compostos químicos. Todavia, nem todos os perfis de solo são igualmente eficazes para tal processo (Lewis et al., 1982).

O solo faz a ligação entre a litosfera, a atmosfera e a biosfera, sofrendo muita influência de todos estes elementos nas suas propriedades. A disponibilidade de água, nutrientes e ar varia bastante nos diferentes tipos de solos, condicionando uma produtividade diferente para os diversos tipos de culturas. Os solos diferem regionalmente por causa das diferenças nos materiais de origem, das condições bioclimáticas e da idade que é controlada basicamente pela evolução do relevo, acarretando variações em composição mineralógica, granulometria, profundidade, riqueza em nutrientes, capacidade de retenção de água, porosidade, etc (Resende et al., 1997).

Quando a irrigação é feita com água residuária, o bioecossistema solo depura a parcela não evaporada, funcionando como um "filtro" que retém, absorve e transforma, em alimento e nutriente, a matéria orgânica e a água nele presentes. Desta forma o solo propiciará a depuração natural dos esgotos através de processos físicos, químicos e biológicos, resultando desta estabilização da matéria orgânica os macro e microelementos, nutrientes das plantas (Paganini, 1997).

### 2.2.1- A matéria orgânica no solo

Segundo Vieira (1988), o solo é um meio físico formado por substâncias minerais e orgânicas, cujas estruturas granulares lhe conferem propriedades características como a porosidade, a permeabilidade, a textura e outras que o tornam o habitat natural de um grande número de seres vivos microscópicos, vegetais e animais. A ação do solo na degradação da matéria orgânica é mais efetiva na camada superficial de 10 a 15cm. O solo contém grande quantidade de microorganismos heterotróficos que conferem ao sistema, como um todo, a habilidade de utilizar e degradar a maior parte dos compostos orgânicos sob as mais diversas condições.

A matéria orgânica biodegradável presente nos esgotos é removida pela disposição no solo por uma combinação de processos físicos, químicos e biológicos. Através da retenção da matéria orgânica pelo solo é facilitada a ação química e biológica da decomposição. Este processo começa quando a matéria orgânica atinge o solo assegurando a sobrevivência dos organismos presentes e serve para repor o estoque de macro e micronutrientes que são utilizados pelas plantas juntamente com a água e o gás carbônico permitindo a síntese da matéria orgânica através da fotossíntese. Assim, a matéria orgânica morta realimenta o solo e transforma-se em matéria orgânica viva. Uma das mais importantes contribuições da matéria orgânica nas propriedades do solo é sua capacidade de suprir nutrientes para o crescimento e desenvolvimento das plantas, principalmente nitrogênio (Dias et al., 1996).

Quando a matéria orgânica não se incorpora ao solo, ou porque dele é retirada pela colheita, ou porque é carregada pela água, a tendência é a "exaustão" desse solo, ou seja, perda da sua capacidade fértil e de produção. Porém, ao contrário do que se pode pensar, o "excesso" de matéria orgânica em um solo não é sinônimo de



fertilidade, já que este excesso pode provocar um aumento da concentração de substâncias resultantes da decomposição, que acaba por tornar-se nociva à vida que nele se processa.

### 2.2.2- Potencial hidrogeniônico - pH

A maior parte dos solos tem a capacidade tampão, ou seja, eles resistem às mudanças nos valores do pH. Contudo, a água utilizada na irrigação pode causar toxicidade às plantas, deficiência nos nutrientes e problemas na estrutura dos solos se estas forem acentuadamente ácidas ou alcalinas. Por este motivo, o pH ideal para as águas de irrigação deverá estar numa faixa de 6,5 a 8,4, mas algumas flutuações podem ser toleradas. Por exemplo, um solo com pH da água entre 5,5 e 8,0 é favorável ao crescimento de algumas plantas (Ayres e Westcot, 1991). A Tabela 2.4 apresenta faixas de pH indicadas a determinadas culturas.

Tabela 2.4 - Faixa de pH da água de irrigação mais recomendada para algumas culturas

Espécies de culturas	Faixa de pH recomendada	Espécies de culturas	Faixa de pH recomendada
Bent grass	5,6 - 6,9	Uva	6,1 - 7,9
Bermuda grass	6,1 - 6,9	Limão	6,1 - 6,9
White clover	6,1 - 6,9	Alfafa	6,1 - 7,9
Sub clover	5,6 - 6,9	Aveia	5,0 - 7,9
Red clover	5,6 - 6,9	Laranja	6,1 - 6,9
Deciduos trees	6,1 - 6,9	Reyegrass	5,6 - 8,5
Eucalpto	5,6 - 6,9	Sorgo	5,6 - 6,9
Evergreen trees	6,1 - 6,9	Tall fescue	6,1 - 6,9

Fonte: EPA - Austrália (1991), apud Paganini (1997).

### 2.2.3- Nitrogênio

O nitrogênio é um dos elementos mais abundantes na natureza. Estima-se que, em volume, ele constitui cerca de 78% dos gases da atmosfera e que sobre a superfície de 1ha de terra ou de água existem, aproximadamente, 242.000t deste elemento. Contudo, embora vários compostos nitrogenados, orgânicos e inorgânicos, sempre estejam presentes no solo, em quantidades geralmente pequenas. Depósitos de dimensões razoáveis de sais minerais e nitrogênio são raros e ocorrem apenas em certas áreas localizadas em regiões áridas ou semi-áridas. A principal razão deste fenômeno se

deve à elevada solubilidade em água dos referidos sais, o que os torna muito suscetíveis à lavagem. Isso impede a acumulação dos mesmos, exceto nas regiões onde a precipitação pluviométrica é muito baixa (Mello et al., 1983).

Por ser um macroelemento, o nitrogênio é de extrema importância na síntese de proteínas, sendo assim é um fator limitante na produção de alimentos. Seu excesso está associado com a superprodução de algas nos corpos receptores de efluentes de esgotos de origem doméstica e industrial e de estações de tratamento que não forem capazes de reduzir a quantidade desse elemento. Nos esgotos o nitrogênio está presente de diversas formas: nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato.

No solo são várias as formas de nitrogênio: elementar no ar do solo, dissolvido na solução do mesmo, adsorvido às superfícies sólidas, em formas combinadas inorgânicas e, em sua grande maioria, em combinações orgânicas (95% ou mais). As principais formas disponíveis às plantas são a nítrica e a amoniacal, apesar de resultados experimentais indicarem que o nitrato e certas formas orgânicas de nitrogênio também podem ser absorvidos pelas plantas. O nitrogênio do solo pode perder-se por: remoção pelas colheitas, lixiviação, erosão e volatilização (Malavolta, 1976).

### **2.2.3.2- Nitrogênio na disposição de esgotos no solo**

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

A nitrificação é um processo de transformação que ocorre no sistema esgoto-solo-plantas e que oxida o nitrogênio a formas utilizáveis pelas plantas e microorganismos. Ocorre na presença de oxigênio e converte o nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3$ ) a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) pela ação das bactérias do gênero *Nitrossomonas*, e posteriormente, o nitrato a nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) através das bactérias do gênero *Nitrobacter*. A nitrificação é bastante afetada pelas alterações no pH, e é praticamente inibida com valores abaixo de

5,0. O processo também é afetado pela concentração de amônia, especialmente sob condições alcalinas. As bactérias *Nitrossomonas* são mais sensíveis à amônia do que as *Nitrobacter*, e sob condições alcalinas pode haver o acúmulo de nitrito, inclusive a níveis tóxicos. De acordo com Pincince et al. (1968), apud Lima (1996), na irrigação por infiltração intermitente as concentrações de nitrato variam com o tempo e com a profundidade. A nitrificação acontece próximo à superfície do solo, porque nessa região o oxigênio atmosférico encontra-se disponível. A nitrificação se intensifica até uma profundidade onde existe oxigênio disponível. A partir da profundidade abaixo da qual o oxigênio não consegue penetrar, prevalecem condições anaeróbias e o esgoto percolante não é nitrificado.

A desnitrificação é o processo pelo qual o nitrito e o nitrato são convertidos a nitrogênio elementar. A reação se dá através da seguinte seqüência: nitrato, nitrito, óxido nitroso e o elemento nitrogênio. A denitrificação é um mecanismo importante na remoção de nitrogênio no solo, e os solos por sua vez, contêm abundância de bactérias desnitrificantes (WPCF, 1983; apud Lima, 1996).

Lewis et al. (1986) afirmam que o nitrogênio não removido pelo solo nem absorvido pela planta atingirá os lençóis subterrâneos, seja como nitrato ou como íon de amônia, dependendo da quantidade de oxigênio disponível e nas áreas em que as concentrações naturais de nitrato nos lençóis subterrâneos sejam reduzidas (inferiores a 2 mgNO<sub>3</sub>/l), e onde se utilizam fertilizantes químicos. Este mesmo autor ressalta ainda que, um aumento na concentração de nitrato em águas subsuperficiais pode indicar contaminação fecal.

#### **2.2.4- Fósforo**

Por ser também um macroelemento, muitas formas de fósforo são indispensáveis às plantas e aos microorganismos pela sua baixa solubilidade. O ortofosfato disponível pode ser absorvido por microorganismos ou por plantas e convertido em material celular. Quando as plantas e os animais morrem, o fósforo pode liberar-se na solução do solo, ser transportado para o humus ou ser incorporado ao material celular de microorganismos.

A forma de fósforo mais diretamente disponível às plantas é, em essência, de natureza mineral sobretudo o  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  (em solos ácidos) e o  $\text{HPO}_4^{2-}$  (em solos não ácidos). Para que o fósforo orgânico passe para a forma mais utilizável pelo vegetal é necessário que ocorra sua mineralização por meio de microorganismos e seus sistemas enzimáticos. Nesse processo acredita-se que o pH é o principal fator a determinar a quantidade de fósforo orgânico que possa existir no solo. Em geral, à medida que se eleva o pH a mineralização do fósforo orgânico se torna mais rápida (Mello et al., 1983).

De acordo com Lima (1996), na disposição dos esgotos no solo a remoção do fósforo ocorre pela precipitação química, pela adsorção, e pela sua utilização no crescimento da vegetação. O fósforo, que ocorre principalmente na forma de ortofosfato é adsorvido por minerais argilosos e solos orgânicos. O fosfato é absorvido rapidamente na superfície do solo (30 cm) e tem inicialmente relativa mobilidade, uma vez que é prontamente trocável. Depois da adsorção inicial o fosfato continua reagindo vagarosamente com o solo. Essas reações e a precipitação levam-no a uma relativa imobilidade. A remoção do fósforo, pela disposição no solo, depende do grau de contato entre o esgoto e a matriz do solo, de forma a garantir sua interação à medida que se infiltra e percola nas direções vertical e horizontal do perfil do solo. O percurso do fósforo no solo está diretamente relacionado com a granulometria e a permeabilidade do solo utilizado como leito filtrante. Solos mais impermeáveis e com um percentual maior de argila proporcionam melhor remoção. Contudo, a aplicação contínua dos esgotos no solo pode provocar saturação no poder de adsorção, ficando limitadas as condições para remoção de fósforo. Além destes mecanismos de remoção, deve-se levar em consideração também a parcela de fósforo que é reduzida devido a utilização pela vegetação de cobertura. Geralmente a assimilação desse elemento pelas plantas é elevada, uma vez que o fósforo é essencial ao crescimento do vegetal.

### 2.2.5- Cálcio e magnésio

O cálcio é um elemento de ocorrência generalizada na natureza. Seu teor médio na litosfera é 3,64%, vindo em seguida o oxigênio, o silício, o alumínio e o ferro. É também um dos elementos mais utilizados na agricultura como corretivo e como adubo. Pode estar envolvido em numerosas reações químicas, incluindo troca iônica, precipitação e fixação. Porém, sua função nas plantas ainda não está bem estabelecida.

Aparentemente, quando absorvido pelas raízes, reduz o efeito tóxico de outros íons ( $\text{Na}^+$  e  $\text{Mg}^{2+}$ ). Foi observado também que o cálcio, em quantidades suficientes, evita ou atenua o estresse provocado por metais pesados e pela salinidade (Mello et al., 1983).

No passado deu-se pouca atenção ao magnésio como um componente da fertilidade do solo. Chegou a se pensar que não havia necessidade do emprego de fertilizantes magnesianos devido a sua abundância na crosta terrestre (2,68%). Atualmente conhecem-se áreas carentes de magnésio em várias partes do mundo. De um modo geral, solos arenosos, ácidos, de regiões úmidas são os mais pobres; os de textura fina, de regiões áridas e semi-áridas, formados de materiais ricos de magnésio, são os que possuem teores mais altos deste elemento. O teor de magnésio no solo depende da textura, da lixiviação que o mesmo tenha sofrido, da remoção pelas colheitas e da erosão (Daker, 1984).

O papel do magnésio na planta está ligado, principalmente, à atividade fotossintética e à produção da clorofila, já que o magnésio forma parte essencial do núcleo da molécula da clorofila 'a'. O magnésio é absorvido pelas plantas como íon bivalente  $\text{Mg}^{2+}$ , da solução do solo e trocável. Por outro lado, o magnésio apresenta ação ativadora sobre várias enzimas do sistema vegetativo, como também tem a função de carregador de fósforo. Entretanto, o excesso desse íon pode causar deficiência nas plantas, caso não haja cálcio suficiente para contrabalancear seus efeitos (Ayres & Westcot, 1991).

### 2.2.6- Sódio e potássio

Na caracterização da água de irrigação é importante conhecer as concentrações de sais solúveis e sódio trocável. Dentre as causas químicas que podem resultar na perda de permeabilidade do solo a mais importante é aquela dada pelo sódio. A adsorção dos íons de sódio às partículas do solo leva à dispersão coloidal, com o conseqüente bloqueio dos poros do solo. Assim, altas concentrações de sódio em solos argilosos, não acompanhadas de concentrações comparativamente elevadas de cálcio e magnésio, podem provocar seu inchamento e a conseqüente impermeabilização do solo ("sodização"). Para isso é necessário que as concentrações desses elementos estejam

em proporções equilibradas. Essa estimativa é obtida através do cálculo da relação de adsorção de sódio (RAS):

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{++} + Mg^{++}}{2}}}. \quad \text{Eq. (2.1)}$$

onde:  $Na^+$ ,  $Ca^{++}$  e  $Mg^{++}$  estão expressos em meq/l.

O sódio forma parte importante da salinidade e permanece solúvel e em equilíbrio com o sódio trocável do solo. A solubilidade ou precipitação do sódio não é afetada por fatores externos, mesmo que se tenha concentrado pela extração de água pelas plantas, diluído por efeito da irrigação ou lixiviado para fora da zona radicular. O cálcio, ao contrário, não se mantém completamente solúvel ou em quantidades constantes, mas varia continuamente até alcançar um equilíbrio. A dissolução do cálcio é facilitada por diluição e pelo dióxido de carbono dissolvido na água do solo, enquanto que sua precipitação ocorre devido à presença suficiente de cálcio junto a carbonatos, bicarbonatos ou sulfatos. Pouco depois da irrigação, a quantidade de cálcio pode variar devido à dissolução ou precipitação do cálcio contido na água do solo, estabelecendo-se novo equilíbrio com a nova concentração de cálcio diferente do equilíbrio na água aplicada. A equação da RAS não leva em conta essas variações e pode, por conseguinte, dar resultados equivocados.

O procedimento denominado Relação de Adsorção de Sódio Corrigida ( $RAS^o$ ) ajusta a concentração de cálcio na água ao valor de equilíbrio esperado depois da irrigação, e inclui os efeitos do dióxido de carbono ( $CO_2$ ), do bicarbonato ( $HCO_3$ ) e da salinidade, sobre o cálcio originalmente contido na água de irrigação e que não forma parte da água do solo. A  $RAS^o$  pode ser utilizada para prever melhor os problemas de infiltração causados por concentrações relativamente altas de sódio ou baixas de cálcio nas águas de irrigação (Suarez, 1981 e Rhoades, 1982; apud Ayres & Westcot, 1991):

$$RAS^o = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca^o + Mg}{2}}}. \quad \text{Eq. (2.2)}$$

onde: Na - teor de sódio na água de irrigação, meq/l

Ca<sup>o</sup> - teor corrigido de cálcio na água de irrigação, meq/l

Mg - teor de magnésio na água de irrigação, meq/l

O valor do Ca<sup>o</sup> é o teor de cálcio da água, corrigido pela solubilidade da água (CEa) para o teor de bicarbonato em relação ao seu próprio teor de cálcio (HCO<sub>3</sub>/Ca) e pela pressão parcial do dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) exercida nos primeiros milímetros do solo (P=0,0007 atmosferas). No Anexo II estão os valores do cálcio corrigido (Ca<sup>o</sup>) para serem utilizados na Equação 2.2.

Os efeitos da sodização do solo conferidos pela água de irrigação refletem-se especialmente sobre a condição física do mesmo. A presença de elevada proporção de sódio de troca no solo pode exercer indiretamente importantes efeitos sobre o desenvolvimento das plantas em virtude de originar modificações adversas na estrutura do solo, que pode tornar-se disperso e que conduz a um deficiente arejamento e más condições de permeabilidade (LNEC/LQARS, 1990).

Contudo, de acordo com Daker (1984), tem-se observado que, embora não sendo considerado um nutriente essencial para a planta, o sódio pode estimular a produtividade de certas culturas quando presente em pequena concentração no solo. Mesmo em proporções mais elevadas, como ocorre nos solos salinos e sódicos foram observados poucos casos de toxicidade devido a esse elemento tem sido observados. A toxicidade do sódio é mais difícil de diagnosticar que a do cloreto. Os sintomas típicos do sódio aparecem em forma de queimaduras ou necroses ao longo das bordas (Miranda, 1995).

O potássio constitui, juntamente com o nitrogênio e o fósforo, o grupo denominado elementos nobres da adubação. É de ocorrência generalizada na natureza, aparecendo sempre em formas combinadas inorgânicas ou, no solo, em forma iônica. Por ser um elemento dinâmico e com grande mobilidade, tanto no solo quanto nas plantas, ele pode deslocar o sódio pela capacidade de troca catiônica do solo; por outro lado, é um dos elementos com capacidade de ser deslocado por outros cátions bivalentes ou monovalentes. Por agir na ativação de diversas enzimas é um macronutriente exigido em grandes quantidades pelas culturas. No desenvolvimento da planta, confere vigor e resistência às doenças, auxilia na produção de amido, óleo e proteína, diminui a quantidade de frutos inviáveis, aumenta a resistência dos colmos e caules, além de

melhorar a qualidade dos frutos. Também ajuda na formação de raízes e tubérculos (Molle & Cadier, 1992).

De acordo com Mello et al. (1983), o potássio prontamente disponível às plantas é o potássio solúvel, que entra em contato com as raízes por difusão (movimento lento dos íons em solução de um local mais concentrado para outro de menor concentração) e por fluxo de massa (onde os nutrientes são transportados pela solução do solo que desloca-se em direção às raízes). Diversos fatores afetam a capacidade do solo de fixar e de liberar potássio como também a capacidade de absorção desse elemento pelas plantas. Entre eles destacam-se:

- a) tipo e quantidade de colóides do solo - as argilas possuem alta capacidade de fixação do potássio pelo solo. Já nas micas e caulinitas, a fixação desse elemento é nula.
- b) concentração de potássio solúvel - a fixação desse elemento pelo solo aumenta a medida que aumenta a concentração de potássio solúvel no solo.
- c) pH - diversos experimentos mostram que o decréscimo do pH de um solo reduz sua capacidade para fixar potássio e, ao contrário, à medida que se eleva o pH do solo diminui a sua capacidade de liberar potássio.
- d) cátions adsorvidos
- e) cálcio - entre os diversos cátions que podem afetar a fixação e a liberação do potássio, o cálcio merece atenção especial devido ao seu emprego generalizado e necessário em muitas regiões. Diversos experimentos revelam que o excesso deste elemento favorece a fixação de potássio.
- f) temperatura - a elevação da temperatura determina um aumento no metabolismo das plantas. Diversos trabalhos mostram que a absorção de potássio aumenta à medida que se eleva a temperatura, porém muitos outros fatores intervêm mascarando os resultados.

### **2.2.7 - Cloreto**

O íon cloreto geralmente compõe 1/3 dos sais dissolvidos totais adicionados às águas residuárias urbanas e pode reduzir em até 1/3 o crescimento de algumas espécies arbóreas. 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 (Laraque, 1991).

O cloreto contido na água de irrigação é uma das causas de toxicidade mais freqüente, porque ele não é adsorvido pelas partículas do solo, através do qual tem grande mobilidade juntamente com a água, porém é facilmente retido pelas raízes e, assim, translocado para as folhas. O seu excesso causa danos como necroses e queimaduras nas folhas. Porém, do mesmo modo que o sódio, pode estimular a produtividade de certas culturas, quando presente em pequenas concentrações no solo (Daker, 1984).

A tolerância das culturas ao cloreto não está tão bem documentada como a tolerância à salinidade. Porém, a prática confirma que a sensibilidade das culturas ao cloreto é bastante variável. Culturas sensíveis manifestam seus sintomas quando alcançam concentrações em torno de 0,3 - 1,0%, mas mesmo culturas consideradas tolerantes, como é o caso do fumo, quando a concentração de cloreto na água atinge alguns miliequivalentes por litro, suas folhas começam a ficarem com aspecto de queimadas. A cultura que se mostrou mais tolerante foi a videira que suporta uma concentração de 40meq/l na raiz e 27meq/l na água de irrigação (Medeiros & Ghey, 1994).

### **2.3- Metais pesados e seus efeitos nas culturas e nos solos**

As principais fontes de metais pesados são os esgotos industriais e lodos. Na infiltração e na percolação, os metais pesados são retidos pela maioria dos solos, principalmente quando ricos em matéria orgânica e com pH maior que 7,0. Entretanto, quando o pH do solo é muito reduzido, o solo não tem capacidade de retê-los e, por lixiviação, acabam sendo encaminhados ao lençol freático e aos corpos d'água, podendo tornar-se tóxicos. Apesar de muitos destes elementos serem essenciais ao crescimento de diversas variedades de plantas, alguns se tornam tóxicos em níveis elevados ou quando dosagens baixas são constantes, pois seu efeito torna-se cumulativo. A presença de metais nas águas que servem à irrigação é prejudicial devido à potencialidade de sua acumulação no perfil do solo, à possibilidade de ocorrer fototoxicidade, bem como ao risco

de que esses elementos venham a introduzir-se na cadeia alimentar humana (Pescod & Alka, 1984).

O alumínio é o terceiro elemento mais abundante na terra. Está presente em minerais e rochas e esta extensa distribuição contribui para sua presença em águas naturais na forma de sal solúvel, coloidal ou composto insolúvel. O alumínio é reconhecidamente um elemento tóxico para inúmeras espécies cultivadas, porém tem um papel importante na fixação do fósforo em solos bem drenados. As concentrações tóxicas do alumínio solúvel nos solos, que influenciam negativamente o crescimento das culturas, podem ser evitadas com a adição de calcário (APHA, 1995).

O boro é um micronutriente essencial para o desenvolvimento regular das plantas e que é, por via de regra, um constituinte normal de todas as águas residuais. Com efeito, o boro é, dentre os micronutrientes, aquele que mais frequentemente causa problemas de toxicidade nas plantas. De um modo geral, é habitual recomendar para as culturas concentrações "utilizáveis" de boro no solo inferiores a 1mg/l. No entanto, esta concentração não pode tomar-se por limite abaixo da qual as plantas se desenvolvem nas melhores condições pois há relatos de casos em que muitas delas têm desenvolvimento normal quando a concentração no solo é da ordem de 0,03 a 0,04mg/l e manifestam toxicidade quando o boro atinge 1ppm; há outras mais tolerantes em que o máximo desenvolvimento se verifica quando são regadas com água contendo 1 a 2mg/l de boro (LNEC/LQARS, 1990).

Diferente dos outros elementos, o cádmio não é essencial aos seres vivos e é altamente tóxico às plantas e animais mesmo em baixas concentrações. A toxicidade do cádmio tem sido responsável por alguns casos de envenenamento através de alimentos e quantidades mínimas desse metal são suspeitas de causar doença crônica nos rins, com incremento de proteínas na urina. Paganini (1997) observa que mesmo antes de qualquer sintoma ser detectado, o cádmio adicionado ao solo é rapidamente absorvido pelas plantas aumentando drasticamente o nível do elemento acumulado. Entretanto, a tolerância aos níveis de cádmio apresenta grande variabilidade de espécie para espécie. O órgão de proteção ambiental dos Estados Unidos - USEPA, salienta que este metal deve ser considerado como fator limitante para aplicação de esgotos no solo.

O chumbo é um metal com poder altamente tóxico ao homem e as plantas. No ser humano causa danos ao cérebro e ao sistema nervoso. A Organização Mundial de Saúde (OMS) considera como limite tolerável de incorporação para um adulto o valor de 3mg ou 0,05mg/kg de peso corporal. Nas plantas, o chumbo pode inibir o crescimento celular quando absorvidas altas concentrações. Porém essas concentrações não são totalmente transportáveis, o sistema radicular de uma planta pode conter concentrações de centenas de mg/l, enquanto que o sistema foliar da mesma raramente conterá mais de 10mg/l. O mesmo ocorre com o solo, onde a maior parte do chumbo permanece nos primeiros 15cm de profundidade, sendo que um pequeno percentual pode vir a lixiviar, porém de forma lenta e a profundidades não significativas (Page et al., 1981, apud Miranda, 1995).

O cobre atua como constituinte e cofator de enzimas, participa do metabolismo de proteínas e de carboidratos e na fixação simbiótica do N<sub>2</sub>. A intoxicação por cobre, nos animais e no homem, é particularmente complexa e difícil de ocorrer dada a grande diversificação na tolerância a esse metal. Porém, pode ser altamente tóxico às plantas aquáticas e aos animais quando existe na forma iônica. O cobre, mesmo em concentrações consideradas baixas (0,02 a 0,08mg/l) na água, pode ser letal a diferentes espécies de peixes. A concentração de 1ppm nas águas de irrigação é considerada limite para o uso contínuo (Dias et al., 1996).

O zinco é um elemento benéfico ao ser humano, plantas e animais, embora altas concentrações conduzam à contaminação de algumas culturas. Os efeitos tóxicos são reduzidos em solos com pH acima de 6,0, bem como em solos com fina textura e com teor elevado de matéria orgânica. De acordo com Malavolta (1980) a análise de culturas desenvolvidas em solos contaminados com zinco mostrou que o elemento é prontamente retirado e absorvido pela planta e translocado às porções aéreas da mesma. O efeito prejudicial pode ser observado no amarelamento das folhas, bem como no crescimento atrofiado.

A Tabela 2.5 mostra as concentrações máximas de metais pesados recomendadas para irrigação de hortaliças.

Tabela 2.5- Concentrações máximas de metais pesados recomendáveis para irrigação de hortaliças.

Elemento	Concentração <sup>1</sup>	Elemento	Concentração <sup>1</sup>
Alumínio	5,00	Manganês	0,20
Arsênio	0,10	Molibidênio	0,01
Berílio	0,10	Níquel	0,20
Cádmio	0,01	Chumbo	5,00
Cobalto	0,05	Selênio	0,02
Cromo	0,10	Estanho	-
Cobre	0,20	Titânio	-
Flúor	1,00	Tungstênio	-
Ferro	5,00	Vanádio	0,10
Lítio	2,50	Zinco	2,00

Fonte: Ayres e Westcot (1991)

1- Estas concentrações máximas se baseiam numa aplicação de água de 10.000 m<sup>3</sup>/há.ano.

#### 2.4- Qualidade bacteriológica das águas de irrigação

Desde os tempos mais remotos as civilizações se preocupam com a qualidade da água, dando preferência a águas limpas e transparentes. Águas turvas estiveram sempre associadas a doenças (Azevedo Netto & Alvarez, 1982). A descoberta dos microorganismos por Leewenhoek em 1683, a associação entre a ingestão de água do rio Tamisa à epidemia de cólera em Londres feita por Snow na metade do século passado e a constatação de que muitos desses microorganismos eram causadores de enfermidades por Koch, Pasteur e outros pesquisadores na segunda metade do século passado, trouxeram bases científicas para elaboração de normas de proteção de mananciais e da qualidade da água potável (Guedes & Ceballos, 1998).

A estimativa de descarga de despejos nos rios, lagos e oceanos da América Latina e do Caribe é de 40 milhões de metros cúbicos por dia (463m<sup>3</sup>/s), e deste total apenas 10% recebe alguma forma de tratamento prévio antes de sua descarga nos corpos aquáticos (Leon & Cavallini, 1996). Esse quadro se agrava com o fato de que uma porcentagem elevada desse esgoto é usado diretamente na irrigação. O reuso clandestino direto com aplicação direta de esgotos brutos ou mal tratados, ou indireto através do uso de águas superficiais contaminadas com esgotos ou excretas, ocorre em diversas partes do mundo sendo muito frequente na América Latina. No México 350.000ha são irrigados com águas residuárias praticamente brutas. No Peru existem registros de agricultores que quebram as tubulações de esgotos e os desviam para os

seus campos; atualmente na costa desértica existem mais de 4.000ha irrigados com esgotos e com águas que contém mais de  $10^4$  coliformes fecais/100ml e 1.0 *Salmonella*/100ml. No Brasil a situação não é diferente. Há dados de inúmeros córregos, rios e lagos com águas contaminadas usados na irrigação irrestrita nas mais diversas regiões do país. Em Sapé (PB), o afluente da ETE tem uma média de  $4,6 \times 10^5$  coliformes fecais/100ml, uma parte da sua vazão (11l/s) é usada na irrigação de batatas e verduras, a outra é descarregada num riacho que é represado a jusante (Ceballos et al., 1995). Em Campina Grande (PB), riachos como o de Bodocongó, que forma parte do sistema de macrodrenagem urbano da cidade, apresenta nas suas nascentes teores médios de  $10^6$  -  $10^7$  coliformes fecais/100ml; a jusante desta descarga, o rio é usado para irrigar plantações de tomate, feijão e capim elefante (Mayer, 1998).

Os microorganismos patogênicos encontrados em esgotos englobam um grupo muito grande e diversificado que inclui vírus, bactérias, protozoários e nematóides que são responsáveis pela transmissão de diversas doenças humanas. No caso de reuso de águas residuárias deve-se dar prioridade à remoção dos helmintos principalmente ovos de *Ascaris lumbricoides*, pois os ovos destes vermes são muito persistentes à maioria dos sistemas de tratamento de esgotos e tem dose infectiva muito baixa. Contudo, sistemas de tratamento com elevado tempo de detenção, como as lagoas de estabilização, por exemplo, são eficientes na remoção destes microorganismos. O segundo grupo de microorganismos de maior interesse sanitário são as bactérias patogênicas como a *Salmonella* spp, *S. typhi*, *S. paratyphi*, *Shigella* spp, *Vibrio cholerae* e *Campylobacter* spp. Também deve-se dar ênfase aos cuidados com os aerossóis, que são partículas microscópicas de água que carregam bactérias e vírus, principalmente estes últimos pelo seu minúsculo tamanho. Os aerossóis são formados em sistemas de irrigação por aspersão, processos de aeração e pela ação dos ventos, podem atingir distâncias de mais de 1km e podem contaminar água, culturas, solo e a população circunvizinha (Bitton, 1994).

Os microorganismos patogênicos são descarregados na água de forma intermitente e em pequenos números. O seu isolamento, identificação e quantificação é complexo, exigindo pessoal especializado, altos custos e tempo prolongado de 6 dias aproximadamente para chegar ao resultado final, e até a sua detecção, a população já teria consumido a água e os alimentos contaminados (Ceballos, 1990). Com o agravante

de que como os patógenos abrangem grupos taxonômicos muito diferentes (vírus, bactérias, protozoários, fungos e helmintos) fica impraticável determinar todos eles. Em consequência disto foi sugerido o uso de "organismos indicadores de poluição fecal", organismos estes que, de certa forma, indicassem a presença do patógeno. Feachem et al. (1983) sugerem que o microorganismo indicador ideal, deve ter as seguintes características:

- 1- ser um componente normal da flora intestinal de indivíduos saudáveis;
- 2- ser de origem exclusivamente fecal;
- 3- estar ausente no meio ambiente e em animais;
- 4- estar presente sempre que os patógenos estiverem presentes;
- 5- apresentar números mais elevados que os patógenos intestinais;
- 6- não se reproduzir fora do trato intestinal;
- 7- apresentar taxa de mortalidade igual ou levemente menor que os patógenos intestinais (ter resistência maior ou igual aos fatores ambientais que os patógenos);
- 8- ser fácil de detectar e quantificar;
- 9- não ser patogênico.

As bactérias do grupo coliformes (totais e fecais), estreptococos fecais e *Clostridium perfringens* são bactérias intestinais comensais que tradicionalmente possuem a maioria destas características sendo, portanto, bons indicadores de poluição fecal.

#### **2.4.1- Coliformes totais e fecais**

O grupo das bactérias coliformes está constituído pelos coliformes totais e fecais. O subgrupo dos coliformes totais é formado pelos gêneros *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella* e *Escherichia*. São bastonetes Gram-negativos, não esporulados, anaeróbios facultativos que fermentam a lactose com a produção de gás (CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>) após 48h à temperatura de 35-37°C. (APHA, 1995).

O subgrupo dos coliformes fecais possui as mesmas características dos coliformes totais, com a diferença de que fermentam a lactose em 24h à temperatura de 44,5°C e também produzem indol a esta temperatura. Este subgrupo inclui ainda a

*Klebsiela pneumoniae* que merece certa atenção por não ser de origem exclusivamente fecal e pode crescer sobre a superfície de inúmeros vegetais, sem contaminação fecal aparente (Dufour & Cabelli, 1976). Em uma grama de fezes humanas existe, em média,  $3,0 \times 10^6$  a  $3,0 \times 10^9$  coliformes fecais (Feachem et al., 1983).

#### 2.4.2 - Estreptococos fecais

Os estreptococos fecais são bactérias integrantes da flora normal do intestino dos animais homeotermos. Nas fezes humanas estão em torno de  $10^5$  -  $10^8$ /g. São cocos de  $1\mu\text{m}$  de diâmetro, Gram-positivos (adquirem cor violeta depois de aplicar a coloração de Gram), pertencentes ao grupo "D" da classificação antigênica de Lancefield. Atualmente a taxonomia foi revista e se considera que os estreptococos fecais pertencem a dois gêneros: *Enterococos* e *Streptococos*.

O gênero enterococos inclui as espécies *E. avium*, *E. casseliflavus*, *E. cecorum*, *E. durans*, *E. faecalis*, *E. faecium*, *E. gallinarum*, *E. hirae*, *E. malodoratus*, *E. mundtii* e *E. solitarius*. A maioria destas espécies é de origem fecal humana e geralmente são consideradas como indicadoras específicas deste tipo de material. Entretanto, há algumas espécies de origem animal e subespécies mais frequentes de vegetais entre elas podemos citar: *E. casseliflavus*, *E. faecalis* var *liquefaciens*, *E. malodoratus* e *E. solitarius*.

O gênero estreptococos reúne apenas as duas espécies já existentes na antiga classificação: *S. bovis* e *S. equinus*, que são mais abundantes nas fezes de animais.

O subgrupo dos "enterococos" difere dos demais por crescer em temperaturas entre 10 - 45°C, a um pH de 9,6 e em concentrações de 6,5% de cloreto de sódio. Reduzem o azul de metileno 0,1% em leite e sobrevive a 60°C por 30 minutos (Ceballos, 1990).

A Tabela 2.6 apresenta uma estimativa *per capita* média de organismos indicadores em fezes de animais superiores.

Tabela 2.6 - Estimativa *per capita* média de microorganismos indicadores nas fezes de alguns animais superiores.

Animal	Densidade média do indicador por grama de fezes		Contribuição Média per capita por 24h	
	Coliformes fecais (10 <sup>6</sup> )	Estreptococos fecais (10 <sup>6</sup> )	Coliformes fecais (10 <sup>6</sup> )	Estreptococos fecais (10 <sup>6</sup> )
Homem	13,0	3,0	2000	450
Galinha	1,3	3,4	240	620
Ovelha	16,0	38,0	18000	43000
Pato	33,0	54,0	11000	18000
Peru	0,29	2,8	130	1300
Porco	3,3	84,9	8900	230000
Vaca	0,23	1,3	5400	31000

Fonte: adaptado de Mara (1974)

## 2.5- Organismos presentes no solo

A atividade microbiana do solo é função de populações predominantes, o que depende tanto das características físicas e químicas do próprio solo como do tipo de interações que se estabelecem entre as espécies (Hungria e Araújo, 1994). O solo constitui um ambiente riquíssimo em microorganismos, tanto animais como vegetais. As bactérias constituem o tipo predominante desempenhando um papel importante na decomposição da matéria orgânica e na formação do húmus. Outros microorganismos existentes no solo também importantes nas interrelações que ocorrem entre suas populações e as condições ambientais que os rodeiam, são os actinomicetos, os fungos e as algas dentre os vegetais e os protozoários, nematóides e microartrópodos. Os efeitos da atividade dos organismos no solo decrescem com a sua profundidade devido à menor aeração e ao menor suprimento de matéria orgânica (Resende et al., 1997).

### 2.5.1 - Sobrevivência de patógenos no solo

Os microorganismos patogênicos, após serem excretados juntamente com as fezes, podem sobreviver no ambiente (fezes, esgoto, solo e culturas) e, inclusive, multiplicarem-se. Feachem et al. (1983) explicam que a sobrevivência dos coliformes no esgoto é mais prolongada em temperaturas frias do que em climas quentes onde a temperatura ambiente varia entre 25 - 30°C. Em temperaturas mais altas tem-se uma redução de até 99% dessas bactérias num período de 10 - 15 dias. Os microorganismos



patogênicos sobrevivem menos tempo se forem expostos a altas temperaturas (> 25°C) devido à dessecação provocada pelo calor e a ação bactericida da luz solar.

O solo propicia um tempo mais longo de sobrevivência aos coliformes fecais (mais de 5 meses) a temperaturas frias (< 10°C), porém temperaturas acima de 25°C podem eliminá-los em duas semanas (Shuval et al., 1985). Entre os autores há muita divergência quanto ao tempo de sobrevivência dos microorganismos no solo, principalmente no que se refere aos ovos de *Ascaris lumbricoides*. Porém, todos concordam que, fatores como diferentes tipos de solo, baixa umidade, luz solar direta e falta de nutrientes, que são características de solos tropicais, afetam significativamente o tempo de sobrevivência dos microorganismos no solo, assim como a sua capacidade de multiplicação.

Quanto à irrigação com águas residuárias, Feachem et al. (1983) recomendam a sua suspensão por um período mínimo de duas a três semanas antes da colheita da cultura. E se as culturas forem fertilizadas durante o último estágio do seu período de crescimento, as concentrações de bactérias viáveis durante a colheita serão muito elevadas aumentando, dessa forma, o risco de contaminação principalmente se esses alimentos forem ingeridos crus. A Tabela 2.7 mostra diversos fatores que podem afetar a sobrevivência de microorganismos patogênicos no solo.

Tabela 2.7- Fatores que influenciam a sobrevivência de bactérias e vírus no solo.

Fator	Efeitos
Grau de umidade	Sobrevivência por mais tempo em solos úmidos e durante períodos de grande precipitação pluvial.
Capacidade de retenção de umidade	O período de sobrevivência é maior em solos arenosos do que em solos com maior capacidade de retenção de umidade
Temperatura	Sobrevivência por mais tempo a temperatura mais baixas.
Adsorção	A sobrevivência dos vírus é ampliada com o aumento da taxa de adsorção dos mesmos ao solo.
pH	O período de sobrevivência é mais reduzido em solos ácidos (pH 3 - 5) do que em solos alcalinos (bactérias).
Luz do sol / evaporação	Menor período de sobrevivência na superfície do solo.
Matéria orgânica	Menor período de sobrevivência das bactérias e possibilidade de reprodução em presença de quantidades suficientes de matéria orgânica.
Antagonismo da microflora do solo	Sobrevivência por mais tempo em solo estéril; a microflora do solo compete com as bactérias por nutrientes; microorganismos aeróbios do solo afetam adversamente a sobrevivência dos vírus, enquanto que os microorganismos anaeróbios não a afetam

Fonte: Lewis et al. (1982).

### 2.5.2 - Mecanismos de remoção de microorganismos no solo

O percurso dos microorganismos no solo é condicionado, em primeiro lugar, pelas próprias características do solo, tais como a dimensão e forma das partículas, seu estado de agregação e sua natureza química. Estes fatores aliados à frequência de irrigação e à taxa de infiltração determinam a retenção dos microorganismos ou o seu movimento no solo. Frequentemente o percurso dos microorganismos presentes nos efluentes limita-se a uma extensão de poucos centímetros, podendo, nos casos em que se conjugarem o máximo de fatores favoráveis ao seu progresso (terreno arenoso, elevada taxa de infiltração, teor de umidade elevado, baixa temperatura, pH elevado, etc.), atingir percursos maiores ou iguais a 2,5m. A remoção de microorganismos das águas residuárias, por meio da disposição no solo, é efetuada através da sedimentação, filtração na camada orgânica superficial do terreno e da vegetação, adsorção às partículas do solo, dessecação durante os períodos secos, radiação, predação e exposição a outras condições adversas (LNEC/LQARS, 1990).

A filtração é altamente eficiente quanto à remoção de bactérias, protozoários e helmintos (ovos) devido ao seu tamanho relativamente grande (maior que 25 micra). A adsorção e a intensa atividade microbiológica (predação e competição) nas camadas orgânicas superficiais do solo, onde a presença de ar e a existência de alimentos propicia o desenvolvimento de organismos aeróbios, além de dessecação, radiação e temperatura, também são responsáveis por cerca de 92-97% da remoção total dos microorganismos quando dispostos no solo (Lewis et al., 1982).

Quanto aos vírus, devido ao seu tamanho extremamente pequeno em relação às bactérias, sua remoção depende quase que totalmente da adsorção. O solo que melhor se presta a remoção de vírus são os que apresentam maior conteúdo argiloso, por possuírem boa taxa de adsorção, capacidade de troca de cátions, área superficial específica e concentração de matéria orgânica. Porém, solos argilosos implicam numa maximização do tempo de residência dos esgotos no solo devido a colmatação da superfície de infiltração. Outro fator importante é que a adsorção é um fenômeno reversível, daí os microorganismos adsorvidos em partículas do solo, não ficarem, necessariamente, permanentemente imobilizados, podendo se desprender das partículas e penetrar mais profundamente no solo (Gerba et al., 1975). A Tabela 2.8

mostra alguns fatores que influenciam o movimento dos microorganismos no perfil do solo, bem como seus possíveis efeitos.

**Tabela 2.8- Fatores que influenciam o movimento de vírus e bactérias através do solo.**

Fatores	Efeitos
Chuvas	Os microorganismos retidos próximos à superfície do solo podem se desprender após chuvas fortes, em virtude do estabelecimento de gradientes iônicos na coluna de solo.
pH	Um pH baixo favorece a adsorção de vírus; pH's elevados resultam no desprendimento dos vírus adsorvidos.
Composição do solo	Bactérias e vírus são prontamente adsorvidos à argila sob condições apropriadas, e quanto maior for o conteúdo de argila no solo, mais intenso será o processo. Solos arenosos e outros que contenham matéria orgânica também favorecem a remoção.
Carga hidráulica / taxa de fluxo	Os microorganismos penetram mais profundamente no solo com o aumento da taxa de fluxo. A carga hidráulica se eleva naturalmente durante o período de chuvas.
Matéria orgânica solúvel	A matéria orgânica solúvel compete com os organismos por locais de adsorção nas partículas de solo, daí resultando uma menor adsorção ou mesmo o desprendimento de vírus já adsorvidos.
Cátions	Cátions, sobretudo os bivalentes podem favorecer a neutralização ou redução de forças repulsivas entre microorganismos e partículas do solo carregados negativamente, permitindo a ocorrência de adsorção.

Fonte: Lewis et al. (1982)

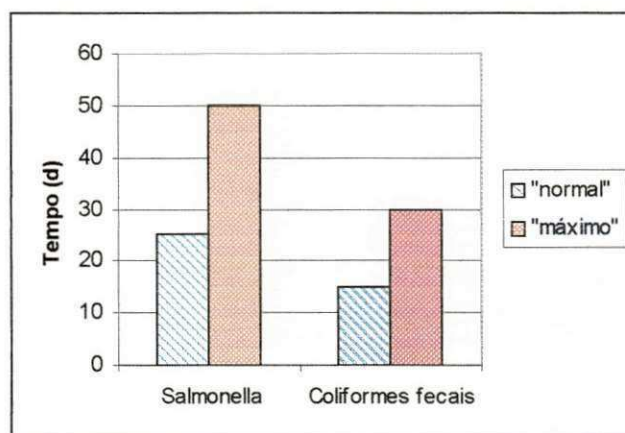
### 2.5.3- Sobrevivência dos microorganismos nas culturas

De acordo com Bastos (1992), em geral os microorganismos estão mais expostas às condições ambientais adversas na superfície das culturas e o seu tempo de sobrevivência tende a ser menor do que no solo. Os fatores bactericidas são: alta temperatura, baixa umidade do ar e intensa luz solar. Os dados de sobrevivência de microorganismos nas culturas são bastantes variáveis e conflitantes, mas os autores concordam que, dependendo das condições climáticas e ambientais. A Figura 2.1 mostra que há um tempo de sobrevivência "normal" e um tempo de sobrevivência "máximo" para os microorganismos na superfície das culturas.

Para Feachem et al. (1983), os helmintos consistem o grupo de patógenos com maior tempo de sobrevivência nas culturas e no solo. Ayres (1992) relata uma experiência onde foram cultivados alface e tomate irrigados com água contendo elevado número de ovos de *Ascaris* sob condições de clima quente e seco. Após 1 dia 100% dos ovos preexistentes continuavam viáveis; após 10-14 dias, 26-45% dos ovos ainda eram viáveis nas amostras de tomates. Os experimentos com alface mostraram resultados

semelhantes: após 3 dias 38% dos ovos haviam se desenvolvido e, destes, 41% eram viáveis. A Tabela 2.9 mostra o tempo de sobrevivência de microorganismos patógenos nas culturas sob condições de clima quente e seco.

Figura 2.1 - Tempo de sobrevivência "normal" e "máximo" de alguns microorganismos na superfície de algumas culturas



Fonte: adaptado de Strauss (1986)

Tabela 2.9 - Tempo de sobrevivência de microorganismos patógenos em algumas culturas (20-30°C).

Patógeno	Tempo de sobrevivência (dias)
Vírus	
- enterovírus <sup>1</sup>	< 60, geralmente < 15
Bactérias	
- coliformes fecais	< 30, geralmente < 15
- <i>Salmonella</i>	< 30, geralmente < 15
- <i>Shigella</i>	< 10, geralmente < 5
- <i>Vibrio cholerae</i>	< 5, geralmente < 2
Protozoários	
- cistos de <i>Entamoeba histolytica</i>	< 10, geralmente < 5
Helmintos	
- ovos de <i>Ascaris lumbricoides</i>	Muitos meses

Fonte: Shuvall et al. (1985)

1- inclui polio, eco e coxaquevírus

Os microorganismos patogênicos excretados não conseguem penetrar nos tecidos das plantas (nem mesmo os vírus), salvo no caso em que a membrana exterior dos tecidos se encontre danificada. Porém, como pode se observar na Tabela 2.9, o tempo de sobrevivência dos microorganismos nas culturas é geralmente suficiente para

proporcionar a sua passagem pelos mercados e chegar até os consumidores, uma vez que eles aderem bem à superfície das plantas. Contudo, a detecção de microorganismos patogênicos nas culturas não é sinônimo imediato de risco para a saúde dos consumidores. Tal risco depende de vários fatores, destacando-se além do tempo de sobrevivência a dose infectiva, ou seja, do número de organismos necessários para provocar doença em pessoas ou animais saudáveis, o que varia de patógeno para patógeno, podendo-se dizer que esta dose infectiva é relativamente elevada para muitas bactérias e protozoários patogênicos, e o nível imunológico do hospedeiro. Por exemplo, será necessário ingerir cerca de  $10^8$  *E. coli* ou *Vibrio cholerae* e  $10^4$  a  $10^9$  *Salmonella* para causar doença num indivíduo são. Entretanto, há outros patógenos que apresentam doses infectivas mais baixas como é caso da *Shigella* ( $10$  a  $10^2$  microorganismos para provocar infecção), ou ainda de alguns protozoários, como a *Entamoeba histolytica* (cerca de 20 cistos). Os vírus também apresentam doses infectivas baixas da ordem de 1 a  $10^2$  microorganismos. O fato de se encontrar sobre uma planta irrigada com água residuária certa quantidade de um determinado microorganismo patogênico que pode se aproximar da sua dose infectiva depende de alguns fatores (Trabulsi, 1981):

- a) eficiência da remoção de microorganismos patogênicos nas ETE's;
- b) morfologia da planta: as plantas de copas cerradas oferecem lugares onde as folhas ficam resguardadas da luz solar, o que favorece a sobrevivência dos microorganismos;
- c) latência dos microorganismos: intervalo de tempo entre a excreção do microorganismo e o mesmo tornar-se em patogênico;
- d) persistência do microorganismo: viabilidade do microorganismo fora do seu *habitat*.

## 2.6- Água residuária tratada: uma alternativa viável para irrigação em regiões áridas e semi-áridas

O desenvolvimento que o planeta experimentou neste último século, com a explosão tecnológica e populacional, causou o crescimento exagerado e desordenado das cidades o que exige uma excessiva demanda de recursos hídricos. Conseqüentemente, gera uma acentuada produção de despejos poluidores que são lançados, em sua maioria, "in natura" nos corpos aquáticos. Esses despejos são

constituídos por descargas domésticas, industriais e agrícolas as qualidade dos corpos d'água tornando-a inaceitável para usos mais consumo humano e a irrigação irrestrita (Vargas et al., 1990). A desc de despejos orgânicos nos corpos aquáticos causa o enriquecimento nutrientes, principalmente formas de nitrogênio e fósforo, gerando no corpo processo de "eutrofização", onde o excesso de nutrientes provoca o aumento da população de algas, trazendo como consequência imediata o aumento da turbidez e conferindo odor e sabor desagradáveis à água. Além da eutrofização, os despejos orgânicos também podem contaminar as águas superficiais com fezes, o que acarreta risco à saúde pela presença de microorganismos patogênicos, tornando essa água uma fonte potencial de doenças de veiculação hídrica (von Sperling, 1996a).

A crescente necessidade de água de boa qualidade para fins domésticos e industriais tem criado, nos países desenvolvidos, a necessidade de reutilizar as águas servidas para os usos menos nobres. Nos países em desenvolvimento, principalmente em regiões áridas e semi-áridas onde a disponibilidade limitada de água constitui obstáculo importante ao seu desenvolvimento, esta tendência já é bastante aceita (Ayres & Westcot, 1991).

Estudos realizados por especialistas têm destacado a irrigação e a aqüicultura como as formas mais aconselháveis para aplicação do reuso de águas residuárias tratadas não só pelas vantagens econômicas, mas também porque, dependendo da qualidade do efluente a ser reusado (por exemplo, se for rico em nutrientes - nitrogênio e fósforo), ele deixará de ser um problema e passará a ser um benefício na correção de solos improdutivos e no crescimento de massa protéica para a alimentação de peixes e crustáceos (WHO, 1989).

Reutilizar águas residuárias na irrigação constitui uma prática que oferece vantagens, mas também apresenta inconvenientes, cuja compensação compete aos técnicos implementar, na medida dos conhecimentos disponíveis dos fatores condicionantes da interação água residuária - solo - planta. A principal vantagem da utilização de águas residuárias na irrigação reside na recuperação de um recurso da maior importância na agricultura - a água. Além disso, os constituintes das águas residuárias, ou pelo menos sua maioria, são produtos que podem aumentar a fertilidade

dos solos por conterem nutrientes essenciais à vida das plantas. Por outro lado, melhoram também a aptidão agrícola dos solos, devido à matéria orgânica que lhes adicionam com a consequente formação de húmus. A reutilização de águas residuárias oferece ainda vantagens do ponto de vista da proteção do ambiente na medida em que proporciona a redução ou mesmo a eliminação da poluição dos meios hídricos habitualmente receptores dos efluentes. Paralelamente dá-se a recarga dos aquíferos, beneficiados com a melhoria de qualidade da água derivada da depuração proporcionada aos efluentes através da sua percolação no solo (Miranda, 1995).

Contudo, às vantagens citadas associam-se inconvenientes reais e potenciais. Entre eles destacam-se, pela sua importância, os riscos para a saúde pública e a possibilidade de um impacto adverso no solo. Os riscos para a saúde pública derivam da possibilidade de descarga nos campos irrigados de elementos tóxicos e de microorganismos patogênicos, os quais poderão atingir o homem através da cadeia alimentar, diretamente pelo consumo de culturas irrigadas, ou indiretamente através da alimentação de animais, consumidores primários. Os agricultores dos campos irrigados com águas residuárias tratadas constituem também uma população sujeita a riscos de saúde mais elevados, especialmente no caso de irrigação por aspersão com efluentes submetidos a tratamentos de reduzida eficiência na remoção de microorganismos patogênicos que poderão, assim, ser transportados em aerossóis e inspirados por homens e/ou animais (LNEC/LQARS, 1990).

Sobre o impacto no solo, destacam-se possíveis alterações prejudiciais para sua fertilidade com formação de uma má estrutura, acrescida ou não de acumulação de metais pesados em níveis indesejáveis e tóxicos para as plantas ou aumento da salinização também para níveis tóxicos. Os prejuízos sobre os solos devem sempre ser levados em consideração, porque nem sempre é fácil recuperá-los para a agricultura, podendo ser atingidos graus de alteração praticamente irreversíveis (Daker, 1984).

Shuval et al. (1985) relatam inúmeros exemplos da bem sucedida reutilização de efluente tratado em vários lugares do mundo. Entre eles: o uso do efluente da ETE de Windhoek (Namíbia) para abastecimento d'água, que representa o primeiro caso desse tipo de reuso em larga escala. Em Israel tem-se difundido o uso de efluentes de lagoas de estabilização no cultivo de algodão, laranjas e forragens, chegando a

reutilização de 24% do esgoto produzido em 1982, com perspectiva de, no ano 2000, atingir cerca de 80% do efluente gerado. Este mesmo autor cita ainda que a seca que ocorreu na Califórnia em 1966-1967, fez com que os seus habitantes passassem a utilizar esgoto tratado em lavanderias, lavadoras de automóveis e aviões, combate à incêndios, irrigação de gramados e até pomares. Desta forma, a Califórnia, nos EUA, tornou-se o estado responsável pelo estabelecimento dos primeiros critérios de encorajamento a engenheiros e comunidades a assumirem o reuso de água reciclada como tecnicamente viável.

A Tabela 2.10 mostra as principais normas regulamentadoras aplicadas em alguns países para controlar o uso da água residuária. No caso específico de irrigação agrícola, a prioridade no reuso de águas residuárias deve se dar com relação aos aspectos referentes às características microbiológicas do tipo de cultura, do solo, da água e a forma como se consumirá o produto, segundo as normas de saúde pública vigentes. Em seguida consideram-se os aspectos químicos e físicos.

**Tabela 2.10 - Normas regulamentadoras existentes em alguns países para controlar o uso da água residuária na agricultura.**

Agricultura	Califórnia	Israel	África do Sul	Alemanha
Pomares e parreiras	Efluente primário. Não irrigar por aspersão. Não consumir frutos caídos.	Efluente secundário	Efluente terciário fortemente clorado. Não irrigar por aspersão.	Não irrigar por aspersão nas proximidades.
Culturas de fibras e sementes	Efluente primário. Irrigar por suicos ou aspersão.	Efluente secundário. Proibida a irrigação de hortícolas comestíveis	Efluente terciário	Tratamento prévio com telas e tanques de sedimentação. A irrigação por aspersão: tratamento biológico e cloração
Culturas para consumo Humano que serão processadas para destruir os patógenos	Para irrigação por superfície: usar efluente primário; por aspersão: desinfectar o efluente (não mais de 23 UFC/100ml)	Irrigação das hortaliças somente com águas residuárias bem desinfectadas ( $10^3$ UFC/100ml em 80% das amostras)	Efluente terciário	Não irrigar durante as quatro semanas antes da colheita
Culturas que se consomem cruas	Irrigação por superfície: menos de 2,2UFC/100ml; por aspersão: desinfectar e filtrar águas com 10 UT; prévio tratamento por coagulação	Irrigação com águas residuárias somente para as frutas que se descascam		Não irrigar as batatas e os cereais depois da floração

Fonte: Ayres & Westcot (1991)



No Brasil ainda não existem padrões elaborados especificamente para regularizar a utilização de águas residuárias em irrigação agrícola. Entretanto, podem ser empregadas as normas de classificação de águas para usos múltiplos proposta pela Resolução Número 20 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 1986).

### 2.7- Aspectos de saúde pública

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

Os contaminantes de maior importância são os biológicos, apesar de que na composição de esgotos provenientes da zona urbana possam estar presentes metais pesados e outros fortes poluentes de origem química. Porém, os riscos à saúde pública que os microorganismos patogênicos podem oferecer dependem, pelo menos, da concentração do efluente que atinge o campo de irrigação e da latência, persistência e capacidade de multiplicação dos organismos ali presentes para que estes atinjam e mantenham a dose infectiva para cada espécie e ainda alcancem uma pessoa sã e provoquem dano à mesma.

Especialistas afirmam que, quando o esgoto bruto é utilizado na irrigação, helmintos e bactérias acarretam riscos elevados e os vírus pouco ou nenhum risco real à saúde. Com relação aos protozoários não existem evidências suficientes para avaliação do risco real, uma vez que nenhum estudo epidemiológico mostrou a existência do mesmo. Medidas de proteção devem ser tomadas para eliminar ou controlar os riscos da irrigação com águas residuárias no sentido de eliminação ou redução da concentração dos patógenos ou ainda evitar que a contaminação das culturas acarretem a disseminação de doenças (Vargas, 1990).

Tendo em vista esses riscos, as autoridades governamentais vem estabelecendo padrões e critérios de qualidade para garantir a segurança daqueles que venham a ter contato com produtos que tenham sido irrigados com água residuária. O Departamento de Saúde Pública da Califórnia, por exemplo, em seus primeiros

regulamentos exigia que, para irrigar culturas que seriam consumidas cruas, o efluente utilizado deveria ser desinfectado e o nível de turbidez não poderia ultrapassar 10uT e apresentar, no máximo, 2,2 coliformes fecais/100ml. Esses requisitos foram considerados muito rígidos uma vez que os padrões exigidos chegavam próximo aos padrões para água potável. Em vista disso, em 1973 a Organização Mundial de Saúde (OMS) sugeriu novos guias e padrões de tratamento a ser dado ao esgoto que seria reusado. A recomendação da OMS estabelecia que o esgoto deveria receber, pelo menos, tratamento primário e secundário e ser desinfectado para a irrigação de culturas a serem consumidas cruas. Também recomendava que o efluente deveria conter, no máximo, 100 coliformes fecais/100ml em, pelo menos, 80% das amostras analisadas. Essas sugestões foram amplamente aceitas pelos profissionais de saúde pública em todo o mundo e apesar de menos rigorosas que os padrões da Califórnia, ainda foram considerados bastante exigentes (Shuvall et al., 1985).

Em 1989, levando em consideração novas evidências epidemiológicas e a atual qualidade das águas superficiais, a OMS formulou um padrão menos rígido para a irrigação irrestrita que vigora até os dias atuais e que recomenda a utilização de efluente com um teor máximo de 1000 coliformes fecais/100ml. Este padrão foi obtido com base em estudos de laboratório e campo onde concluiu-se que fatores ambientais como luz solar, dessecação, predadores biológicos naturais, entre outros, são responsáveis por cerca de 90-99% de redução desses microorganismos e que em 1000 coliformes fecais/100ml havia possibilidade de se encontrar poucos ou nenhum patógeno. Com relação aos helmintos, a OMS recomenda menos de 1 ovo por litro de efluente. Em geral, as organizações de saúde pública dos países industrializados vêem um elevado risco potencial na prática do reuso de esgotos. Todavia, esses riscos podem ser controlados através de regulamentos bem elaborados, como também da seleção do tipo de cultura a ser irrigado e o grau de tratamento a ser aplicado ao esgoto (WHO, 1989).

No Brasil, para alimentos em geral, a legislação é regulamentada pela Portaria nº 451 de 19/08/97 e aprovada pela Secretaria de Vigilância Sanitária - SVS do Ministério da Saúde. Para hortaliças frescas, refrigeradas ou congeladas, consumidas diretamente dispõe-se dos seguintes padrões microbiológicos: ausência de *Salmonella* em 25 gramas de produto e presença máxima de 200 coliformes fecais por grama.

Capítulo 3

## **Materiais e Métodos**

### **3.1- Descrição do experimento**

#### **3.1.1- Montagem das colunas experimentais de solo**

Foram confeccionadas seis colunas em tubos de PVC rígido de 200mm de diâmetro e 750mm de comprimento, fechados na base com dois fundos falsos confeccionados com o mesmo material do tubo. O primeiro fundo falso, com 200mm de diâmetro e 45 furos de 8mm de diâmetro cada, servia para sustentar o material da coluna e deixar a água percolar e o segundo servia para direcionar o fluxo da água coletada até os frascos. Em todas as colunas foi adaptado um tripé de ferro e, na sua base, pedaços de tubos de PVC de 30mm de diâmetro preenchidos com massa concretada com a finalidade de oferecer sustentação à coluna (Figuras 3.1 à 3.4).

Na parte superior das colunas foi colocada uma espécie de "gargalo" feito com bacias plásticas de 200 mm de diâmetro, as quais serviram para evitar o desperdício de água durante a irrigação. Os fundos falsos e as bacias foram vedados com cola Durepox e cola para tubos de PVC. As colunas foram confeccionadas em PVC porque este material é rígido, tem maior tempo de vida útil e menor porosidade, diminuindo a absorção de substâncias e sais.

Foram montadas seis colunas da seguinte maneira:

- 100mm de brita
- 50mm de areia
- 500mm de solo

A classificação granulométrica dos materiais utilizados foi feita de acordo com as recomendações da ABNT. Antes do material ser classificado a brita e a areia foram lavadas e secadas e o solo secado e destorroado.

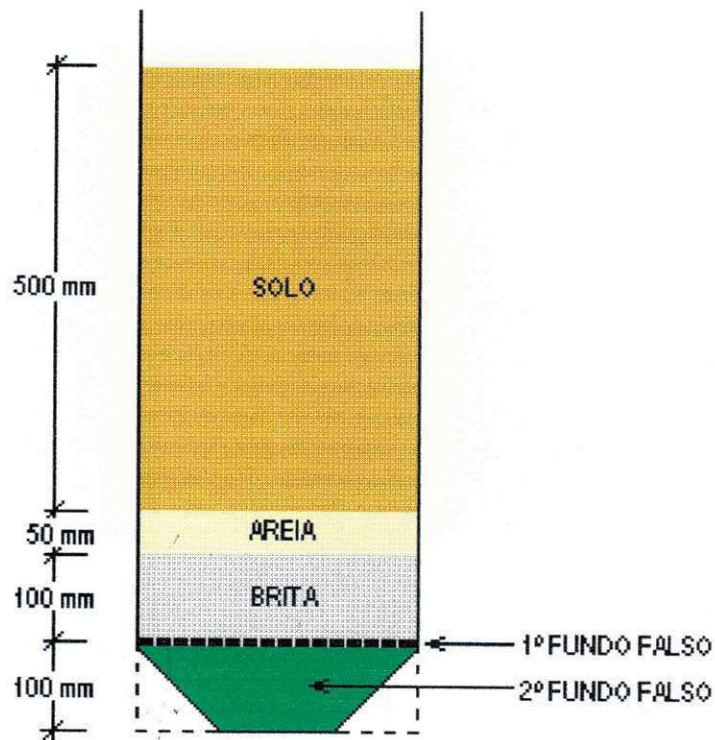


Figura 3.1 – Montagem das colunas experimentais de solo



Figura 3.2 – Visualização do primeiro fundo falso





Figura 3.3 – Disposição das colunas



Figura 3.4 – Coleta do líquido percolado

- Para a brita:

Utilizaram-se peneiras da ABNT de diâmetros 25 e 19mm; para a classificação média selecionaram-se as pedras britadas que passaram pela peneira de # 25mm e que ficaram retidas na peneira de # 19mm.

- Para a areia:

Utilizou-se peneiras da ABNT de diâmetros 4,8; 6,3; 9,5; 12,5 e 19mm, para a classificação da areia média refulou-se o material que ficou retido nas peneiras 6,3; 9,5; 12,5 e 19mm e utilizou-se a areia que passou na peneira de 4,8mm.

- Para o solo:

Foram utilizadas peneiras da ABNT com malha de diâmetros 0,6; 1,2 e 2,4mm. O material retido na peneira de 2,4mm foi descartado, pois tratava-se de torrões não aproveitáveis. Utilizou-se então a fração que ficou retida nas peneiras 0,6 e 1,2mm. O material que passou na peneira de 0,6 também não foi utilizado por tratar-se de uma camada de finos.

O experimento foi conduzido em uma área ao ar livre para tentar reproduzir as condições de hortas locais. Das seis colunas confeccionadas, três eram irrigadas com água superficial poluída e três com água de abastecimento sem cloro residual (testemunha). A área onde foi instalado o experimento pertence ao Departamento de Meteorologia do Campus II (DCA/CCT/UFPB). A disposição das colunas foi feita da seguinte maneira: todas as parcelas foram dispostas à mesma altura com auxílio de um nível d'água e de acordo com a posição do sol. Isto foi feito para evitar que os ventos e/ou o sol influenciassem mais em uma coluna que em outra e prejudicassem, assim, o desenvolvimento da cultura.

### **3.1.2- Local de coleta dos solos**

O Experimento I foi realizado no período de janeiro a março de 1998, com solo proveniente de uma horta situada no município de Lagoa Seca (PB). Este município pertence à microrregião homogênea do Agreste da Borborema. Possui uma fisiografia correspondente à da Borborema oriental, constituída sobre o complexo gnássio

migmatítico granodiorito, que se caracteriza por intrusões de rochas magmáticas (gabros, granitos, basaltos, etc.). O solo de Lagoa Seca é do tipo laterítico e podzólicos correspondente ao rebordo úmido da Borborema, pertencente a bacia do Mamanguape. Possui uma média térmica anual de 25°C. Os totais pluviométricos anuais variam de 1000 à 1200mm, na área do brejo, e de 1500 à 1700mm no litoral, com uma umidade relativa do ar de 80%. A estação seca é curta, de 1 à 3 meses. A vegetação é do tipo subcaducifólica de transição, que se apresenta na forma de matas Atlântica na região leste, e com matas úmidas de altitude ao oeste (Governo do Estado da Paraíba, 1985).

Os Experimentos II-a e II-b, assim chamados porque utilizaram o mesmo solo, foram realizados no período de abril a junho de 1998 e de junho a agosto de 1998, respectivamente. O solo utilizado foi proveniente do município de Pocinhos (PB) que está localizado na microrregião da Borborema Oriental. Esta região é caracterizada por estação seca prolongada por falta de água, com média térmica anual de 26°C, e intensa atividade erosiva por agentes mecânicos externos o que faz com que os solos dominantes nessa região sejam pouco evoluídos (litossolos e regossolos) normalmente associados a solos brunos, a vertissolos e a solos salgados ou halomórficos (Governo do Estado da Paraíba, 1985). A Tabela 3.1 mostra, de forma resumida, os experimentos realizados, os solos utilizados e a época em que ocorreram.

**Tabela 3.1- Experimentos realizados em solos do Estado da Paraíba com respectivos períodos de duração**

Experimento	Município	Período
I	Lagoa Seca	Jan – Mar/98
II-a	Pocinhos	Abr – Jun/98
II-b	Pocinhos	Jun – Ago/98

### **3.1.3- Realização dos testes de velocidade e tempo de percolação das águas nas colunas de solo**

De acordo com a classificação granulométrica dos dois solos utilizados nos três experimentos verificou-se que estes continham elevado teor de argila e isso prejudicaria o desenvolvimento da pesquisa uma vez que os solos argilosos se adensam facilmente em presença de água ficando muito compactados e com grande poder



impermeabilizante. Este processo acarretaria a retenção de água impedindo, assim, a percolação do líquido e prejudicando o desenvolvimento da cultura, já que esta ficaria exposta à água acumulada na superfície do solo dificultando o crescimento da raiz e a retirada de nutrientes. Para contornar este problema, foram feitas misturas do solo com areia de granulometria média. Isto faria com que o solo adquirisse maior porosidade e estabilidade, principalmente para a raiz da cultura, e com isto aumentaria o poder de sustentação e absorção da planta. Para se conhecer a proporção exata de solo e areia foram feitos testes de velocidade e tempo de percolação das águas nas colunas de solo, para que a quantidade de água utilizada na irrigação fosse suficiente para suprir as necessidades da cultura e ainda obter volume percolado necessário as diversas análises laboratoriais sem que a planta atingisse o ponto de seca ou murcha.

Os testes foram realizados utilizando três garrafas plásticas com volume de dois litros representando, em escala reduzida, a coluna de solo. Em cada uma das três garrafas utilizou-se diferentes frações de areia e solo. Para o Experimento I foram testadas as seguintes proporções: na primeira garrafa utilizou-se solo puro; na segunda, uma proporção de 75% de solo para 25% de areia e na terceira, 50% de solo e 50% de areia. O solo das três garrafas foi encharcado até que fosse suprida a necessidade de retenção de água de cada um deles, então adicionou-se, em cada garrafa, 1 litro de água e marcou-se o tempo necessário para que ela pudesse ser coletada. O mesmo procedimento foi repetido cinco vezes para cada combinação solo-areia. A proporção de 25% de areia e 75% de solo mostrou-se adequada para os objetivos do trabalho, sendo esta a proporção adotada neste experimento (solo de Lagoa Seca-PB).

Para os Experimentos II-a e II-b, o teste de granulometria mostrou que o solo de Pocinhos (PB) era mais arenoso que o solo de Lagoa Seca(PB). Com isto, para os testes de velocidade e tempo de percolação foram utilizadas as seguintes proporções areia-solo: 100% de solo, 15% de areia e 85% de solo e 25% de areia e 75% de solo. Para este solo a combinação 15% de areia e 85% de solo mostrou-se eficiente para atender aos objetivos do experimento.

### **3.2- Caracterização das águas utilizadas**

#### **3.2.1- Água de abastecimento (AA)**

A água utilizada como testemunha nos experimentos era proveniente da rede de abastecimento de água da cidade de Campina Grande (PB). A água era armazenada em botijões plásticos com capacidade para 10 litros, previamente lavados, e coletada com 3 dias de antecedência à sua utilização para que ocorresse a volatilização do cloro.

#### **3.2.2- Água poluída (AP)**

A água poluída utilizada na irrigação da cultura era proveniente de um córrego que atravessa o Campus II da UFPB e representa uma parte do sistema de drenagem de Campina Grande. Este sistema é constituído por um córrego formador de uma lagoa, de geometria triangular, e um riacho com extensão de 350m que atravessa o campus e deságua no açude de Bodocongó. Recebe inúmeras contribuições de esgotos e drenagem pluvial de bairros adjacentes e do próprio campus, onde destacam-se ligações clandestinas de esgotos sanitários dos bairros Bela Vista, Monte Santo e Palmeira.

A água do córrego era coletada em um ponto localizado sob a passarela próxima a Biblioteca Setorial do Campus. Neste ponto a água é clara porém observava-se a presença de espuma (agentes tensoativos). A vegetação circundante é rasteira e existem plantas aquáticas em abundância. Desde 1993 a Área de Engenharia Sanitária e Ambiental (AES/DEC/CCT/UFPB - Campus II) se preocupa em monitorar o sistema de drenagem do campus com o objetivo de avaliar suas características físico-químicas, biológicas e microbiológicas (Sousa et al., 1996).

### **3.3- Plantio da cultura, procedimento de irrigação e coleta das amostras**

Depois que as colunas foram montadas e instaladas o solo foi encharcado com água de abastecimento e, então, realizou-se o plantio de três mudas de alface

## **Materiais e métodos**

(*Lactuca sativa*, L.) por coluna. As mudas, com duas semanas de idade, eram provenientes de uma horta situada no município de Lagoa Seca.

A irrigação das colunas, com as alfaces, era feita diariamente com, aproximadamente, 500ml de água de abastecimento as oito horas da manhã ou as cinco horas da tarde. A quantidade de água utilizada foi baseada nas informações recebidas do Laboratório de Irrigação e Drenagem (DEAg/CCT/UFPB), levando em consideração a área do cilindro, aonde as alfaces foram cultivadas, e a sua necessidade diária de água para a planta atingir e manter a capacidade de campo. No dia em que ia ser coletado o líquido percolado para as análises físico-químicas e microbiológicas, as colunas eram irrigadas com um volume de 3 litros de água e não se irrigava no dia seguinte. Três colunas eram irrigadas com água de abastecimento, as outras três com água poluída. Os resultados das análises da água percolada eram obtidos a partir da média de cada tréplica. A irrigação era feita manualmente com o auxílio de um regador para que a água fosse distribuída da maneira mais homogênea possível sobre as alfaces. As amostras da água percolada eram coletadas em frascos âmbar com capacidade de 1l, previamente estéreis.

O tempo de crescimento da cultura foi de, aproximadamente, 45 a 60 dias após o plantio. No Experimento I, a alface foi plantada em janeiro/98 e colhida em março/98; no Experimento II-a a alface foi plantada em abril/98 e colhida em junho/98 e no Experimento II-b o plantio ocorreu em junho/98 e a colheita em agosto/98.

Para verificar quaisquer modificações físicas, químicas e/ou microbiológicas no solo foram coletadas amostras antes do início dos experimentos e após a colheita da alface para efetuarem-se as respectivas análises que foram realizadas no Laboratório de Irrigação e Salinidade da UFPB (DEAg/CCT).

**3.4- Procedimento das análises físico-químicas e microbiológicas das águas de irrigação, do solo e da cultura**

**3.4.1- Parâmetros físico-químicos**

A Tabela 3.2 mostra os parâmetros físico-químicos e os métodos analíticos utilizados na caracterização das águas de irrigação antes e após sua percolação no solo.

**Tabela 3.2 - Parâmetros físico-químicos para caracterização das águas de irrigação antes e após sua percolação no solo.**

Parâmetros	Método	Referência
Temperatura (°C)	Termômetro de filamento de mercúrio	APHA, 1995
PH	Potenciometria	APHA, 1995
Condutividade Elétrica (µmho/cm)	Resistência elétrica	APHA, 1995
DBO (mgO <sub>2</sub> /l)	Frascos padrões	APHA, 1995
Amônia (mgN-NH <sub>3</sub> <sup>+</sup> /l)	Nesslerização direta	APHA, 1995
Fósforo Total (mgP/l)	Espectrofotométrico do ácido ascórbico	APHA, 1995
Ortofosfato Solúvel (mgHPO <sub>3</sub> /l)	Espectrofotométrico do ácido ascórbico	APHA, 1995
Sólidos Totais e Frações (mg/l)	Gravimetria	APHA, 1995
Cálcio (mgCa <sup>2+</sup> /l)	Titulometria	EMBRAPA, 1979
Magnésio (mgMg <sup>2+</sup> /l)	Titulometria	EMBRAPA, 1979
Sódio (mgNa <sup>+</sup> /l)	Fotometria de chama	EMBRAPA, 1979
Potássio (mgK <sup>+</sup> /l)	Fotometria de chama	EMBRAPA, 1979
Cloretos (mgCl <sup>-</sup> /l)	Titulometria	RICHARDS, 1954
Carbonatos (mg/l)	Titulometria	RICHARDS, 1954
Bicarbonatos (mg/l)	Titulometria	RICHARDS, 1954

**3.4.1.1- Temperatura**

A elevação da temperatura de um corpo receptor pode provocar um impacto sobre toda a biota aquática. Uma vez que a solubilidade dos gases dissolvidos é inversamente proporcional a temperatura, a elevação desta provoca a perda de oxigênio na água além de acelerar o metabolismo dos microrganismos. A verificação da temperatura em águas superficiais poluídas a serem utilizadas em irrigação este parâmetro se faz importante, tendo em vista que as reações bioquímicas no sistema água-solo-planta.

### **3.4.1.2- Potencial Hidrogeniônico - pH**

Este parâmetro nos permite avaliar o grau de acidez ou de alcalinidade de uma determinada amostra. Variando numa escala de 0 a 14, o pH tem o seu ponto neutro em 7,0. Valores inferiores a este ponto indicam ambientes ácidos e acima deste, ambientes alcalinos. A quantificação deste parâmetro permitiu avaliar se o pH das águas de irrigação estavam na faixa adequada aos microorganismos e ao desenvolvimento da cultura.

### **3.4.1.3- Condutividade Elétrica**

Condutividade elétrica é a capacidade de uma solução de conduzir corrente elétrica. Nos metais esta condução é feita pelos elétrons livres, nas soluções aquosas esta condição se dá através dos íons. Trata-se de um dos principais parâmetros a ser analisado quando a água residuária vai ser reutilizada em irrigação, pois, a condutividade elétrica é uma medida conveniente dos sais dissolvidos presentes na água e, por conseguinte, do risco de salinização do solo e da cultura a ser cultivada. A condutividade de uma solução é definida e padronizada para uma temperatura de 25°C, porém com o uso de condutímetros, as medidas podem se ajustar a qualquer temperatura que esteja a amostra.

### **3.4.1.4- Demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5, 20</sub>)**

A DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> expressa a quantidade de oxigênio necessário para estabilizar biologicamente a matéria orgânica presente numa determinada amostra de água em condições aeróbias ao longo de 5 dias à 20°C (Sawyer et al., 1994). Uma vez racionalmente utilizada na irrigação, as águas residuárias com determinada concentração de matéria orgânica podem ser benéficas às culturas (Mello et al., 1983). A metodologia do teste consiste na determinação da diferença entre o oxigênio dissolvido inicial do líquido de diluição e do oxigênio dissolvido medido em cada frasco de DBO, após um período de incubação de 5 dias a uma temperatura de 20°C. A concentração de oxigênio dissolvido foi determinada pelo método de Winkler (modificação azida; APHA, 1995).

#### **3.4.1.5 - Sólidos totais, fixos e voláteis**

A determinação de sólidos totais de uma água residuária é de extrema importância no controle da poluição hídrica, pois, altas concentrações podem afetar de maneira significativa a qualidade da água de um corpo receptor. Além disso, concentrações excedentes desse parâmetro dificultam a penetração da luz tão necessária para a realização das atividades fotossintéticas. A utilização de águas com elevado teor de sólidos na irrigação pode comprometer os sistemas de irrigação uma vez que o excesso de sólidos presentes pode causar entupimento nos equipamentos (Ayres & Westcot, 1991). Classificação dos sólidos, segundo suas características:

Sólidos Totais - os sólidos totais compreendem a parte dos sólidos que está suspensa e a parte que está dissolvida na amostra analisada

Sólidos totais fixos - designa a parte inorgânica contida na amostra analisada;

Sólidos totais voláteis - compreende a parte orgânica da amostra.

#### **3.4.1.6 - Nitrogênio amoniacal**

A amônia é a forma mais reduzida do nitrogênio. É produzida na degradação da matéria orgânica. As principais fontes de amônia em águas superficiais são urina, fezes e fertilizantes inorgânicos nitrogenados que são transportados pelo escoamento superficial e favorecem o processo de eutrofização por ser o nitrogênio um excelente nutriente para o desenvolvimento dos organismos fotossintetizadores (Malavolta, 1976). Em águas de irrigação a amônia é a forma de nitrogênio mais facilmente assimilável pelo vegetais (Ayres & Westcot, 1991).

#### **3.4.1.7- Fósforo total e ortofosfato solúvel**

O fósforo está presente em águas limpas e residuárias na forma de fosfatos ( $\text{PO}_4^-$ ). Os fosfatos são classificados em: ortofosfatos solúveis, fosfatos condensados e fosfatos orgânicos. Os fosfatos presentes nas águas residuárias tem origens muito diferentes: provém principalmente do uso de sabões e detergentes sintéticos, pois estes normalmente o contém em sua composição química; da utilização de fertilizantes inorgânicos na agricultura, onde os compostos à base de fósforo são levados para os corpos d'água através das chuvas; e de fezes, urina, restos de alimento e outras formas

## Materiais e métodos

de matéria orgânica em decomposição. Na agricultura de regiões subtropicais, o fósforo é o elemento que mais limita a produção agrícola, e por isso é o mais aplicado na forma de adubo, ainda que o solo seja rico em rochas fosfatadas, pois a meteorização das mesmas, às vezes, não é suficiente para culturas mais exigentes, como é o caso do milho, que requer até 50kg/ha.ano (Malavolta, 1976).

### 3.4.1.8- Íons ( $\text{Ca}^{++}$ , $\text{Mg}^{++}$ , $\text{Na}^+$ , $\text{K}^+$ , $\text{CO}_3^-$ , $\text{HCO}_3^-$ e $\text{Cl}^-$ )

Águas que possuem altas concentrações de sais quando são utilizadas na irrigação causam problemas de incrustação na forma de depósitos brancos sobre as folhas, reduzindo o valor comercial dos produtos (Ayres e Westcot, 1991). Solos que contêm altas concentrações de sais também causam problemas para as culturas e seu manejo. Os sais são encontrados sempre em solução ligados às partículas argilosas. Logo, qualquer tipo de água utilizada na irrigação de culturas tende a ter as mesmas características salinas destes solos, podendo tornar-se tóxica aos vegetais (Withers & Vipond, 1988; apud Barros, 1997). A maioria dos sais contribui com a produtividade das culturas, mas o seu excesso sempre causa danos a cultura e ao solo. A determinação destes íons permitiu avaliar o nível de salinidade das águas de irrigação e dos solos utilizados, bem como sua influência no desenvolvimento da cultura.

### 3.4.2- Parâmetros microbiológicos

A Tabela 3.3 mostra os parâmetros microbiológicos, bem como seus métodos analíticos, utilizados para caracterizar as águas de irrigação, o solo e a cultura.

**Tabela 3.3 - Parâmetros microbiológicos para caracterização das águas de irrigação do solo e da cultura .**

Parâmetro	Método	Referência
<b>Água de irrigação</b>		
Coliformes Fecais (UFC/100ml)	Membrana filtrante	APHA, 1995
Estreptococos Fecais (UFC/100ml)	Membrana filtrante	APHA, 1995
<b>Solo</b>		
Coliformes Fecais (NMP/100g)	Tubos múltiplos	APHA, 1995
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100g)	Tubos múltiplos	APHA, 1995
<b>Cultura (alface)</b>		
Coliformes Fecais (NMP/100g)	Tubos múltiplos	APHA, 1995
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100g)	Tubos múltiplos	APHA, 1995

**3.4.2.1- Coliformes fecais**

Nas amostras de água a quantificação dos coliformes fecais foi realizada pela técnica da membrana filtrante com incubação à  $44,5^{\circ}\text{C} \pm 0,5$  durante 24 horas. Utilizou-se o meio m-FC (DIFCO), quantificaram-se as colônias azuis e os resultados foram expressos em UFC/100ml de amostra.

Nas amostras de alface (*Lactuca sativa*, L.) e de solo utilizou-se a técnica de tubos múltiplos com caldo lactosado na fase presuntiva e meio EC-MUG na fase confirmativa. Dos tubos positivos na fase presuntiva foram feitas transferências com alça bacteriológica para tubos com meio EC-MUG, para determinar a possível presença de coliformes fecais e *Escherichia coli*. Para coliformes fecais foram considerados positivos os tubos que apresentaram fermentação da lactose com produção de gás e turbidez. Para *E. coli*, os tubos que apresentaram fluorescência quando iluminados com ultra-violeta (APHA, 1995). O cálculo do NMP foi feito utilizando-se tabelas estatísticas apropriadas (Silva et al., 1997).

**3.4.2.2- Streptococos fecais**

A sua quantificação foi feita nas águas de irrigação, antes e após sua percolação nas colunas de solo, através da técnica da membrana filtrante utilizando-se como meio de cultura o m-Enterococos Agar (DIFCO) com incubação à  $37^{\circ}\text{C} \pm 0,5$  por 48 horas. Contou-se o número de colônias vermelhas e os resultados foram expressos em UFC/100ml de amostra.

**3.4.3- Metais pesados**

Para a possível detecção de metais pesados na água poluída percolada, foram preparadas três amostras compostas relativas a cada Experimento. As análises foram processadas no Centro de Tecnologia Industrial Pedro Ribeiro – CETIND/SENAI (Lauro de Freitas-BA).



**Capítulo 4**  
**Apresentação e análise dos**  
**resultados**

4.1- Águas de irrigação

4.1.1- Parâmetros físico-químicos

4.1.1.1- Temperatura

As temperaturas das águas de irrigação apresentaram grande variação nos três experimentos (Tabelas 4.1 a 4.6). Os maiores valores e a maior variação foram observados na água de abastecimento no Experimento I (25 - 35°C) devido este ter sido realizado no período de estiagem (jan - mar/98). Os menores valores e o menor gradiente foram obtidos na água de abastecimento no Experimento II-b (21-23°C) que realizou-se na época de chuva (jul - ago/98). Independente da natureza da água de irrigação, após sua percolação nas colunas de solo não se observou variação significativa no valor da temperatura com relação à água de irrigação.

O comportamento deste parâmetro nas águas percoladas foi semelhante ao das águas de irrigação, com os maiores valores observados no Experimento I (33°C) e os menores no Experimento II-b (21°C). A constância desses valores está relacionada com o horário de coleta que foi sempre o mesmo (entre 8:00 e 8:30h) durante toda fase experimental. Pouca variação da temperatura para um mesmo horário de coleta também foi observado por Fernandes (1997) e Ceballos (1995) estudando vários açudes nordestinos.

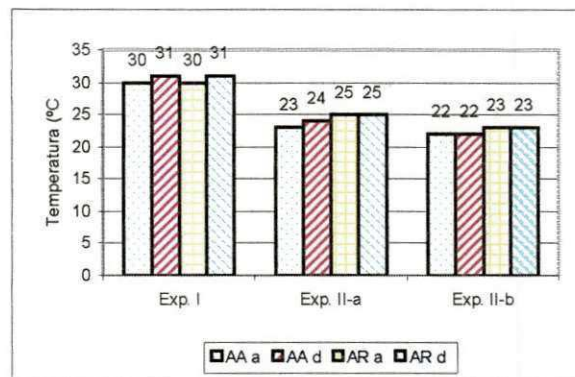


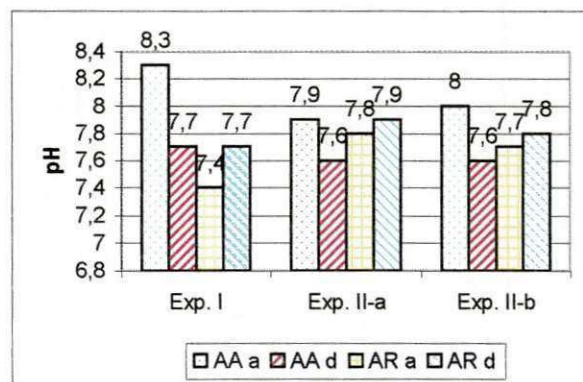
Figura 4.1 – Variação média da temperatura das águas de irrigação e percoladas nos três experimentos

**4.1.1.2- Potencial hidrogeniônico - pH**

Nos três experimentos (Tabelas 4.1 a 4.6) e nos dois tipos de água utilizadas para irrigação, os valores do pH variaram de neutro a levemente básico. Tanto o menor (6,9 - água de abastecimento percolada) quanto o maior valor do pH (8,7 - água de abastecimento) foram observados no Experimento I.

É importante destacar que ao longo dos três experimentos houve comportamento semelhante dos valores médios do pH: a água de abastecimento percolada apresentou valores sempre menores do que a de irrigação e a água poluída percolada teve valores de pH maiores do que a água utilizada para irrigação (Figura 4.2). Os altos valores de pH observados na água de abastecimento, principalmente no Experimento I, são característicos das águas de açudes nordestinos, uma vez que os solos dessa região são ricos em carbonatos e bicarbonatos e na época de seca, como o balanço hídrico é negativo, a evaporação supera a precipitação havendo maior concentração de sais que influenciam na elevação do pH (Wright, 1981; Payne, 1986)

Segundo Ayres & Westcot (1991) o pH normal das águas destinadas à irrigação deve variar entre 6,8 à 8,4. Essa faixa de valores só foi superada nas três primeiras coletas do Experimento I, que atingiram um valor de 8,7.



**Figura 4.2 – Variação média do pH das águas de irrigação e percoladas nos três experimentos.**

#### 4.1.1.3- Condutividade elétrica

Os maiores valores da condutividade elétrica (Tabelas 4.1 a 4.6) foram observados nas águas percoladas na primeira coleta do Experimento I (4310 $\mu$ mho/cm - água de abastecimento e 4873 $\mu$ mho/cm - água poluída) por promoverem a lavagem do solo [Lagoa Seca (PB)]. Os menores valores de condutividade elétrica foram encontrados nas águas de irrigação no mesmo experimento com valores de 890 $\mu$ mho/cm (água de abastecimento) e 1033 $\mu$ mho/cm (água poluída).

O aumento médio da condutividade elétrica das águas percoladas com relação às águas de irrigação foi de 126,7% (1044 - 2367 $\mu$ mho/cm) para a água de abastecimento e 70,2% (1701 - 2895 $\mu$ mho/cm) para a água poluída no Experimento I. Já no Experimento II-a este aumento foi de 22,4% (1015 - 1242 $\mu$ mho/cm) com relação a água de abastecimento e 9,6% (1753 - 1902 $\mu$ mho/cm) com relação a água poluída.

No Experimento II-b houve diminuição de alguns valores de condutividade elétrica nas águas de irrigação após percolarem a coluna de solo. Isto pode ter sido causado porque este experimento sucedeu ao Experimento II-a e as irrigações anteriores já deviam ter lixiviado grande parte da concentração salina do solo. A diminuição observada foi de 5,9% (1112 - 1046 $\mu$ mho/cm) para a água de abastecimento e de 6,4% (1698 - 1590 $\mu$ mho/cm) para a água poluída (Figura 4.3).

As culturas, de um modo geral, possuem certa tolerância à concentração de sais na água de irrigação. Por exemplo, a alface pode ser irrigada sem perigo com águas com condutividade elétrica de até 2000  $\mu$ mho/cm. Porém, se torna uma cultura sensível para valores  $\geq$  2080 $\mu$ mho/cm (Molle & Cadier, 1991).



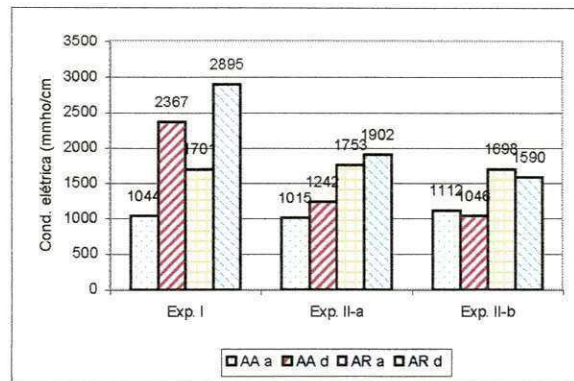


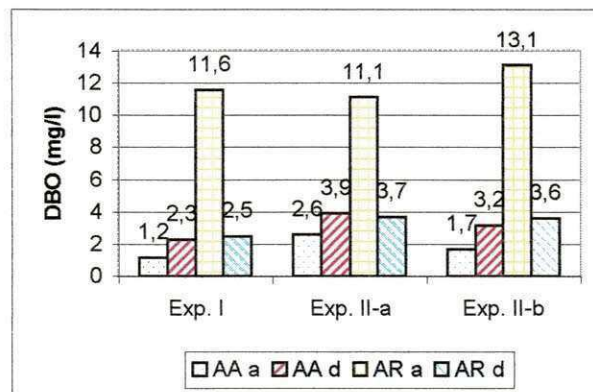
Figura 4.3 – Variação média da CE das águas de irrigação e percoladas nos três experimentos

#### 4.1.1.4- Demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub><sup>20</sup>)

Os valores da DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> na água de abastecimento (Tabelas 4.1 a 4.6) variaram de 0 (Experimento I) a 4,5mg/l (Experimento II-a). Teoricamente a água de abastecimento deveria ser isenta de matéria orgânica, porém, uma vez que a água de abastecimento utilizada para irrigação ficava armazenada durante alguns dias para se processar a volatilização do cloro, partículas de matéria orgânica podem ter se depositado nos botijões, o que explica a demanda de oxigênio exercida nessa água. De acordo com Lacerda (1997), a DBO que chega ao sistema de drenagem do Campus, é superior a 100mg/l, no entanto, em seu percurso, essa água passa por uma lagoa que funciona como um reator biológico com decantação que retém a maior parte da matéria orgânica nela presente e fazendo com que o nível de matéria orgânica seja significativamente reduzido, o que explica os valores de DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> entre 8,5 (Experimento II-a) e 15,5 (Experimento I) no ponto onde era realizada a coleta da água.

A DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> da água de abastecimento percolada experimentou um aumento médio, com relação à água utilizada para irrigação, de 91,7% (<2,3mgO<sub>2</sub>/l) no Experimento I, 50% (2,6 - 3,9mgO<sub>2</sub>/l) no Experimento II-a e 88,2% (<3,2mgO<sub>2</sub>/l) no Experimento II-b (Figura 4.4). Esse aumento provavelmente se deu pela existência de material de origem orgânica presente no solo que foi sendo lixiviado juntamente com a água e atingiu as camadas mais profundas do solo. Nos três experimentos os valores máximos de DBO<sub>5</sub> nas águas percoladas foram de 3,5mg/l (Exp. I - 13/03/98), 7,8 mg/l (Exp. II-a - 18/06/98) e 6,8 mg/l (Exp. II-b - 28/08/98).

A água superficial poluída teve os valores da  $DBO_5^{20}$  muito reduzidos após a sua passagem através da coluna de solo, representando valores percentuais médios de 78,4% (11,6 - 2,5 $mgO_2/l$ ) no Experimento I; 65,8% (11,1 - 3,7 $mgO_2/l$ ) no Experimento II-a e 72,5% (13,1 - 3,6 $mgO_2/l$ ) no Experimento II-b (Figura 4.6). Neste caso, observou-se que o solo atuou como um "filtro" retendo e transformando a matéria orgânica através da ação dos microorganismos naturalmente presentes no mesmo quando da passagem dessa água. Nos três experimentos os valores máximos da  $DBO_5^{20}$  na água poluída percolada foram de 3,8; 6,0 e 4,6 $mg/l$ , respectivamente. De acordo com a classificação do CONAMA (1986), águas com esse teor de  $DBO_5^{20}$  seriam enquadradas nas classes I e II que são águas destinadas ao consumo humano após tratamento simplificado. Entretanto, para uma classificação correta, devem ser considerados outros parâmetros de qualidade, citados na mesma classificação.



**Figura 4.4** – Variação média da DBO da água de irrigação e da água percolada nos três experimentos

#### **4.1.1.5- Sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis**

Os sólidos totais presentes nas águas de irrigação variaram entre 286 $mg/l$  na água de abastecimento (Experimento I) e 2718 $mg/l$  na água poluída (Experimento II-b). Nos Experimentos I e II-a, a fração fixa dos sólidos totais foi superior à volátil evidenciando a natureza salina dessas águas (Tabelas 4.1 a 4.6). Nesses experimentos, as águas percoladas apresentaram os valores dos sólidos totais, bem como das suas frações fixas e voláteis, mais elevados do que nas águas de irrigação. Além disso, a fração fixa foi sempre superior a volátil. Esses aumentos mostraram que as águas de



## Apresentação e análise dos resultados

irrigação, independente da sua origem, lixiviaram os sais presentes no solo, principalmente aqueles com maior mobilidade como o cloreto, por exemplo. Dessa forma, a fração inorgânica dos sólidos totais foi, quase sempre, maior do que a orgânica.

As Figuras 4.5 à 4.7 mostram o comportamento médio destes parâmetros. A água de abastecimento percolada apresentou valores de sólidos totais superiores aos da água de irrigação com a fração inorgânica sempre superior à orgânica. Porém com a água poluída ocorreu uma situação distinta: o valor médio dos sólidos totais e dos sólidos totais voláteis diminuiu após a passagem dessa água pela coluna de solo. A diminuição neste caso deve ter se dado porque nessa época a os sólidos totais voláteis superaram os fixos, havendo, portanto, uma retenção da matéria orgânica por parte do solo.

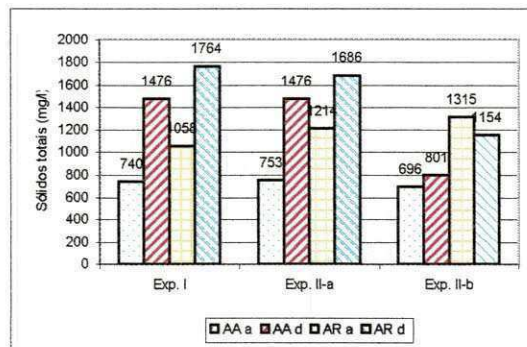


Figura 4.5- Variação média dos sólidos totais nas águas de irrigação e percoladas nos três experimentos

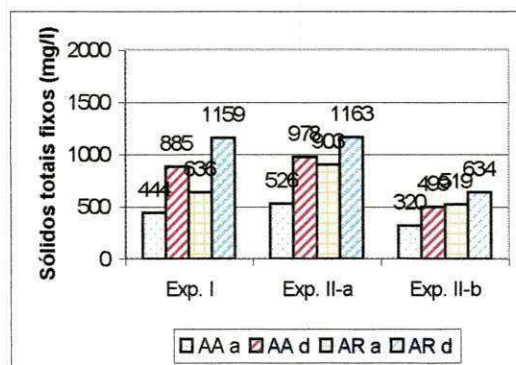


Figura 4.6 - Variação média dos sólidos totais fixos nas águas de irrigação e percoladas nos três experimentos

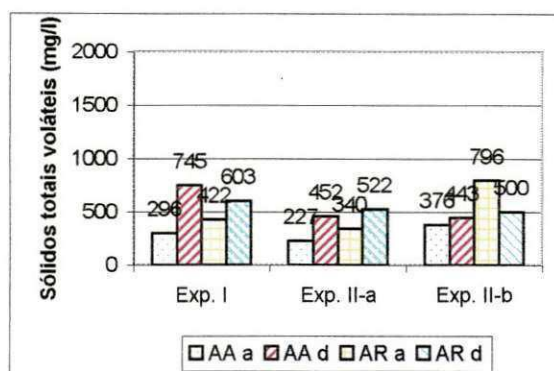


Figura 4.7 – Variação média dos sólidos totais voláteis nas águas de irrigação e percoladas nos três experimentos

#### 4.1.1.6- Cálcio

No Experimento I foram observados os valores mínimo (20mg/l) e máximo (57,5mg/l) deste parâmetro na água de abastecimento que irrigou a cultura e o solo (Tabela 4.1). Para a água de irrigação poluída o cálcio variou entre 35 e 117,5mg/l, ambos os valores foram observados no Experimento II-b (Tabela 4.6). Os valores de cálcio nas águas de irrigação apresentam ampla variação, com valores que vão desde ausência a 400 mg/l (Ayres & Westcot, 1991).

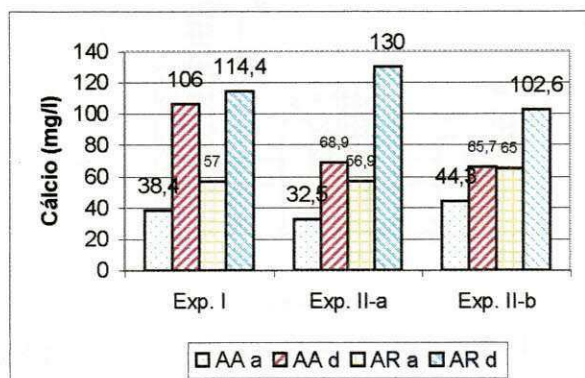
As águas percoladas apresentaram valores de cálcio sempre superiores às de irrigação. Isto porque antes do início dos experimentos foi incorporada uma parte de areia para facilitar a drenagem da água, com isto o cálcio foi intensamente lixiviado. Nas águas percoladas verificou-se um valor mínimo de 50mg/l (água de abastecimento - Experimento II-b) e máximo de 296,7mg/l (água poluída - Experimento I). Os maiores aumentos se verificaram no Experimento I devido ao solo de Lagoa Seca (PB) conter naturalmente grande quantidade deste íon (Tabela 4.11). Neste experimento, o aumento médio da concentração de cálcio nas águas percoladas foi de 176% (38,4 - 106mg/l) para a água de abastecimento e 100,7% (57 - 114,4mg/l) para a água poluída (Figura 4.8).

Nos Experimentos II-a e II-b também houve aumento do teor de cálcio nas águas percoladas, apesar do solo de Pocinhos (PB) possuir uma quantidade bem menor deste íon (Tabela 4.11). Nas águas percoladas do Experimento II-a o cálcio aumentou 112% (32,5 - 62,9mg/l) com relação à água de abastecimento e 128,5% (56,9 - 130mg/l)



## Apresentação e análise dos resultados

com relação à água poluída. O Experimento II-b, que utilizou o mesmo solo de Experimento II-a, contou com uma quantidade de cálcio ainda menor no solo. Para este experimento o incremento de cálcio nas águas percoladas foi menor, em média, de 48,3% (44,3 - 65,7mg/l) para a água de abastecimento e 57,8% (65 - 102,6mg/l) para a água poluída (Figura 4.8).



**Figura 4.8** – Variação média do cálcio nas águas de irrigação e percoladas nos três experimentos

### 4.1.1.7- Magnésio

Durante o Experimento I foram observadas as maiores flutuações nas concentrações de magnésio: 27,6 à 111mg/l na água de abastecimento e 31,5 à 169,5mg/l na água poluída. Neste experimento, os valores deste parâmetro se mostraram muito superiores aos recomendados para águas de irrigação, os quais devem variar de 0 à 60 mg/l (Ayres & Westcot, 1991). Nos outros dois experimentos os valores obtidos foram inferiores a 60mg/l, exceção feita à água poluída no Experimento II-a que atingiu, no dia 12/06/98, uma concentração de 67,5mg/l (Tabelas 4.1 a 4.6).

Nos três experimentos os valores médios do magnésio nas águas percoladas (Figura 4.9) mantiveram-se próximos aos das águas de irrigação (Experimentos I e II-a) ou diminuíram (Experimento II-b). Estas flutuações estiveram relacionadas com a absorção deste elemento pela cultura, uma vez que o magnésio é um constituinte de molécula da clorofila e participa de numerosos processos metabólicos na célula, como do metabolismo do nitrogênio (Esteves, 1998).

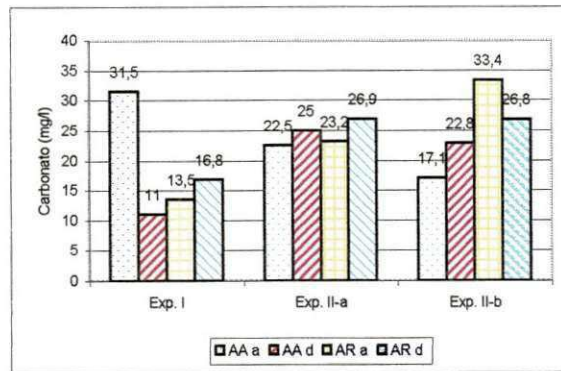


Figura 4.10 – Variação do carbonato das águas de irrigação e percoladas nos três experimentos

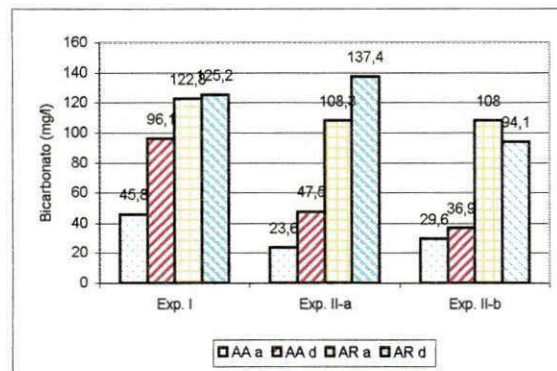


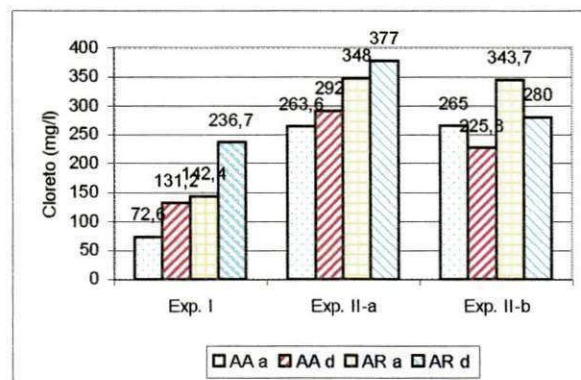
Figura 4.11 – Variação média do bicarbonato das águas de irrigação e percoladas nos três experimentos

#### 4.1.1.9- Cloreto

Os menores valores do cloreto foram observados no Experimento I tanto nas águas de irrigação (56mg/l) quanto nas águas percoladas (36,6mg/l). Nos demais experimentos os teores desse íon aumentaram e o valor máximo foi observado na água poluída do Experimento II-b (376,2mg/l). A concentração de cloretos recomendada em águas de irrigação é de, no máximo, 142mg/l se a irrigação for superficial, se for por aspersão o valor deve ser menor que 107mg/l (Ayres & Westcot, 1991). Segundo Molle & Cadier (1992), concentrações tóxicas de cloreto estão entre 142 e 355mg/l e constituem perigo para a planta quando as concentrações ultrapassam este limite. Contudo, algumas culturas apresentam tolerância a concentrações elevadas de cloretos como o morango, que tolera até 176mg/l e a uva, até 239mg/l.

A Figura 4.12 mostra o comportamento deste íon, onde se observa que os valores médios de cloreto nas águas percoladas foram sempre superiores aos das águas de irrigação, exceção feita ao Experimento II-b onde as águas percoladas tiveram concentração inferior à das águas de irrigação: 17,4% na água de abastecimento (265 - 225,8mg/l) e 18,5% na água poluída (343,7 - 280mg/l).

Dos três experimentos, apenas o primeiro apresentou níveis de cloreto dentro da faixa recomendada para águas de irrigação. A variação do cloreto neste experimento foi de 77 até 142mg/l. Nos outros dois, apesar da maioria dos valores de cloreto das águas de irrigação estarem situados dentro da faixa considerada tóxica por Molle & Cadier (1991), a cultura estudada suportou tais teores. Contudo, durante a fase experimental observaram-se queimaduras nas extremidades das folhas de alface, sinal característico do excesso desse elemento na água. Se altas concentrações de cloretos são prejudiciais, a sua deficiência também pode causar danos, já que este íon é responsável pelo transporte de outros íons importantes como o sódio, o potássio, o cálcio e o magnésio, todos eles essenciais para o metabolismo celular (Ayres & Westcot, 1991).



**Figura 4.12 – Variação média do cloreto das águas de irrigação e percoladas nos três experimentos**



**4.1.1.10- Sódio**

A concentração mínima de sódio nas águas de irrigação foi de 112,6mg/l (água de abastecimento - Experimento I) e a máxima de 443mg/l (água poluída - Experimento II-a) (Tabelas 4.1 a 4.6). De acordo com Medeiros e Ghey (1994) concentrações de sódio abaixo de 69mg/l não apresentam restrição à irrigação. Laraque (1991) destaca que o sódio se torna perigoso em concentrações entre 69 e 207 mg/l e muito problemático acima desta faixa de valores, devido a efeitos como queimaduras e necroses ao longo das bordas das folhas da planta.

Nos três experimentos as águas de irrigação apresentaram valores muito elevados desse íon e em nenhuma das amostras se observou teor de sódio abaixo de 69mg/l. Os valores do sódio na água de abastecimento variaram entre 69 e 207mg/l, concentrações estas consideradas perigosas por Laraque (1991). Na água poluída todas as amostras analisadas excederam esse limite. Ao percolar as colunas de solo as águas de irrigação lixiviaram os íons de sódio e a magnitude desta lixiviação foi função do tipo de solo.

No Experimento I o aumento médio entre a água de irrigação e o líquido percolado foi de 86% (123,6 - 230mg/l) na água de abastecimento e 31% (236,7 - 308,6mg/l) na água poluída. Nos outros dois experimentos se verificou aumento médio do sódio na água de abastecimento percolada do Experimento II-a, que foi de apenas 6% (199,2 - 211,8mg/l). Na água poluída deste experimento houve uma diminuição média de 6% (300 e 281,4mg/l). No Experimento II-b houve diminuição na concentração média do sódio tanto na água de abastecimento quanto na água poluída após a passagem pela coluna de solo. Essas diminuições foram de 5% (198,2 - 188,9mg/l) na água de abastecimento e 12% (275,3 - 241,4mg/l) na água poluída e podem ser explicadas pela maior dispersão desse íon no solo devido às chuvas e às constantes irrigações (Figura 4.13). O sódio, provavelmente, contribuiu com os sólidos totais fixos das águas de irrigação, o qual é expressado pela correlação positiva com os cloretos ( $\alpha=0,05$ ;  $r=0,5467$ ) na água poluída e ( $\alpha=0,05$ ;  $r=0,9481$ ) na água de abastecimento. Os Anexos IV e V mostram os resultados das análises de correlação de Pearson entre os diversos parâmetros de água de abastecimento e de água poluída.

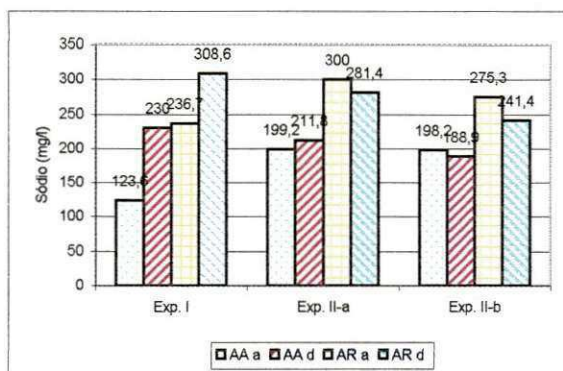


Figura 4.13 – Variação média do sódio das águas de irrigação e percoladas nos três experimentos

#### 4.1.1.11- Potássio

Nas águas de irrigação o valor das concentrações do potássio se enquadraram dentro da faixa recomendada para irrigação (0 a 78mg/l) por Ayres & Westcot (1991), com exceção feita ao valor de 118,8mg/l obtido em 21/05/98 para a água poluída no Experimento II-a (Tabelas 4.1 à 4.6).

Após percolar a coluna de solo, a água de abastecimento nos Experimentos I e II-a apresentou aumento médio de 423% (7,3 - 38,2mg/l) e 192% (16,1 - 47mg/l), respectivamente. Na água poluída esses aumentos foram de 62% (27,3 - 44,1mg/l) e 53% (52,1 - 79,3mg/l), respectivamente (Figura 4.14). No Experimento II-b praticamente não ocorreu aumento no valor médio do potássio na água de abastecimento percolada (25,2 - 27,1mg/l) e a água poluída diminuiu, em média, 39% o seu teor de potássio após a percolação (50,6 - 31mg/l).

Nos vegetais o potássio é um elemento essencial para a ativação de enzimas, o que confere à planta uma maior resistência à seca e às geadas (Miranda, 1995). O potássio também influenciou nos sólidos totais fixos na água poluída uma vez que apresentou correlação positiva com o sódio ( $\alpha=0,05$ ;  $r= 0,8463$ ) e com o cloreto ( $\alpha=0,05$ ;  $r=0,5935$ ).

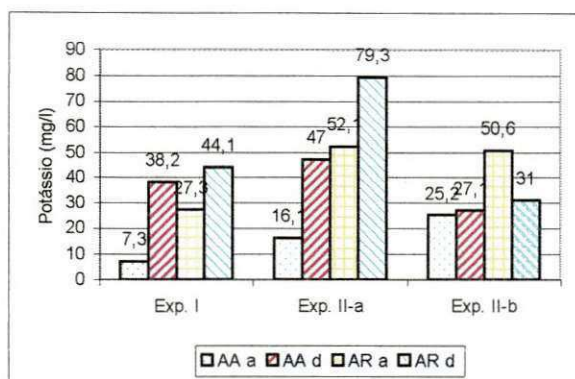


Figura 4.14 – Variação média do potássio nas águas de irrigação e percoladas nos três experimentos

#### 4.1.1.12- Fósforo total e ortofosfato solúvel

As concentrações de fósforo total nas águas de irrigação mostraram que os valores na água poluída foram sempre elevados, chegando a um máximo de 8,4mg/l, enquanto que na água de abastecimento o maior valor foi de 1,4mg/l, ambos no Experimento I. Na água de abastecimento percolada dos três experimentos o teor de fósforo total sempre aumentou com relação à água de irrigação, uma vez que o fósforo presente naturalmente no solo foi lixiviado após a passagem da água de abastecimento.

Para a água poluída percolada houve aumento de fósforo no Experimento I e diminuição nos Experimentos II-a e II-b. No experimento I este aumento foi explicado pelo elevado teor de fósforo contido no solo de Lagoa Seca (Tabela 4.11) e relacionado com o uso de fertilizantes orgânicos. Com isto não pode haver adsorção de fósforo por parte do solo que já se encontrava saturado. O que houve foi a lixiviação do excesso desse elemento.

Nos Experimentos II-a e II-b o valor do fósforo total na água poluída percolada diminuiu, em média, 15% (4 - 3,4mg/l) e 23% (3,1 - 2,4mg/l), respectivamente (Figura 4.15). Neste caso como o solo tinha baixo teor de fósforo assimilável, o fósforo presente na água de irrigação pôde ser removido pelo solo.

## Apresentação e análise dos resultados

O ortofosfato solúvel nas águas de irrigação apresentou comportamento semelhante ao fósforo total. Com valor máximo de 4,8mg/l na água poluída do Experimento I e ausente na água de abastecimento dos três experimentos. Após as águas de irrigação percolarem a coluna de solo as concentrações médias aumentaram no Experimento I em 1200% (0,3 - 3,9mg/l) na água de abastecimento e 19% (3,2 - 3,8mg/l) na água poluída. Nos experimentos II-a e II-b os valores médios do ortofosfato solúvel aumentaram para a água de abastecimento (0,3 - 1,1mg/l e 0,9 - 1,2mg/l, respectivamente) e diminuíram para a água poluída (3,4 - 1,6mg/l e 2,6 - 2mg/l, respectivamente), provavelmente, por causa da utilização desse nutriente por parte da cultura e do solo (Figura 4.16).

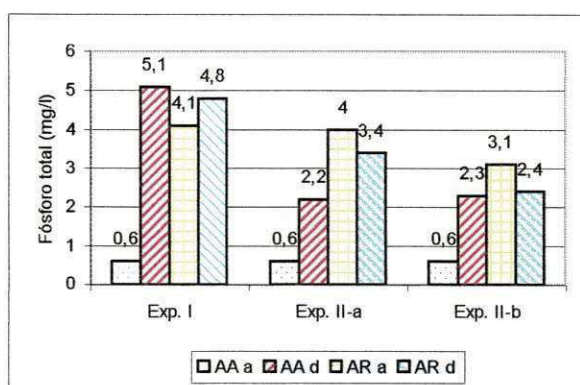


Figura 4.15 – Variação média do fósforo total nas águas de irrigação e percoladas nos três experimentos

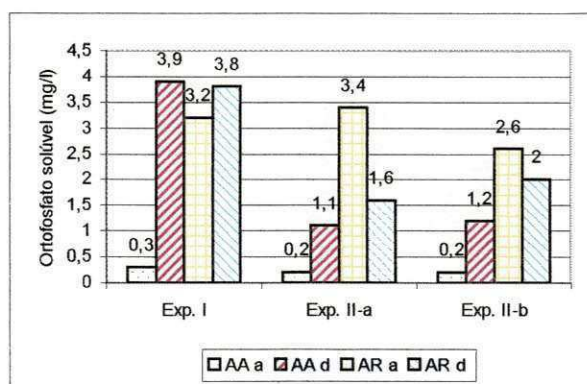


Figura 4.16 – Variação média do ortofosfato solúvel nas águas de irrigação e percoladas nos três experimentos



**4.1.1.13- Nitrogênio amoniacal**

As águas de irrigação utilizadas nesta pesquisa mostraram concentrações bastante variadas nos valores do nitrogênio amoniacal. A água de abastecimento apresentou valor máximo de 0,9mg/l no Experimento II-a (Tabela 4.3) e ausência em algumas amostras dos três experimentos. Após sua passagem pelo solo houve aumento no teor da amônia, chegando a 2,0mg/l no Experimento I (Tabela 4.1), provavelmente, relacionado ao nitrogênio naturalmente presente no solo e que foi carregado juntamente com a água de irrigação. Porém, esses valores estão dentro do limite para um ambiente considerado mesotrófico por Vollenweider (1968), apud Esteves (1988), que é de 0,3 - 2,0 mg/l.

A água poluída usada na irrigação apresentou o maior valor no Experimento I (39,9mg/l) relacionado com os menores índices de precipitação pluviométrica nesta época. Os menores valores foram obtidos no Experimento II-b com um mínimo de 14,2mg/l e estiveram relacionados com o aumento da pluviosidade responsável pela diluição das águas superficiais (Anexo I).

Ao atravessar a camada de solo, a água poluída teve os níveis de amônia muito reduzidos com relação aos valores na água de irrigação. Esta diminuição foi, em média, de 91,2% (31,8 - 2,8mg/l) no Experimento I, 97,3% (29,5 - 0,8mg/l) no Experimento II-a e 98,3% (17,6 - 0,3mg/l) no Experimento II-b (Figura 4.17). Os níveis de amônia da água poluída percolada enquadram-se no limite de ambiente mesotrófico, exceção feita ao Experimento I que apresentou valores de amônia com amplitude entre 1,7 e 3,8mg/l.

Por ser o nitrogênio um elemento essencial aos seres vivos e a amônia sua forma mais facilmente assimilável, a cultura de alface juntamente com o solo absorveram praticamente toda amônia presente na água poluída durante os três experimentos.



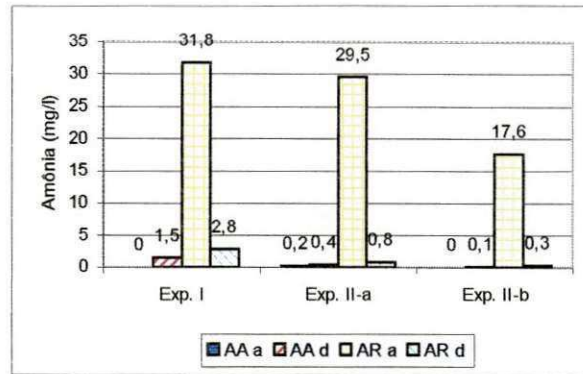


Figura 4.17 – Variação média da amônia nas águas de irrigação e percoladas nos três experimentos

#### 4.1.1.14- RAS e RAS corrigida

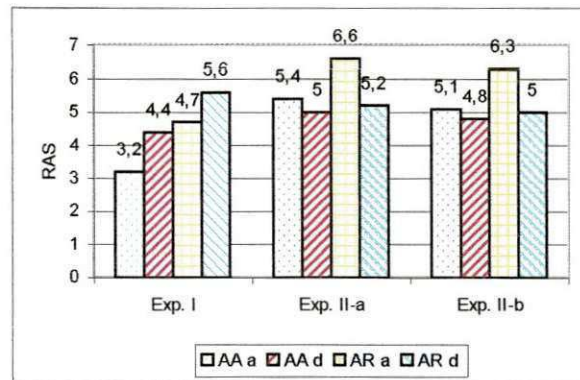
Para o sucesso da irrigação com águas de elevado teor salino é preciso que as concentrações dos sais apresentem-se em proporções equilibradas. Os limites dessas proporções são fixados com base na Relação de Adsorção de Sódio (RAS). Em casos de valores de RAS superiores a 9 ou 10, é necessário verificar e gerenciar as possibilidades de inchamento do solo, caso este seja argiloso. Valores de RAS superiores a 15 são inaceitáveis. Ayres & Westcot (1991) afirmam que valores de RAS em águas de irrigação devem estar na faixa de 3 a 9.

Nos três experimentos da presente pesquisa, mostraram-se fora dessa faixa os valores de RAS das águas de irrigação das três primeiras e das duas últimas coletas do Experimento I (Tabela 4.7). Para os três experimentos o menor valor observado nas águas de irrigação foi de 2,1 (água de abastecimento - Experimento I) e o maior foi de 10 (água poluída - Experimento II-a). Para as águas percoladas o valor de RAS mínimo foi de 2,4 (água poluída - Experimento II-a) e o máximo foi de 6,9 (água poluída - Experimento I). Os valores médios da RAS nas águas de irrigação nos três experimentos mostraram que não houve perigo de “sodização” do solo (Figura 4.18).

A RAS corrigida (RAS<sup>o</sup>), que leva em consideração os efeitos do dióxido de carbono, do bicarbonato e da salinidade sobre o cálcio originalmente presente no solo, apresentou grande variação com valor mínimo de 1,6 na água de abastecimento do Experimento I e valor máximo de 10,2 na água poluída do Experimento II-b. A RAS<sup>o</sup> da

## Apresentação e análise dos resultados

água de abastecimento no Experimento I ficou abaixo de 3 durante todo experimento, porém nas águas percoladas apenas duas amostras ficaram com valor da RAS<sup>o</sup> abaixo de três, uma no Experimento I (2,6 - água de abastecimento) e outra no Experimento II-a (2,8 - água poluída). Para as águas percoladas o valor máximo foi de 10,2 na água poluída do Experimento II-a.



**Figura 4.18** – Variação média da RAS das águas de irrigação e percoladas nos três experimentos

### 4.1.2- Parâmetros microbiológicos

As Tabelas 4.9 e 4.10 mostram os resultados das análises microbiológicas das águas de irrigação e das águas percoladas nos três experimentos.

#### 4.1.2.1- Coliformes fecais

As concentrações de coliformes fecais nas águas de irrigação foram bastante variadas em função do tipo de água. Na água de abastecimento, estiveram sempre ausentes em todas as amostras analisadas. Na água poluída os valores de coliformes fecais variaram entre  $6 \times 10^6$  (Experimento I) e  $2,8 \times 10^3$  UFC/100ml (Experimento II-b). Os valores máximos de coliformes fecais foram obtidos no Experimento I, realizado na época de seca onde a água utilizada na irrigação era proveniente do sistema de drenagem superficial e constituída quase que exclusivamente de despejos de atividades humanas. Com a chegada das chuvas, ocorre um aumento do volume da água no

sistema de macrodrenagem urbana permitindo uma diluição dos despejos e reduzindo a concentração de microorganismos indicadores de contaminação fecal, o que explica os menores valores desse parâmetro no Experimento II-b (Tabela 4.9).

Os valores de coliformes fecais na água de irrigação poluída durante o Experimento II-b foram superiores ao limite de 1000UFC/100ml recomendado pela OMS para irrigação irrestrita (WHO, 1989). Mas os valores encontrados estão de acordo com a realidade agrícola do país. Barros (1997) encontrou valores entre  $1,1 \times 10^3$  e  $7,9 \times 10^4$  UFC/100ml nas águas de irrigação de alface nos municípios de Sapé e Lagoa Seca (PB). Ceballos et al. (1997) encontraram valores entre 2 e  $1,5 \times 10^3$  UFC/100ml em diferentes açudes paraibanos destinados a usos múltiplos, dentre eles a irrigação de hortaliças a serem consumidas cruas. Bonilha (1986), quantificou valores entre  $2,3 \times 10^2$  e  $2,4 \times 10^6$  UFC/100ml em águas de irrigação no estado de São Paulo.

As águas percoladas apresentaram valores variáveis de coliformes fecais. Nos três experimentos, 61% das amostras de água de abastecimento percolada não apresentaram coliformes fecais. Nas demais, o valor obtido não superou o limite de 1000UFC/100ml, exceto no dia 28/04/98 (Experimento II-a) onde o valor de coliformes fecais na água de abastecimento percolada foi de  $6,3 \times 10^3$  UFC/100ml. A água poluída percolada apresentou valor máximo de coliformes fecais de  $1,3 \times 10^4$  UFC/100ml no Experimento II-b. Para as águas percoladas dos três experimentos, em 26% das amostras analisadas a concentração de coliformes fecais foi inferior a 1000UFC/100ml e em 22% das amostras não foi detectada a presença de coliformes fecais (Tabela 4.9).

Os valores médios de coliformes fecais nas águas percoladas mostraram que, em geral, o número de coliformes fecais aumentou com a passagem da água de abastecimento através do solo, pois os microorganismos ali presentes naturalmente foram carregados. Na água poluída, houve decréscimo do número médio de coliformes fecais de até 3 unidades logarítmicas, o que mostra que o solo pode reter os microorganismos presentes na água de irrigação, diminuindo sua concentração (Figura 4.19).



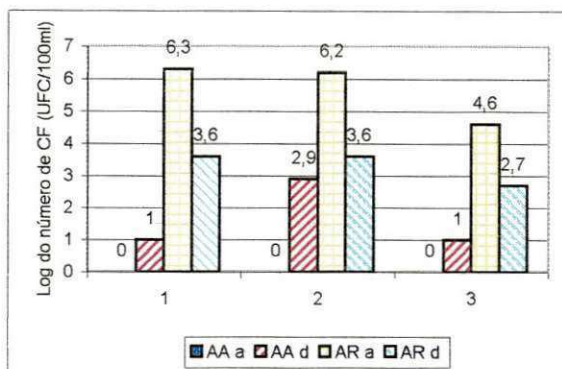


Figura 4.19 – Valores médios dos coliformes fecais nas águas de irrigação e percoladas nos três experimentos

#### 4.1.2.2- Estreptococos fecais

A detecção de estreptococos fecais nas águas de irrigação só foi realizada nos Experimentos II-a e II-b. Da mesma forma que os coliformes fecais, as amostras de água de abastecimento não acusaram a presença de estreptococos fecais (Tabela 4.9).

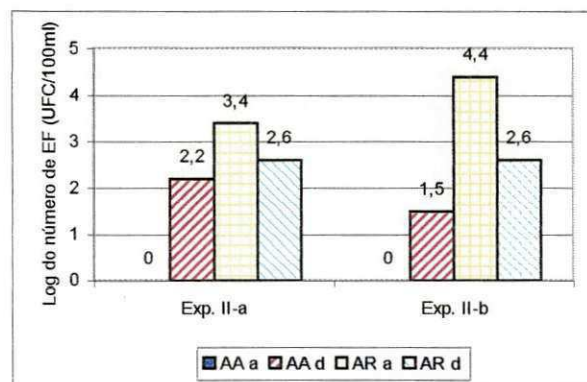
A água de irrigação poluída apresentou valor máximo de estreptococos fecais de  $8,4 \times 10^4$  UFC/100ml (Experimento II-b) e sua ausência foi observada em 22% das amostras analisadas (Tabela 4.9). Os valores mais elevados de coliformes fecais em relação aos estreptococos fecais nessa água podem estar relacionado com a contaminação fecal de origem predominantemente humana. De acordo com Mara (1974) e Feachem et al. (1983), as fezes humanas apresentam 4 vezes menos estreptococos fecais que as fezes de animais.

Os valores máximos de estreptococos fecais foram de  $9,2 \times 10^2$  UFC/100ml para a água de abastecimento percolada e  $1,7 \times 10^3$  UFC/100ml para a água poluída percolada, ambos no Experimento II-a. Os estreptococos fecais estiveram ausentes em 67% das amostras de água de abastecimento percolada e em 47% das amostras de água poluída percolada (Figura 4.20).

As correlações negativas entre os coliformes fecais e o cloreto ( $\alpha=0,05$ ;  $r=-0,5019$ ), os coliformes fecais e a temperatura ( $\alpha=0,05$ ;  $r=-0,3288$ ) e os estreptococos

## Apresentação e análise dos resultados

fecais e a temperatura ( $\alpha=0,05$ ;  $r=-0,4823$ ) na água poluída refletem o efeito bactericida do cloro e da radiação solar, além também da contribuição das chuvas que diluíram esta água. Feachem et al. (1983) mostram que quanto maior a temperatura maior será a taxa de decaimento dos microorganismos. Fujioka et al. (1981) mostram o efeito da luz solar no decaimento bacteriano.



**Figura 4.20** – Valores médios dos estreptococos fecais nas águas de irrigação e percoladas nos três experimentos

## 4.2- Solo

### 4.2.1- Parâmetros físico-químicos

A Tabela 4.11 mostra a caracterização físico-química dos solos de Lagoa Seca e Pocinhos (PB) antes e após irrigação com água de abastecimento e água poluída.

#### 4.2.1.1- Cálcio

Os valores de cálcio foram de  $94,8\text{mgCa}^{+2}/100\text{g}$  no solo de Lagoa Seca e  $69,6\text{mgCa}^{+2}/100\text{g}$  no solo de Pocinhos. Ao final do Experimento I, o solo de Lagoa Seca apresentou aumento de cálcio tanto para as amostras irrigadas com água de abastecimento ( $88,8\text{mgCa}^{+2}/100\text{g}$ ) como para as amostras irrigadas com água poluída ( $102,6\text{mgCa}^{+2}/100\text{g}$ ). No experimento II-a houve um decréscimo de 34,5% na quantidade de cálcio no solo de Pocinhos depois da sua irrigação com água de abastecimento ( $45,6\text{mgCa}^{+2}/100\text{g}$ ), enquanto que no solo irrigado com água poluída o teor de cálcio

aumentou 18% ( $82,4\text{mgCa}^{+2}/100\text{g}$ ). No Experimento II-b observou-se o maior incremento deste íon no solo. Para o solo irrigado com água de abastecimento o aumento foi de 147% ( $172\text{mgCa}^{+2}/100\text{g}$ ) e no solo irrigado com água poluída a concentração de cálcio foi elevada em 189% ( $201\text{mgCa}^{+2}/100\text{g}$ ). Esses aumentos estão relacionados com o acúmulo de cálcio no solo, uma vez que o Experimento II-b deu continuidade ao II-a utilizando o mesmo solo.

De acordo com Dias e Alvarez (1996), os teores mais frequentes de cálcio nos tecidos vegetais variam de 5 a  $30\text{kg/g}$  de matéria seca. A carência deste elemento se manifesta nas partes mais novas da planta impedindo seu desenvolvimento. Então, o solo deve fornecê-lo de forma constante para uma boa nutrição da planta. O efeito do cálcio como nutriente depende do equilíbrio com outros cátions, especialmente potássio, magnésio, zinco, boro, entre outros.

#### 4.2.1.2- Magnésio

Como o magnésio é um dos principais elementos constituintes da molécula da clorofila, sua deficiência altera o metabolismo dos vegetais diminuindo a taxa fotossintética. Nos solos o magnésio se encontra na forma de complexos e soluções como nitratos, carbonatos e bicarbonatos. Carbonatos e bicarbonatos de magnésio são mais solúveis do que os de cálcio (Gaucher, 1971).

Os valores de magnésio nos solos de Lagoa Seca e Pocinhos (PB) foram de  $41,8\text{mgMg}^{+2}/100\text{g}$  e  $18,12\text{mgMg}^{+2}/100\text{g}$ , respectivamente. Após irrigação com água de abastecimento esses valores diminuíram nos Experimentos I e II-a para 31,2 e  $17,4\text{mgMg}^{+2}/100\text{g}$ , respectivamente e aumentaram no Experimento II-b para  $25,32\text{mgMg}^{+2}/100\text{g}$ . A diminuição se deve a utilização do magnésio pela planta para síntese da molécula da clorofila. No Experimento II-b, como foi utilizado o mesmo solo do Experimento II-a, mesmo com a utilização do magnésio pela planta a quantidade remanescente de magnésio no solo ainda foi superior à quantidade inicialmente presente com valores de  $25,32\text{mgMg}/100\text{g}$  no solo irrigado com água de abastecimento e  $19,32\text{mgMg}/100\text{g}$  no solo irrigado com água poluída.

#### **4.2.1.3- Sódio**

Regiões áridas e semi-áridas apresentam elevadas concentrações de sódio no solo e isto pode afetar o desenvolvimento das plantas e a permeabilidade do próprio solo (Daker, 1984). Segundo esse autor, o sódio não é considerado um elemento essencial para todas as plantas e tem se mostrado capaz de substituir o potássio em algumas funções relacionadas com o equilíbrio iônico interno dos vegetais. Em solos argilosos, o sódio pode reduzir a capacidade de percolação da água, por ser o sódio um cátion de grande raio hidratado, o que pode proporcionar a dispersão da argila.

A concentração de sódio no solo de Lagoa Seca foi de  $7,82\text{mgNa}^+/100\text{g}$  e de  $1,38\text{mgNa}^+/100\text{g}$  no solo de Pocinhos. Após irrigação os valores de sódio mantiveram-se praticamente constantes para o solo de Lagoa Seca ( $7,82$  e  $7,59\text{mgNa}^+/100\text{g}$ ). Porém, o solo de Pocinhos-PB apresentou um acréscimo de 400% no teor de sódio após irrigação com água de abastecimento nos Experimentos II-a e II-b ( $6,9\text{mgNa}^+/100\text{g}$ ). Nos solos irrigados com água poluída o aumento foi de 867% no Experimento II-a ( $13,34\text{mgNa}^+/100\text{g}$ ) e de 767% no Experimento II-b ( $11,96\text{mgNa}^+/100\text{g}$ ).

Estes aumentos não interferiram no desenvolvimento da cultura, pois de acordo com Malavolta (1976), o sódio do solo exerce pouco ou nenhum efeito sobre o crescimento da alface.

#### **4.2.1.4- Potássio**

O potássio do solo encontra-se, na sua grande maioria (90-98%), na forma mineral e apresenta-se em três formas distintas: (1) não disponível; (2) lentamente disponível e (3) disponível. O potássio juntamente com o cálcio e o magnésio participa da manutenção do equilíbrio iônico, sua carência causa necrose nas margens e extremidades das folhas (Lopes, 1989).

No solo de Lagoa Seca (PB) o valor do potássio foi de  $17,94\text{mgK}^+/100\text{g}$  e o solo de Pocinhos (PB) apresentou um teor de  $15,6\text{mgK}^+/\text{kg}$ . Ao final do Experimento I, o valor do potássio no solo de Lagoa Seca (PB) diminuiu 15,2% ( $15,6\text{mgK}^+/100\text{g}$ ) no solo

irrigado com água de abastecimento e aumentou 10,9% (19,89mgK<sup>+</sup>/100g) no solo irrigado com água poluída.

Nos Experimentos II-a e II-b, que utilizaram solo de Pocinhos (PB), o valor do potássio após a irrigação sempre diminuiu no experimento II-a, passando para uma concentração de 8,58mgK<sup>+</sup>/100g no solo irrigado com água de abastecimento e 14,43mgK<sup>+</sup>/100g no solo que recebeu água poluída. No experimento II-b o teor de potássio diminuiu 33% (10,53mgK<sup>+</sup>/100g) no solo irrigado com água de abastecimento e aumentou 5% (16,38mgK<sup>+</sup>/100g) no solo que recebeu água poluída.

#### **4.2.1.5- Alumínio**

Não foi detectada a presença de alumínio nos solos de Lagoa Seca e Pocinhos (PB) nem antes nem após as irrigações com água de abastecimento e água poluída.

#### **4.2.1.6- Carbono orgânico**

A percentagem de carbono no solo de Lagoa Seca (PB) foi de 0,43% e no solo de Pocinhos (PB) foi de 0,30%. Como era previsto, após irrigação com água poluída, a percentagem de carbono orgânico nos solos aumentou nos três experimentos, variando entre 0,73% no Experimento I, 0,49% no Experimento II-a e 0,58% no Experimento II-b, devido a presença de matéria orgânica nesta água. Nos solos irrigados com água de abastecimento a percentagem de carbono orgânico aumentou para 0,56% no Experimento I e diminuiu para 0,17% no Experimento II-a e 0,26% no Experimento II-b.

De acordo com Mello et al. (1983), a matéria orgânica presente no solo contém de 52 à 58% de carbono (C) e 5% de nitrogênio (N), ficando a relação C/N entre 10 e 12. Essa relação é afetada pela natureza da matéria orgânica e o seu grau de decomposição, pela natureza do solo e a profundidade a qual se encontra e pelo clima e outras condições ambientais sob os quais se formou. No solo de Lagoa Seca a relação C/N foi de 10,8 e no solo de Pocinhos essa relação foi de 10. Após irrigação com água de abastecimento a relação C/N passou para 11,2; 8,5 e 8,7 nos Experimentos I, II-a e II-b, respectivamente. Após irrigação com água superficial poluída a relação C/N foi de 10,4 no



Experimento I; 9,8 no Experimentos II-a e 11,6 no Experimento II-b. Paz (1998) estudando o uso de compostos orgânicos em solos distróficos encontrou para esses solos valores em torno de 7 para a relação C/N, explicando que esses valores evidenciaram o grau de maturidade/humificação destes solos, além de acentuar sua qualidade de biofertilização.

#### **4.2.1.7- Matéria orgânica**

A matéria orgânica é utilizada no solo como fertilizante desde os tempos mais remotos, através da aplicação de esterco, restos de lã e até resíduos de peixes (Malavolta, 1976). Como fornecedora de nutrientes ao solo, torna-se indispensável e ainda contribui diretamente para o melhoramento das suas propriedades físico-químicas.

De acordo com a Emater-PB (1979), valores acima de 2,5% correspondem a altas concentrações de matéria orgânica, valores de 1,51 à 2,5% correspondem a concentrações médias e abaixo desta faixa de valores classificam-se como solos com baixas concentrações de matéria orgânica.

A percentagem de matéria orgânica nos solos utilizados nesta pesquisa foi de 0,74% para o solo de Lagoa Seca e 0,52% para o solo de Pocinhos. Após irrigação com água de abastecimento esses valores aumentaram nos Experimentos I (0,97%) e II-b (0,58%) e diminuiu no Experimento II-a (0,29%). Após irrigação com água poluída a percentagem de matéria orgânica observada nos solos foi de 1,2; 0,79 e 1% nos Experimentos I, II-a e II-b, respectivamente. Porém, de acordo com a Emater-PB (1979), apesar deste aumento os solos continuaram com baixa concentração de matéria orgânica, mesmo o solo de Lagoa Seca que já havia sido previamente fertilizado não atingiu níveis desejados em termos de matéria orgânica, evidenciando que ainda necessitam de adubação.

#### **4.2.1.8- Nitrogênio**

As concentrações de nitrogênio nos solos de Lagoa Seca e Pocinhos-PB foram de 0,04 e 0,03%, respectivamente.

Da matéria orgânica presente no solo, 5% é correspondente ao nitrogênio. Sendo 98% na forma orgânica e somente 2% na forma mineral. Gargantini et al. (1970), apud Malavolta (1976), consideram como apropriado para o cultivo uma percentagem de 0,125% de nitrogênio no solo. Isto permite considerar que os solos utilizados na pesquisa estão muito aquém do valor considerado ótimo para o cultivo.

Ao final dos experimentos verificou-se que a concentração de nitrogênio nos solos aumentaram ou mantiveram-se praticamente constante nos três experimentos. Os aumentos mais significativos foram observados no solo irrigado com água poluída onde verificou-se aumento de 75% no Experimento I (0,07%) e 67% nos Experimentos II-a e II-b (0,05%). Ainda assim, os solos não atingiram o nível de nitrogênio ideal para o cultivo.

### **4.2.1.9- Fósforo assimilável**

No solo, o fósforo é encontrado na forma de compostos inorgânicos como fosfatos e na forma orgânica ligado à matéria orgânica, como nos fosfolípidos, ácidos nucléicos e fosfatos (Malavolta, 1976). As forma de fósforo mais facilmente absorvidas são as aniônica  $\text{HPO}_4^-$  e  $\text{HPO}_4^{2-}$ .

Dos solos utilizados nesta pesquisa, o solo de Lagoa Seca (PB) apresentou um valor de fósforo muito superior ao de Pocinhos (PB) cujos valores foram de 57,37 e 6,73mg/100g, respectivamente. Nos solos onde foi utilizada água de abastecimento para irrigação o valor do fósforo diminuiu em 15% no Experimento I (49mgP/100g) e aumentou em 7% no Experimento II-a (7,19mgP/100g) e 3,6% no Experimento II-b (6,97mgP/100g). Nos solos irrigados com água poluída a concentração de fósforo no solo aumentou 7% no Experimento I (61,24mgP/100g). Nos experimentos II-a e II-b houve um acentuado aumento no teor de fósforo no solo 533,1 (42,61mgP/100g) e 482,3% (39,19mg/100g), respectivamente.

O solo de Lagoa Seca (PB), por apresentar um alto teor de fósforo, evidenciou uma fertilização prévia e com isso sua capacidade de remoção de fósforo por adsorção já se encontrava saturada, o que explica o insignificante aumento deste elemento no solo irrigado com água superficial poluída, ao contrário do solo de Pocinhos

(PB) que possuía uma baixa concentração de fósforo e conseguiu reter o fósforo da água de irrigação poluída. Isto fez com que a quantidade de fósforo no solo ao final dos Experimentos II-a e II-b fosse elevada e a água percolada tivesse valor de fósforo sempre menor que a de irrigação.

### **4.2.1.10- pH**

Os valores do pH nos solos utilizados nesta pesquisa assim como as águas de irrigação variaram de neutro a levemente alcalino, entre 6,9 (Pocinhos) e 8,3 (Lagoa Seca).

De acordo com a Emater-PB (1979), os solos cultivados da Paraíba apresentam pH entre 6,4 à 7,3 como sendo a faixa de variação mais indicada para solos moderadamente ácidos e entre 7,4 à 8,3 para solos moderadamente alcalinos. Segundo essa referência, o solo de Lagoa Seca é considerado moderadamente alcalino e o solo de Pocinhos moderadamente ácido.

A maioria das plantas cresce naturalmente com pH na faixa de 4 à 8, exceto algumas culturas que tem preferência por pH mais ácido ou mais básico, pois o pH pode estar relacionado com condições biológicas e físico-químicas e a presença de microorganismos no solo (Primavesi, 1992). Neste contexto, os solos utilizados nesta pesquisa tiveram pH's adequados para o cultivo da alface. Após irrigação com água de abastecimento o pH do solo de Lagoa Seca (PB) diminuiu de 8,3 para 8,1 e o solo de Pocinhos (PB) aumentou de 6,9 para 7,4 e 7,8 nos Experimentos II-a e II-b, respectivamente. Após utilização de água superficial poluída para irrigação o pH do solo de Lagoa Seca diminuiu para 8,0 e de Pocinhos aumentou para 7,7 no Experimento II-a e para 8,2 no Experimento II-b.

### **4.2.1.11- Condutividade elétrica**

A condutividade elétrica dos solos mostrou-se inferior à condutividade elétrica das águas de irrigação. O solo de Lagoa Seca apresentou condutividade elétrica de 200 $\mu$ mhos/cm e o solo de Pocinhos de 160 $\mu$ mhos/cm. A condutividade elétrica do solo

de Lagoa Seca diminuiu de 200 $\mu$ mhos/cm para 183 $\mu$ mhos/cm após irrigação com água de abastecimento e para 197 $\mu$ mhos/cm após irrigação com água poluída. Nos experimentos II-a e II-b, que utilizaram solo de Pocinhos, a condutividade elétrica dos solos irrigados com água de abastecimento manteve-se praticamente constante (157 e 153 $\mu$ mhos/cm, respectivamente) e nos solos irrigados com água poluída a condutividade elétrica aumentou para 207 $\mu$ mhos/cm no Experimento II-a. No Experimento II-b o aumento foi mais significativo (197%) passando o solo a ter uma condutividade elétrica de 447 $\mu$ mhos/cm.

### **4.2.2- Parâmetros microbiológicos**

A Tabela 4.12 mostra os resultados dos parâmetros microbiológicos dos solos antes e após a irrigação.

#### **4.2.2.1- Coliformes fecais**

Nos solos de Lagoa Seca e Pocinhos os valores de coliformes fecais foram de  $9 \times 10^3$  e  $2,2 \times 10^4$  NMP/100g, respectivamente.

Após a irrigação com água de abastecimento, as amostras de solo apresentaram concentrações de  $4,3 \times 10^3$ ;  $2,9 \times 10^3$  e  $1,1 \times 10^4$  NMP/100g, nos Experimentos I, II-a e II-b, respectivamente. Nas amostras de solo irrigadas com água poluída, o número de coliformes fecais foi bem mais elevado, por ser essa água uma fonte potencial de contaminação fecal. As concentrações foram de  $3,1 \times 10^4$  NMP/100g no solo de Lagoa Seca (PB) e  $1,4 \times 10^4$  e  $1,3 \times 10^5$  NMP/100g no solo de Pocinhos (PB) nos Experimentos II-a e II-b, respectivamente. Esses aumentos podem estar relacionados com a diminuição na concentração de coliformes fecais na água poluída percolada devido ao poder filtrante do solo.

#### **4.2.2.2- *Escherichia coli***

O solo de Lagoa Seca apresentou *Escherichia coli* na concentração de  $5 \times 10^2$  NMP/100g e de  $1,7 \times 10^3$  NMP/100g no solo de Pocinhos. Após irrigação com água de

## Apresentação e análise dos resultados

abastecimento essas concentrações diminuíram nos Experimentos I e II-a passando a ser de  $2 \times 10^2$  e  $8,3 \times 10^2$  NMP/100g, respectivamente, e aumentou no Experimento II-b para  $6,9 \times 10^3$  NMP/100g. Nos solos irrigados com água poluída essas concentrações aumentaram, chegando a  $1,1 \times 10^3$  NMP/100g no Experimento I,  $6,4 \times 10^3$  NMP/100g no Experimento II-a e  $8,6 \times 10^4$  NMP/100g no Experimento II-b.

Os valores de *Escherichia coli* encontrados nos solos após irrigação com água superficial poluída foram inferiores aos encontrados por Bastos (1992) em Portugal para solos que cultivavam alface e tomate irrigados com água residuária ( $1,1 \times 10^6$  -  $1,4 \times 10^6$  NMP/100g) e aos valores encontrados por Barros (1997) em hortas de alface em Sapé e Lagoa Seca, que variaram entre  $1,7 \times 10^4$  e  $1,4 \times 10^5$  NMP/100g.

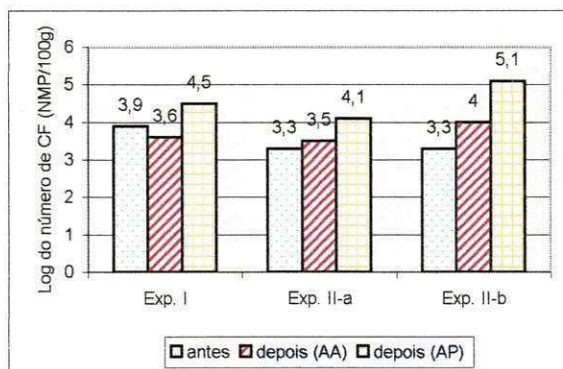


Figura 4.21 – Valores médios do número de coliformes fecais presentes nos solos irrigados com água de abastecimento e água poluída

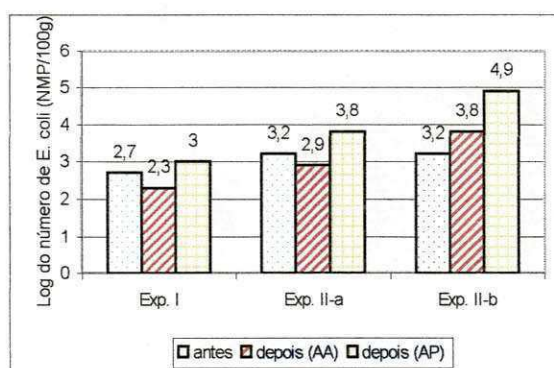


Figura 4.22 – Valores médios do número de *E. coli* nos solos irrigados com água de abastecimento e água poluída

### 4.3- Alface (*Lactuca sativa*, L.)

Os resultados das análises microbiológicas da alface encontram-se na Tabela 4.13.

#### 4.3.1- Coliformes fecais

Os valores de coliformes fecais nas amostras de alface irrigadas com água de abastecimento nos experimentos I, II-a e II-b foram, respectivamente, de  $5 \times 10^2$ ,  $7,7 \times 10^2$  e  $1,4 \times 10^3$  NMP/100g.

As alfaces irrigadas com água poluída tiveram as seguintes concentrações de coliformes fecais ao longo dos três experimentos:  $3,1 \times 10^4$ ;  $1,9 \times 10^3$  e  $1,5 \times 10^3$  NMP/100g, respectivamente. Esses valores foram bem inferiores aos valores obtidos por Barros (1997), em alfaces cultivadas nas hortas dos municípios de Sapé e Lagoa Seca que variaram entre  $1 \times 10^5$  e  $1,6 \times 10^8$  NMP/100g, e por Bonilha (1986), em alfaces cultivadas em São Paulo com coliformes fecais entre  $1,4 \times 10^4$  e  $1 \times 10^7$  NMP/100g.

#### 4.3.2- *Escherichia coli*

Os valores de *Escherichia coli* nas alfaces irrigadas com água de abastecimento foram de  $3,4 \times 10^2$ ;  $2,7 \times 10^2$  e  $4,3 \times 10^2$  NMP/100g nos Experimentos I, II-a e II-b, respectivamente. Para as alfaces irrigadas com água poluída estes valores foram de  $8,7 \times 10^2$ ;  $4,7 \times 10^2$  e  $4,5 \times 10^2$  NMP/100g nos Experimentos I, II-a e II-b, respectivamente.

Os valores encontrados na presente pesquisa foram muito inferiores aos valores de *Escherichia coli* de alfaces adquiridas nas feiras livres da Paraíba ( $4 \times 10^5$  -  $3,72 \times 10^6$  NMP/100g) encontrados por Barros (1997). Provavelmente as culturas nas hortas tem contaminação mais baixa e aumenta durante as fases de transporte, manipulação e estocagem na feira.

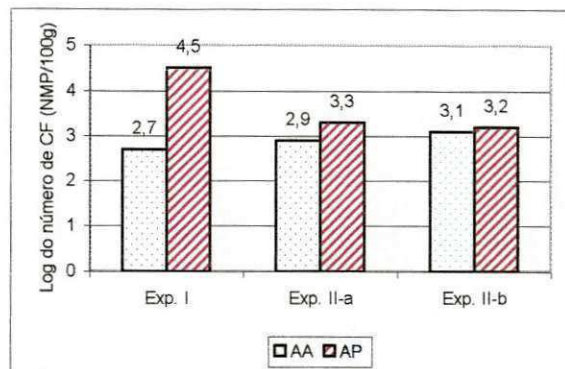


Figura 4.23 – Valores médios do número de coliformes fecais nas alfaces (*Lactuca sativa*, L.) irrigadas com água de abastecimento e água poluída

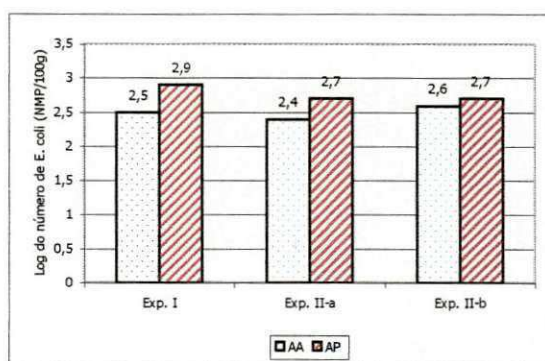


Figura 4.24 – Valores médios do número de *E. coli* nas alfaces (*Lactuca sativa*, L.) irrigadas com água de abastecimento e água poluída

#### 4.4- Metais pesados

A análise de metais pesados nas amostras compostas de água percolada, mostrou que o teor de cádmio ficou acima do limite máximo detectável (LMD) nos Experimentos II-a e II-b com valores de 8,0 e 16,0 $\mu$ g/l, respectivamente. E o teor de mercúrio ficou acima do limite nos três experimentos (Anexo III).

De acordo com a resolução CONAMA (1986), com relação ao cádmio a água percolada do Experimento II-a seria enquadrada na classe 2 e a água do Experimento II-b na classe 3. Para os valores de mercúrio obtidos nos três experimentos, a água percolada seria enquadrada na classe 2.

**4.5 – Produtividade da alface (*Lactuca sativa*, L.)**

A Tabela 4.14 mostra o peso médio e uma estimativa da produtividade das alfaces cultivadas nos três experimentos.

A estimativa da produtividade foi calculada com base numa área de 0,0314m<sup>2</sup> que corresponde à área do cilindro onde as alfaces foram plantadas. Em cada experimento foi obtido o peso total das alfaces nas três repetições de cada tratamento, após o descarte do sistema radicular. A biomassa aérea (folhas) foi utilizada no cálculo da produtividade.

$$\text{Produtividade (kg/m}^2\text{)} = \frac{\text{peso das folhas (g)}}{3 \times 0,0314 \text{ (m}^2\text{)}} \quad \text{Eq. (4.1)}$$

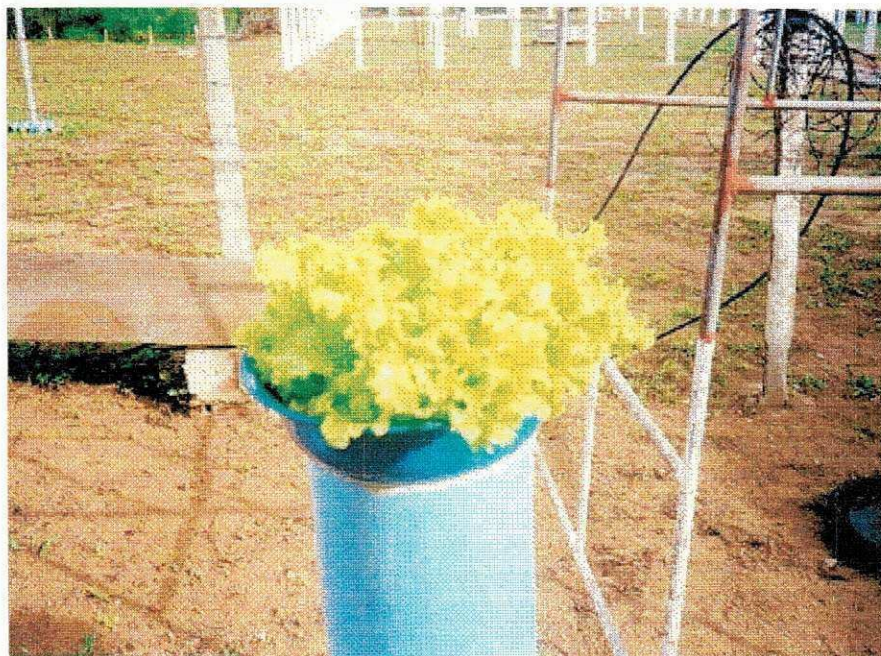
As alfaces cultivadas mostraram produtividades bem distintas e diretamente relacionadas com o tipo de água de irrigação. Nos três experimentos, as alfaces irrigadas com água poluída tiveram produtividade significativamente superior àquelas irrigadas com água de abastecimento.

A diferença percentual verificada na produtividade das alfaces irrigadas com água poluída com relação às irrigadas com água de abastecimento foi de 408% no Experimento I (0,36 e 1,83kg/m<sup>2</sup>); 489% no Experimento II-b (0,38 e 2,24kg/m<sup>2</sup>) e 567% no Experimento II-b (0,24 e 1,6kg/m<sup>2</sup>), evidenciando o poder fertilizante das águas residuárias na agricultura.





**Figura 4.25 – Alfafa irrigada com água de abastecimento (Experimento II-a)**



**Figura 4.26 – Alfafa irrigada com água poluída (Experimento II-a)**

Tabela 4.1 - Valores semanais dos parâmetros físico-químicos da água de abastecimento antes e depois da percolação nas colunas de solo (Experimento I - Lagoa Seca-PB).

Parâmetros	ANTES <sup>(1)</sup>								DEPOIS <sup>(2)</sup>							
	27/01/98	05/02/98	13/02/98	27/02/98	06/03/98	13/03/98	23/03/98	27/03/98	27/01/98	05/02/98	13/02/98	27/02/98	06/03/98	13/03/98	23/03/98	27/03/98
Temp.	33	29	29	33	35	25	26	27	33	33	32	32	33	28	28	30
pH	8,7	8,7	8,7	8	7,8	8,4	8	7,8	6,9	8,1	7,3	7,8	8	7,9	7,8	7,7
CE	890	1120	1098	1250	1220	897	927	953	4310	2940	2590	1987	2123	1585	1952	1447
DBO	1,3	1,5	1,3	1,5	0,9	1,7	0	1,5	2,6	1,6	1,5	2,1	2,4	3,5	1,9	2,6
ST	643	922	657	545	286	1083	768	1016	1864	2252	235	709	1240	2251	1848	1406
STF	486	516	235	407	212	778	208	700	1400	1278	399	393	452	1629	481	1048
STV	148	406	422	138	74	305	560	316	1464	974	58	316	788	622	1376	358
Ca <sup>+2</sup>	30	42,5	20	32,5	57,5	50	37,5	37,5	272,5	120,8	99,2	41,7	75	92,5	105	40,8
Mg <sup>+2</sup>	111	87	78	52,5	31,5	27,6	84	75	61	73	107	82	35	40,8	46,8	90,5
CO <sub>3</sub> <sup>=</sup>	6	12	30	24	24	30	96	30	0	0	28	18	18	0	0	24
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	6,1	30,5	0	12,2	12,2	97,6	24,4	18,3	303	101,7	109,8	54,9	56,9	71,2	42,7	28,5
Cl <sup>-</sup>	78	63,4	56	81,2	59,5	87,5	67,1	88,4	129,5	73	36,6	91,5	185,5	179	199	155,5
Na <sup>+</sup>	112,6	132,8	122,7	123,4	116,4	134,2	121,9	124,8	260,1	361	232,5	241,6	152,3	192,3	241,4	158,4
K <sup>+</sup>	6,5	8,1	7,2	8,2	6,6	7,1	7,8	6,8	47,2	53,4	34	32,5	34,6	34	36,2	34,1
P-total	0,3	0,6	0,5	0,8	0,8	0	0	1,4	3,5	3,6	3,3	3,7	6	5,1	5,8	9,4
P-orto	0,1	0,2	0,3	0,4	0,6	0	0	1	2,9	2,5	2,9	2,3	5,5	2,7	4	8,4
Amônia	0	0	0	0	0	0	0	0	1,8	1,3	0,7	2,5	1,1	1,8	1,7	1,2

(1) água de abastecimento antes da irrigação; (2) água de abastecimento depois de percolar a coluna de solo; T- °C; CE- µmho/cm; DBO- mgO<sub>2</sub>/l; ST- mg/l) STF- mg/l; STV- mg/l; Ca<sup>+2</sup> - mgCa<sup>+2</sup>/l; Mg<sup>+2</sup> - Mg<sup>+2</sup>/l; CO<sub>3</sub><sup>=</sup> - mg/l; HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> - mg/l; Cl<sup>-</sup> - mgCl<sup>-</sup>/l; Na<sup>+</sup> - mgNa<sup>+</sup>/l; K<sup>+</sup> - mgK<sup>+</sup>/l; PT- mg/l; P-orto - mg/l; Amônia- mg/l.

Tabela 4.2 - Valores semanais dos parâmetros físico-químicos da água poluída antes e depois da percolação nas colunas de solo (Experimento I - Lagoa Seca-PB).

Parâmetros	ANTES <sup>(1)</sup>								DEPOIS <sup>(2)</sup>							
	27/01/98	05/02/98	13/02/98	27/02/98	06/03/98	13/03/98	23/03/98	27/03/98	27/01/98	05/02/98	13/02/98	27/02/98	06/03/98	13/03/98	23/03/98	27/03/98
Temp.	33	26	29	33	34	28	28	28	33	33	31	33	31	28	27	29
pH	7,8	7,8	7,8	7,7	7,7	8	7,8	7,4	7,5	8,2	8	8,1	8,3	8,2	8	7,7
CE	1642	2002	1033	2200	2240	1286	1656	1550	4873	3378	2132	3055	3187	2253	2481	1801
DBO	10,3	15,5	12,2	13,1	11,2	9,9	7,7	13,2	2,3	1,5	1,6	2,4	3,2	3,8	1,7	3,1
ST	936	1108	638	995	1130	1568	1005	1082	2196	2502	1048	1256	1513	2135	1921	1538
STF	832	892	415	669	740	474	141	926	1554	1674	630	958	1022	1798	439	1200
STV	104	216	223	326	390	1094	864	156	642	828	418	298	485	337	1482	338
Ca <sup>+2</sup>	57,5	52,5	47,5	52,5	55	85	65	40	296,7	142,3	60	91,3	110,8	85,8	81,7	46,7
Mg <sup>+2</sup>	151,5	169,5	124,5	84	31,5	40,5	78	72	145,3	73,3	113,3	91,5	35,3	48,3	76,8	109
CO <sub>3</sub> <sup>=</sup>	0	0	24	0	0	60	0	24	0	6	36	24	30	12	0	26
HCO <sub>3</sub>	164,7	122	158,6	146,4	146,4	18,3	128,1	97,6	201,7	103,7	305,1	67,1	82,4	95,6	89,5	56,9
Cl <sup>-</sup>	56	159,4	157	157,5	119	179	149,5	161,7	147	116	122	165	147	364	299	311,1
Na <sup>+</sup>	209,9	223,4	216,8	252,6	241,2	248,1	260,1	241,6	351,1	246,2	390,9	312,2	214,4	324,2	321,6	308,4
K <sup>+</sup>	27	25,5	26,3	26,2	28,1	27,4	29,4	28,4	49,5	49,5	37,1	40,2	41	49,2	43,7	42,5
P-total	2,4	3,4	2,5	2,6	4,7	4,2	4,2	8,4	3,3	3,9	3,4	3,1	5,3	5	7	7,7
P-orto	1,6	2,8	2,1	2,1	4,2	4	4,1	4,8	2,5	3,1	2,4	2,4	4,9	2,7	5,4	6,8
Amônia	25	33,5	39,9	27,4	30,5	33,2	32,7	31,8	2,7	1,7	2,5	38	2,9	2,8	3,1	2,9

(1) água de abastecimento antes da irrigação; (2) água de abastecimento depois de percolar a coluna de solo; T- °C; CE- µmho/cm; DBO- mgO<sub>2</sub>/l; ST- mg/l) STF- mg/l; STV- mg/l; Ca<sup>+2</sup> - mgCa<sup>+2</sup>/l; Mg<sup>+2</sup> - Mg<sup>+2</sup>/l; CO<sub>3</sub><sup>=</sup> - mg/l; HCO<sub>3</sub> - mg/l; Cl<sup>-</sup> - mgCl<sup>-</sup>/l; Na<sup>+</sup> - mgNa<sup>+</sup>/l; K<sup>+</sup> - mgK<sup>+</sup>/l; PT- mg/l; P-orto - mg/l; Amônia- mg/l.

Tabela 4.3 - Valores semanais dos parâmetros físico-químicos da água de abastecimento antes e depois da percolação nas colunas de solo (Experimento II-a - Pocinhos-PB).

Parâmetros	ANTES <sup>(1)</sup>								DEPOIS <sup>(2)</sup>							
	28/04/98	07/05/98	14/05/98	21/05/98	28/05/98	05/06/98	12/06/98	18/06/98	28/04/98	07/05/98	14/05/98	21/05/98	28/05/98	05/06/98	12/06/98	18/06/98
Temp.	26	23	23	25	24	22	21	21	28	26	24	25	24	22	20	21
pH	7,8	7,9	8,2	8,1	7,8	8,1	7,8	7,9	7,6	7,6	7,8	7,6	7,7	7,6	7,5	7,6
CE	1047	932	1016	953	1048	1098	1071	957	1623	1220	1277	1065	1133	1164	1343	1114
DBO	1,7	1,4	4,5	-(3)	3,9	3,7	2,1	2,6	6,4	3,5	1,6	-(3)	3,1	4,3	2,8	5,7
ST	614	654	506	950	1036	786	726	-(3)	1055	1003	1743	961	775	3476	1322	-(3)
STF	404	378	372	786	472	696	572	-(3)	697	675	943	835	653	2228	813	-(3)
STV	210	276	134	164	564	90	154	-(3)	358	329	800	126	123	915	508	-(3)
Ca <sup>+2</sup>	37,5	27,5	25	37,5	42,5	40	25	25	118,3	58,3	66,7	51,7	63,3	58,3	75	60
Mg <sup>+2</sup>	54	48	48	39	25,5	40,5	52,5	52,5	68	56	61,5	34,5	26	33	51	42,5
CO <sub>3</sub> <sup>=</sup>	18	36	36	18	12	18	18	24	12	44	46	16	26	22	14	20
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	24,4	24,4	42,7	18,3	18,3	24,4	36,6	0	109,8	38,6	42,7	34,6	48,8	34,6	44,7	26,4
Cl <sup>-</sup>	271,2	288,7	280	271,2	306,2	236,2	201,2	253,7	271,2	303,3	338,3	245	338,3	274,2	259,6	306,2
Na <sup>+</sup>	185,5	199,7	205,7	201,7	195,7	193,6	213,7	197,7	164	199,7	216,3	223	205,1	243	236,1	207
K <sup>+</sup>	17,6	17,6	12,8	17,6	15,2	15,2	17,6	15,2	70,2	58,5	51,8	49,6	41,4	43,6	34,6	26,2
P-total	0,8	0,7	0,6	0,7	1	0,4	0,4	0,4	2,7	2	1,6	2	2	2,2	3,9	1,1
P-orto	0,6	0,2	0,2	0,3	0	0,1	0,2	0,1	1,9	1,1	1,2	0,6	1	1,1	0,1	1
Amônia	0	0,1	0,5	0	0	0,9	0	0	0,2	0,6	1,1	0,1	0,1	0,9	0,1	0

(1) água de abastecimento antes da irrigação; (2) água de abastecimento depois de percolar a coluna de solo; (3) a análise não foi realizada. T- °C; CE- µmho/cm; DBO- mgO<sub>2</sub>/l; ST- mg/l) STF- mg/l; STV- mg/l; Ca<sup>+2</sup> - mgCa<sup>+2</sup>/l; Mg<sup>+2</sup> - Mg<sup>+2</sup>/l; CO<sub>3</sub><sup>=</sup>- mg/l; HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> - mg/l; Cl<sup>-</sup>- mgCl/l; Na<sup>+</sup>- mgNa<sup>+</sup>/l; K<sup>+</sup>- mgK<sup>+</sup>/l; PT- mg/l; P-orto - mg/l; Amônia- mg/l.

Tabela 4.4 - Valores semanais dos parâmetros físico-químicos da água poluída antes e depois da percolação nas colunas de solo (Experimento II-a - Pocinhos-PB).

Parâmetros	ANTES <sup>(1)</sup>								DEPOIS <sup>(2)</sup>							
	28/04/98	07/05/98	14/05/98	21/05/98	28/05/98	05/06/98	12/06/98	18/06/98	28/04/98	07/05/98	14/05/98	21/05/98	28/05/98	05/06/98	12/06/98	18/06/98
Temp.	28	26	25	26	25	24	23	23	29	26	25	26	24	25	21	22
pH	7,5	7,8	7,7	7,8	7,9	7,7	7,9	7,8	7,8	7,9	7,9	7,8	8	8	7,9	7,9
CE	1729	1608	1703	1726	1858	1925	1854	1620	1948	1735	1946	1832	1910	1910	2297	1649
DBO	13,4	11,1	11,1	-(3)	11,8	8,5	8,9	13,1	5,6	2,6	2,9	-(3)	6	6	2,2	2,8
ST	944	958	1140	1448	1258	1246	1506	-(3)	1358	1457	1721	1931	1199	1199	2503	-(3)
STF	700	704	980	1186	642	1064	842	-(3)	922	1026	1263	1248	996	996	1502	-(3)
STV	244	254	160	262	616	182	664	-(3)	436	431	458	683	203	203	1001	-(3)
Ca <sup>+2</sup>	50	57,5	45	62,5	57,5	50	75	57,5	192,5	99,2	113	135,8	125	12,5	150	115,8
Mg <sup>+2</sup>	73,5	60	60	52,5	60	60	67,5	55,5	83,2	80,5	64,5	683	38,5	38,5	57,5	42,5
CO <sub>3</sub> <sup>=</sup>	12	42	42	24	18	12	18	18	27	42	52	24	14	14	12	22
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	103,7	115,9	134,2	115,9	140,3	61	67,1	128,1	183	132,2	130,1	126,1	146,4	146,4	128,1	128,1
Cl <sup>-</sup>	358,7	368,7	332,5	358,8	358,7	323,7	358,7	348	271,2	335,4	385	355,8	376,2	376,2	510,4	3704
Na <sup>+</sup>	349,9	283,4	287,2	443,7	290,9	197,7	262,5	285,3	156,4	229,5	253,5	333,5	277,8	277,8	334	311,4
K <sup>+</sup>	42,9	42,9	45,2	118,8	45,2	36,1	40,6	45,2	73,9	68	68	93	60	60	53,3	35,3
P-total	3,6	4	3,7	1,9	4	5,7	5	3,9	2,5	3	1,8	2,5	2,4	2,4	2,9	1,4
P-orto	3,5	3,5	3,7	1,7	3,6	4	3,5	3,6	1,7	1,6	1,7	0,9	1,8	1,8	1,9	1,7
Amônia	27,1	33	27,3	22,8	28,6	33,4	34,4	29,6	0,1	2,6	1,3	0,4	0,4	0,4	0,1	0

(1) água de abastecimento antes da irrigação; (2) água de abastecimento depois de percolar a coluna de solo; (3) a análise não foi realizada, T- °C; CE- µmho/cm; DBO- mgO<sub>2</sub>/l; ST- mg/l) STF- mg/l; STV- mg/l; Ca<sup>+2</sup>- mgCa<sup>+2</sup>/l; Mg<sup>+2</sup>- Mg<sup>+2</sup>/l; CO<sub>3</sub><sup>=</sup>- mg/l; HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>- mg/l; Cl<sup>-</sup>- mgCl<sup>-</sup>/l; Na<sup>+</sup>- mgNa<sup>+</sup>/l; K<sup>+</sup>- mgK<sup>+</sup>/l; PT- mg/l; P-orto - mg/l; Amônia- mg/l.



Tabela 4.5 - Valores semanais dos parâmetros físico-químicos da água de abastecimento antes e depois da percolação nas colunas de solo (Experimento II-b - Pocinhos-PB).

Parâmetros	ANTES <sup>(1)</sup>								DEPOIS <sup>(2)</sup>							
	10/07/98	17/07/98	24/07/98	31/07/98	07/08/98	14/08/98	21/08/98	28/08/98	10/07/98	17/07/98	24/07/98	31/07/98	07/08/98	14/08/98	21/08/98	28/08/98
Temp.	23	20,5	22	22	21	-(3)	22	21	23	20	23	23	22	-(3)	22	23
pH	7,9	8,1	8,4	8,2	8	-(3)	8	7,6	7,6	7,6	7,7	7,7	7,5	-(3)	7,6	7,4
CE	1122	1143	1070	1158	1203	-(3)	1168	923	1409	1090	1126	1151	943	-(3)	803	797
DBO	0,5	2,8	1,7	2,4	5	-(3)	1,3	1,4	4,5	2,8	2	3,7	2,7	-(3)	3,7	3,3
ST	546	734	842	778	692	-(3)	612	668	993	747	1022	1074	513	-(3)	591	670
STF	353	406	268	174	386	-(3)	504	150	692	440	144	306	222	-(3)	501	190
STV	193	328	574	604	306	-(3)	108	518	301	307	864	768	291	-(3)	90	480
Ca <sup>+2</sup>	42,5	37,5	45	45	50	-(3)	45	45	82,5	54,2	72,5	74,2	55	-(3)	50	71,7
Mg <sup>+2</sup>	34,5	45	43,5	34,5	25,5	-(3)	42	48	33	35	31,5	22	27	-(3)	24	32
CO <sub>3</sub> <sup>=</sup>	12	18	18	24	12	-(3)	24	12	16	24	28	20	16	-(3)	40	12
HCO <sub>3</sub>	30,5	24,4	36,6	30,5	30,5	-(3)	24,4	30,5	30,5	34,6	36,6	38,6	32,5	-(3)	52,9	32,5
Cl <sup>-</sup>	236,2	280	253,8	253,7	280	-(3)	271,2	280	271,3	224,6	259,6	259,6	221,7	-(3)	142,9	201,2
Na <sup>+</sup>	189,6	197,7	191,6	201,7	213,7	-(3)	185,5	207,7	186,8	224,7	181,4	190,9	207,4	-(3)	151,4	179,6
K <sup>+</sup>	31,6	33,9	26,9	26,9	26,9	-(3)	12,8	17,6	34,6	39,2	27,7	30,1	30,1	-(3)	12,8	15,2
P-total	1,2	0	0,1	0,9	0,6	-(3)	1,1	0,4	1,8	1	1,7	1,8	1,6	-(3)	1,9	1,5
P-orto	0,7	0	0	0,1	0,4	-(3)	0,1	0	0,8	0,5	0,5	1	1,3	-(3)	1,4	1,2
Amônia	0	0	0	0	0	-(3)	0	0	0,5	0,2	0	0	0	-(3)	0	0

(1) água de abastecimento antes da irrigação; (2) água de abastecimento depois de percolar a coluna de solo; (3) a análise não foi realizada, T- °C; CE- µmho/cm; DBO- mgO<sub>2</sub>/l; ST- mg/l) STF- mg/l; STV- mg/l; Ca<sup>+2</sup> - mgCa<sup>+2</sup>/l; Mg<sup>+2</sup> - Mg<sup>+2</sup>/l; CO<sub>3</sub><sup>=</sup>- mg/l; HCO<sub>3</sub> - mg/l; Cl<sup>-</sup>- mgCl<sup>-</sup>/l; Na<sup>+</sup>- mgNa<sup>+</sup>/l; K<sup>+</sup>- mgK<sup>+</sup>/l; PT- mg/l; P-orto - mg/l; Amônia- mg/l.

Tabela 4.6 - Valores semanais dos parâmetros físico-químicos da água poluída antes e depois da percolação nas colunas de solo (Experimento II-b - Pocinhos-PB).

Parâmetros	ANTES <sup>(1)</sup>								DEPOIS <sup>(2)</sup>							
	10/07/98	17/07/98	24/07/98	31/07/98	07/08/98	14/08/98	21/08/98	28/08/98	10/07/98	17/07/98	24/07/98	31/07/98	07/08/98	14/08/98	21/08/98	28/08/98
Temp.	24	22	23	23	23	-(3)	22	22	23	21	22	23	22	-(3)	21	25
pH	7,6	7,8	7,8	7,9	7,6	-(3)	7,7	7,7	7,8	7,9	7,8	7,9	7,7	-(3)	7,7	7,8
CE	1679	1866	1796	1878	1222	-(3)	1962	1483	2014	1543	1613	1643	1577	-(3)	1379	1361
DBO	15	12	14	12	13	-(3)	11	16	4,3	4,2	3	2	4,6	-(3)	4,3	2,3
ST	1295	1024	1154	2718	922	-(3)	898	1192	1459	1096	1609	1283	923	-(3)	649	1279
STF	1033	676	578	44	450	-(3)	414	436	1116	723	651	638	475	-(3)	555	296
STV	262	348	576	2674	472	-(3)	484	756	343	373	854	645	332	-(3)	94	983
Ca <sup>+2</sup>	65	52,5	67,5	117,5	47,5	-(3)	35	70	115	88,3	115	115,8	94,2	-(3)	78,3	111,7
Mg <sup>+2</sup>	48	64,5	54	12	48	-(3)	51	69	38,5	54,5	43,5	38	27,5	-(3)	61	51
CO <sub>3</sub> <sup>=</sup>	18	24	18	36	18	-(3)	96	24	14	26	24	20	16	-(3)	68	20
HCO <sub>3</sub>	91,5	115,9	122	109,8	109,8	-(3)	97,6	109,8	71,2	105,7	97,6	103,7	89,5	-(3)	101,7	89,5
Cl <sup>-</sup>	376,2	341,2	323,7	323,8	341,2	-(3)	376,2	343,7	420	236,2	320,8	320,8	221,7	-(3)	218,7	221,7
Na <sup>+</sup>	277,7	251	279,7	281,5	277,8	-(3)	272,1	287,2	243,8	285,2	239,3	248,4	241,4	-(3)	211,5	220,2
K <sup>+</sup>	56,3	56,3	51,9	51,8	51,8	-(3)	40,7	45,2	38,4	43,6	34,6	33,9	35,4	-(3)	15,2	16
P-total	2,7	3,3	3,2	3,3	3,5	-(3)	3,5	3,2	2,6	1,9	2	2,4	2,6	-(3)	2,7	2,4
P-orto	2,4	2,1	1,8	2,8	2,9	-(3)	3,4	3	2,2	1,4	1,2	2,1	2	-(3)	2,6	2,2
Amônia	16	21	22,2	17	14,2	-(3)	16,9	15,9	0,9	0,5	0,6	0,2	0	-(3)	0	0

(1) água de abastecimento antes da irrigação; (2) água de abastecimento depois de percolar a coluna de solo; (3) a análise não foi realizada, T- °C; CE- µmho/cm; DBO- mgO<sub>2</sub>/l; ST- mg/l) STF- mg/l; STV- mg/l; Ca<sup>+2</sup> - mgCa<sup>+2</sup>/l; Mg<sup>+2</sup> - mg<sup>+2</sup>/l; CO<sub>3</sub><sup>=</sup> - mg/l; HCO<sub>3</sub> - mg/l; Cl<sup>-</sup> - mgCl<sup>-</sup>/l; Na<sup>+</sup> - mgNa<sup>+</sup>/l; K<sup>+</sup> - mgK<sup>+</sup>/l; PT- mg/l; P-orto - mg/l; Amônia- mg/l.

Tabela 4.7 - Valores semanais da "RAS" na água de abastecimento e na água poluída antes e após percolar a coluna de solo nos três experimentos

Experi- mento I	ANTES								DEPOIS							
	27/01/98	05/02/98	13/02/98	27/02/98	06/03/98	13/03/98	23/03/98	27/03/98	27/01/98	05/02/98	13/02/98	27/02/98	06/03/98	13/03/98	23/03/98	27/03/98
Água de abasteci- mento	2,1	2,7	2,7	3,1	3,1	3,7	2,5	2,7	3,7	6,4	3,8	5	3,6	4,2	4,9	3,2
Água poluída	3,3	3,4	3,7	5	6,4	5,5	5,1	5,2	5,5	4,2	6,8	5,5	4,5	6,9	6,1	5,6
Experi- mento II-a	ANTES								DEPOIS							
	28/04/98	07/05/98	14/05/98	21/05/98	28/05/98	05/06/98	12/06/98	18/06/98	28/04/98	07/05/98	14/05/98	21/05/98	28/05/98	05/06/98	12/06/98	18/06/98
Água de abasteci- mento	4,6	5,4	5,6	5,5	5,9	5,1	5,6	5,1	3,2	4,6	4,6	5,9	5,5	6,2	5,1	5,1
Água poluída	7,5	6,4	6,6	10	6,4	4,4	5,3	6,4	2,4	4,2	4,7	6,5	5,6	5,6	5,9	6
Experi- mento II-b	ANTES								DEPOIS							
	10/07/98	17/07/98	24/07/98	31/07/98	07/08/98	14/08/98	21/08/98	28/08/98	10/07/98	17/07/98	24/07/98	31/07/98	07/08/98	14/08/98	21/08/98	28/08/98
Água de abasteci- mento	5,2	5,3	4,9	5,4	6,1	-( <sup>1</sup> )	4,8	5,1	4,4	5,9	4,5	5	5,8	-( <sup>1</sup> )	4,4	3,9
Água poluída	6,4	5,6	6,1	6,6	6,7	-( <sup>1</sup> )	6,9	5,8	5	6,2	4,8	5,1	5,6	-( <sup>1</sup> )	4,3	4,3

(1) não houve coleta



Tabela 4.8 - Valores semanais da "RAS CORRIGIDA" na água de abastecimento e na água poluída antes e após percolar a coluna de solo nos três experimentos

Experi- mento I	ANTES								DEPOIS							
	27/01/98	05/02/98	13/02/98	27/02/98	06/03/98	13/03/98	23/03/98	27/03/98	27/01/98	05/02/98	13/02/98	27/02/98	06/03/98	13/03/98	23/03/98	27/03/98
Água de abasteci- mento	1,6	2,3	1,6	2	1,7	2,4	2,1	2,1	5,2	6,5	4	4,5	3,2	4	3,9	2,6
Água poluída	3,4	3,3	3,8	5,1	6,7	3,4	5,1	5,1	3,5	4,2	7,2	5	4,2	7	6,1	5,2
Experi- mento II-a	ANTES								DEPOIS							
	28/04/98	07/05/98	14/05/98	21/05/98	28/05/98	05/06/98	12/06/98	18/06/98	28/04/98	07/05/98	14/05/98	21/05/98	28/05/98	05/06/98	12/06/98	18/06/98
Água de abasteci- mento	3,5	4,2	4,7	4,1	3,5	3,9	4,7	2,7	3,1	3,7	4	4,6	4,6	5	3,6	4,5
Água poluída	7,3	6,3	6,6	10,2	6,7	6,6	5	6,5	2,8	4,4	5,1	6,3	6,3	6,3	7,3	6,9
Experi- mento II-b	ANTES								DEPOIS							
	10/07/98	17/07/98	24/07/98	31/07/98	07/08/98	14/08/98	21/08/98	28/08/98	10/07/98	17/07/98	24/07/98	31/07/98	07/08/98	14/08/98	21/08/98	28/08/98
Água de abasteci- mento	4,1	4,1	4,1	4,4	4,6	-(1)	3,7	4,2	3,6	4,6	3,8	4,2	4,4	-(1)	3,7	3,5
Água poluída	6,2	5,4	6,4	7,1	6,6	-(1)	6,6	5,8	4,8	6	5	5,3	5,6	-(1)	4,4	4,5

(1) não houve coleta

**Tabela 4.9 - Valores semanais dos parâmetros microbiológicos na água de abastecimento antes e após percolar a coluna de solo nos três experimentos (expressos em unidade formadora de colônia por 100ml de amostra - UFC/100ml)**

Experi- mento I	ANTES								DEPOIS							
	27/01/98	05/02/98	13/02/98	27/02/98	06/03/98	13/03/98	23/03/98	27/03/98	27/01/98	05/02/98	13/02/98	27/02/98	06/03/98	13/03/98	23/03/98	27/03/98
Coliformes fecais	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	<10	<10	0	15	0
Estreptoco- cos fecais	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)
Experi- mento II-a	ANTES								DEPOIS							
	28/04/98	07/05/98	14/05/98	21/05/98	28/05/98	05/06/98	12/06/98	18/06/98	28/04/98	07/05/98	14/05/98	21/05/98	28/05/98	05/06/98	12/06/98	18/06/98
Coliformes fecais	0	0	0	0	0	0	0	0	$6,3 \times 10^3$	$3,4 \times 10^2$	0	0	0	0	0	20
Estreptoco- cos fecais	0	0	0	0	0	0	0	0	$9,2 \times 10^2$	0	0	0	0	0	$3 \times 10^2$	0
Experi- mento II-b	ANTES								DEPOIS							
	10/07/98	17/07/98	24/07/98	31/07/98	07/08/98	14/08/98	21/08/98	28/08/98	10/07/98	17/07/98	24/07/98	31/07/98	07/08/98	14/08/98	21/08/98	28/08/98
Coliformes fecais	0	0	0	0	0	_(2)	0	0	0	0	0	<5	<5	_(2)	0	60
Estreptoco- cos fecais	0	0	0	0	0	_(2)	0	0	0	0	0	$1,9 \times 10^2$	40	_(2)	<5	0

(1) a análise não foi realizada; (2) não houve coleta

Tabela 4.10 - Valores semanais dos parâmetros microbiológicos na água poluída antes e após percolar a coluna de solo nos três Experimentos.

Experi- mento I	ANTES								DEPOIS							
	27/01/98	05/02/98	13/02/98	27/02/98	06/03/98	13/03/98	23/03/98	27/03/98	27/01/98	05/02/98	13/02/98	27/02/98	06/03/98	13/03/98	23/03/98	27/03/98
Coliformes fecais (UFC/100ml)	$2,4 \times 10^4$	$2,8 \times 10^3$	$5,9 \times 10^3$	$3,1 \times 10^4$	$4,7 \times 10^4$	$2,5 \times 10^5$	$9,6 \times 10^4$	$5,2 \times 10^4$	0	0	$2 \times 10^2$	$7,7 \times 10^2$	$4 \times 10^2$	$4,8 \times 10^2$	$6,5 \times 10^2$	$1,2 \times 10^3$
Estreptoco- cos fecais (UFC/100ml)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)	_(1)
Experi- mento II-a	ANTES								DEPOIS							
	28/04/98	07/05/98	14/05/98	21/05/98	28/05/98	05/06/98	12/06/98	18/06/98	28/04/98	07/05/98	14/05/98	21/05/98	28/05/98	05/06/98	12/06/98	18/06/98
Coliformes fecais (UFC/100ml)	$1,3 \times 10^6$	$4 \times 10^4$	$3 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$	$2 \times 10^4$	$2,8 \times 10^5$	$6,6 \times 10^5$	$4,6 \times 10^4$	$1,3 \times 10^4$	0	0	$5 \times 10^3$	0	$1,4 \times 10^3$	$1,3 \times 10^4$	$1,5 \times 10^2$
Estreptoco- cos fecais (UFC/100ml)	0	$5 \times 10^3$	0	$7,5 \times 10^3$	0	$2,5 \times 10^3$	$2,6 \times 10^3$	$3,8 \times 10^3$	$1,7 \times 10^3$	0	0	0	0	$9,3 \times 10^2$	$1,7 \times 10^3$	$9 \times 10^2$
Experi- mento II-b	ANTES								DEPOIS							
	10/07/98	17/07/98	24/07/98	31/07/98	07/08/98	14/08/98	21/08/98	28/08/98	10/07/98	17/07/98	24/07/98	31/07/98	07/08/98	14/08/98	21/08/98	28/08/98
Coliformes fecais (UFC/100ml)	$2,5 \times 10^5$	$2,8 \times 10^6$	$4,4 \times 10^5$	$8,2 \times 10^5$	$6 \times 10^6$	_(3)	$4,6 \times 10^5$	$5,2 \times 10^5$	$2 \times 10^3$	$4 \times 10^3$	$6,1 \times 10^3$	$5,4 \times 10^3$	$4,2 \times 10^3$	_(3)	$2,3 \times 10^3$	$6,2 \times 10^3$
Estreptoco- cos fecais (UFC/100ml)	0	0	$1,6 \times 10^3$	$3,1 \times 10^4$	$1,7 \times 10^4$	_(3)	$8,4 \times 10^4$	$4,9 \times 10^4$	0	0	84	$3,1 \times 10^2$	$8,4 \times 10^2$	_(3)	$9,8 \times 10^2$	$8,8 \times 10^2$

(1) a análise não foi realizada; (2) não houve coleta; (3) não houve coleta.

Tabela 4.11 - Resultado das análises físico-químicas dos solos de Lagoa Seca(PB) e Pocinhos (PB) antes e após a irrigação com água de abastecimento e água poluída nos três experimentos

Parâmetros	Experimento I			Experimento II-a			Experimento II-b	
	Antes <sup>(1)</sup>	Depois (AA) <sup>(2)</sup>	Depois (AP) <sup>(3)</sup>	Antes <sup>(1)</sup>	Depois (AA) <sup>(2)</sup>	Depois (AP) <sup>(3)</sup>	Depois (AA) <sup>(2)</sup>	Depois (AP) <sup>(3)</sup>
Cálcio (mg/100g)	94,8	88,8	102,6	6,96	45,6	82,4	172	201
Magnésio (mg/100g)	41,8	31,2	33,6	18,12	17,4	30,92	25,32	19,32
Sódio (mg/100g)	7,82	7,82	7,59	1,38	6,9	13,34	6,9	13,34
Potássio (mg/100g)	17,94	15,21	19,89	15,6	8,58	14,43	10,53	16,38
Alumínio (mg/100g)	0	0	0	0	0	0	0	0
CaCO <sub>3</sub> Qualitativo	Presente	Presente	Presente	Presente	Presente	Presente	Presente	Presente
Carbono orgânico (%)	0,43	0,56	0,73	0,3	0,17	0,49	0,26	0,58
Matéria orgânica (%)	0,74	0,97	1,2	0,52	0,29	0,79	0,58	1
Nitrogênio (%)	0,04	0,05	0,07	0,03	0,02	0,05	0,03	0,05
Fósforo assimilável (mg/100g)	57,37	49	61,24	6,73	7,19	42,61	6,97	39,19
pH	8,3	8,1	8,0	6,9	7,4	7,7	7,8	8,2
CE <sup>(4)</sup> (µmho/cm)	200	183	197	160	157	207	153	447

(1) solo antes da irrigação; (2) solo após irrigação com água de abastecimento; (3) solo após irrigação com água poluída; (4) condutividade elétrica

**Tabela 4.12 - Resultado das análises microbiológicas dos solos de Lagoa Seca (PB) e Pocinhos (PB) antes e após irrigação com água de abastecimento e água poluída nos três experimentos**

Parâmetros	Experimento I			Experimento II-a			Experimento II-b	
	Antes <sup>(1)</sup>	Depois (AA) <sup>(2)</sup>	Depois (AP) <sup>(3)</sup>	Antes <sup>(1)</sup>	Depois (AA) <sup>(2)</sup>	Depois (AP) <sup>(3)</sup>	Depois (AA) <sup>(2)</sup>	Depois (AP) <sup>(3)</sup>
Coliformes fecais (NMP/100g)	9x10 <sup>2</sup>	4,3x10 <sup>3</sup>	3,1x10 <sup>3</sup>	2,2x10 <sup>4</sup>	2,9x10 <sup>3</sup>	1,4x10 <sup>4</sup>	1,1x10 <sup>4</sup>	1,3x10 <sup>5</sup>
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100g)	5x10 <sup>2</sup>	2x10 <sup>2</sup>	1,1x10 <sup>3</sup>	1,7x10 <sup>3</sup>	8,3x10 <sup>2</sup>	6,4x10 <sup>3</sup>	6,9x10 <sup>3</sup>	8,6x10 <sup>4</sup>

(1) solo antes da irrigação; (2) solo após irrigação com água de abastecimento; (3) solo após irrigação com água poluída; (4) número mais provável por 100g de peso úmido

**Tabela 4.13 - Resultado das análises microbiológicas das alfaces (*Lactuca sativa*, L.) irrigadas com água de abastecimento e água poluída nos três experimentos**

Parâmetros	Experimento I		Experimento II-a		Experimento II-b	
	Depois (AA) <sup>(1)</sup>	Depois (AP) <sup>(2)</sup>	Depois (AA) <sup>(1)</sup>	Depois (AP) <sup>(2)</sup>	Depois (AA) <sup>(1)</sup>	Depois (AP) <sup>(2)</sup>
Coliformes fecais (NMP/100g)	5x10 <sup>2</sup>	3,1x10 <sup>4</sup>	7,7x10 <sup>2</sup>	1,9x10 <sup>3</sup>	1,4x10 <sup>3</sup>	1,5x10 <sup>3</sup>
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100g)	3,4x10 <sup>2</sup>	8,7x10 <sup>2</sup>	2,7x10 <sup>2</sup>	4,7x10 <sup>2</sup>	4,3x10 <sup>2</sup>	4,5x10 <sup>2</sup>

(1) após irrigação com água de abastecimento; (2) após irrigação com água poluída; (3) número mais provável por 100g de peso úmido

**Tabela 4.14 - Peso médio da biomassa e estimativa da produtividade das alfaces (*Lactuca sativa*, L.) irrigadas com água de abastecimento e água poluída nos três experimentos**

	Experimento I		Experimento II-a		Experimento II-b	
	Irrigação com água de abastecimento	Irrigação com água poluída	Irrigação com água de abastecimento	Irrigação com água poluída	Irrigação com água de abastecimento	Irrigação com água poluída
Peso das folhas (g)	34,0	172,1	36,0	211,0	22,8	150,3
Peso das raízes (g)	8,2	24,9	11,3	29,0	22,8	33,3
Peso total (g)	42,2	197,0	47,3	240,0	45,6	183,6
Produtividade (kg/m <sup>2</sup> )	0,36	1,83	0,38	2,24	0,24	1,6

Tabela 4.15 - Qualidade físico-química da água de abastecimento utilizada para irrigação ao longo dos três experimentos

Parâmetros	Experimento I								Experimento II-a								Experimento II-b						
	1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	4	5	6	7
Temp.	33	29	29	33	35	25	26	27	26	23	23	25	24	22	21	21	23	20,5	22	22	21	22	21
PH	8,7	8,7	8,7	8	7,8	8,4	8	7,8	7,8	7,9	8,2	8,1	7,8	8,1	7,8	7,9	7,9	8,1	8,4	8,2	8	8	7,6
CE	890	1120	1098	1250	1220	897	927	953	1047	932	1016	953	1048	1098	1071	957	1122	1143	1070	1158	1203	1168	923
DBO	1,3	1,5	1,3	1,5	0,9	1,7	0	1,5	1,7	1,4	4,5	<sup>(3)</sup>	3,9	3,7	2,1	2,6	0,5	2,8	1,7	2,4	5	1,3	1,4
ST	643	922	657	545	286	1083	768	1016	614	654	506	950	1036	786	726	<sup>(3)</sup>	546	734	842	778	692	612	668
STF	486	516	235	407	212	778	208	700	404	378	372	786	472	696	572	<sup>(3)</sup>	353	406	268	174	386	504	150
STV	148	406	422	138	74	305	560	316	210	276	134	164	564	90	154	<sup>(3)</sup>	193	328	574	604	306	108	518
Ca <sup>+2</sup>	30	42,5	20	32,5	57,5	50	37,5	37,5	37,5	27,5	25	37,5	42,5	40	25	25	42,5	37,5	45	45	50	45	45
Mg <sup>+2</sup>	111	87	78	52,5	31,5	27,6	84	75	54	48	48	39	25,5	40,5	52,5	52,5	34,5	45	43,5	34,5	25,5	42	48
CO <sub>3</sub> <sup>=</sup>	6	12	30	24	24	30	96	30	18	36	36	18	12	18	18	24	12	18	18	24	12	24	12
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	6,1	30,5	0	12,2	12,2	97,6	24,4	18,3	24,4	24,4	42,7	18,3	18,3	24,4	36,6	0	30,5	24,4	36,6	30,5	30,5	24,4	30,5
Cl <sup>-</sup>	78	63,4	56	81,2	59,5	87,5	67,1	88,4	271,2	288,7	280	271,2	306,2	236,2	201,2	253,7	236,2	280	253,8	253,7	280	271,2	280
Na <sup>+</sup>	112,6	132,8	122,7	123,4	116,4	134,2	121,9	124,8	185,5	199,7	205,7	201,7	195,7	193,6	213,7	197,7	189,6	197,7	191,6	201,7	213,7	185,5	207,7
K <sup>+</sup>	6,5	8,1	7,2	8,2	6,6	7,1	7,8	6,8	17,6	17,6	12,8	17,6	15,2	15,2	17,6	15,2	31,6	33,9	26,9	26,9	26,9	12,8	17,6
P-total	0,3	0,6	0,5	0,8	0,8	0	0	1,4	2,8	0,7	0,6	1,7	1	0,4	0,4	0,4	1,2	0	0,1	0,9	0,6	1,1	0,4
P-orto	0,1	0,2	0,3	0,4	0,6	0	0	1	1,6	0,2	0,2	0,3	0	0,1	0,2	0,1	2,7	0	0	0,1	0,4	0,1	0
Amônia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,5	0	0	0,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0

(1) água de abastecimento antes da irrigação; (2) água de abastecimento depois de percolar a coluna de solo; (3) a análise não foi realizada; T- °C; CE- µmho/cm; DBO- mgO<sub>2</sub>/l; ST- mg/l) STF- mg/l; STV- mg/l; Ca<sup>+2</sup> - mgCa<sup>+2</sup>/l; Mg<sup>+2</sup> - Mg<sup>+2</sup>/l; CO<sub>3</sub><sup>=</sup> - mgCO<sub>3</sub>/l; HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> - mgHCO<sub>3</sub>/l; Cl<sup>-</sup> - mgCl/l; Na<sup>+</sup> - mgNa<sup>+</sup>/l; K<sup>+</sup> - mgK<sup>+</sup>/l; PT- mgP/l; P-orto - mgP/l; Amônia- mgN/l.

UNP/BIOTEC/CA/PAI

Tabela 4.16 - Qualidade físico-química da água poluída utilizada para irrigação ao longo dos três experimentos

Parâmetros	Experimento I								Experimento II-a								Experimento II-b						
	1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	4	5	6	7
Temp.	33	26	29	33	34	28	28	28	28	26	25	26	25	24	23	23	24	22	23	23	23	22	22
pH	7,8	7,8	7,8	7,7	7,7	8	7,8	7,4	7,5	7,8	7,7	7,8	7,9	7,7	7,9	7,8	7,6	7,8	7,8	7,9	7,6	7,7	7,7
CE	1642	2002	1033	2200	2240	1286	1656	1550	1729	1608	1703	1726	1858	1925	1854	1620	1679	1866	1796	1878	1222	1962	1483
DBO	10,3	15,5	12,2	13,1	11,2	9,9	7,7	13,2	13,4	11,1	11,1	<sup>(3)</sup>	11,8	8,5	8,9	13,1	15	12	14	12	13	11	16
ST	936	1108	638	995	1130	1568	1005	1082	944	958	1140	1448	1258	1246	1506	<sup>(3)</sup>	1295	1024	1154	2718	922	898	1192
STF	832	892	415	669	740	474	141	926	700	958	1140	1448	1258	1246	1506	<sup>(3)</sup>	1033	676	578	44	450	414	436
STV	104	216	223	326	390	1094	864	156	244	254	160	262	616	182	664	<sup>(3)</sup>	262	348	576	2674	472	484	756
Ca <sup>+2</sup>	57,5	52,5	47,5	52,5	55	85	65	40	50	57,5	45	62,5	57,5	50	75	57,5	65	52,5	67,5	117,5	47,5	35	70
Mg <sup>+2</sup>	151,5	169,5	124,5	84	31,5	40,5	78	72	73,5	60	60	52,5	60	60	67,5	55,5	48	64,5	54	12	48	51	69
CO <sub>3</sub> <sup>=</sup>	0	0	24	0	0	60	0	24	12	42	42	24	18	12	18	18	18	24	18	36	18	96	24
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	164,7	122	158,6	146,4	146,4	18,3	128,1	97,6	103,7	115,9	134,2	115,9	140,3	61	67,1	128,1	91,5	115,9	122	109,8	109,8	97,6	109,8
Cl <sup>-</sup>	56	159,4	157	157,5	119	179	149,5	161,7	358,7	368,7	332,5	358,8	358,7	323,7	358,7	348	376,2	341,2	323,7	323,8	341,2	376,2	343,7
Na <sup>+</sup>	209,9	223,4	216,8	252,6	241,2	248,1	260,1	241,6	349,9	283,4	287,2	443,7	290,9	197,7	262,5	285,3	277,7	251	279,7	281,5	277,8	272,1	287,2
K <sup>+</sup>	27	25,5	26,3	26,2	28,1	27,4	29,4	28,4	42,9	42,9	45,2	118,8	45,2	36,1	40,6	45,2	56,3	56,3	51,9	51,8	51,8	40,7	45,2
P-total	2,4	3,4	2,5	2,6	4,7	4,2	4,2	8,4	3,6	4	3,7	1,9	4	5,7	5	3,9	2,7	3,3	3,2	3,3	3,5	3,5	3,2
P-orto	1,6	2,8	2,1	2,1	4,2	4	4,1	4,8	3,5	3,5	3,7	1,7	3,6	4	3,5	3,6	2,4	2,1	1,8	2,8	2,9	3,4	3
Amônia	25	33,5	39,9	27,4	30,5	33,2	32,7	31,8	27,1	33	27,3	22,8	28,6	33,4	34,4	29,6	16	21	22,2	17	14,2	16,9	15,9

(1) água de abastecimento antes da irrigação; (2) água de abastecimento depois de percolar a coluna de solo; (3) a análise não foi realizada; T- °C; CE- µmho/cm; DBO- mgO<sub>2</sub>/l; ST- mg/l; STF- mg/l; STV- mg/l; Ca<sup>+2</sup> - mgCa<sup>+2</sup>/l; Mg<sup>+2</sup> - Mg<sup>+2</sup>/l; CO<sub>3</sub><sup>=</sup> - mgCO<sub>3</sub>/l; HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> - mgHCO<sub>3</sub>/l; Cl<sup>-</sup> - mgCl<sup>-</sup>/l; Na<sup>+</sup> - mgNa<sup>+</sup>/l; K<sup>+</sup> - mgK<sup>+</sup>/l; PT- mgP/l; P-orto - mgP/l; Amônia- mgN/l.

## **Capítulo 5**

# **Discussão dos resultados**



O volume total de água existente no planeta é avaliado em  $11380.10^{15} \text{ m}^3$ , sendo 96,6% deste volume constituído pela água salgada dos oceanos, enquanto a água doce armazenada nas calotas polares, glaciais, subsolo, lagos e rios representa apenas 3,4%. Ainda, 0,013% corresponde ao vapor de água constituinte da atmosfera. A parte da água em circulação no ciclo hidrológico que pode ser utilizada pelo homem em atividades de múltiplos fins constitui os chamados *recursos hídricos*. Embora se admita que o volume total de água existente no planeta se tem mantido constante desde o aparecimento da espécie humana, constata-se que os *recursos hídricos disponíveis* têm diminuído aceleradamente principalmente nas regiões áridas e semi-áridas, tanto no aspecto quantitativo como qualitativo, fruto da explosão demográfica aliada ao crescimento econômico das sociedades modernas, com especial agravamento no decorrer deste século. Assim, toma-se cada vez mais frequente a necessidade de se transformar os *recursos hídricos potenciais* em *recursos hídricos disponíveis* (DGRN, 1988; apud LNEC/LQARS, 1990).

O Nordeste brasileiro é uma região semi-árida afetada por longos períodos de estiagem. A utilização dos recursos hídricos potenciais, ou seja, de mananciais que recebem descargas de despejos domésticos e até mesmo industriais, é uma prática constante na agricultura da região que, na sua maioria, é de subsistência.

Águas de irrigação com características de águas residuárias exercem forte influência no solo podendo melhorar seu poder fertilizante assim como também podem contribuir com sua salinização (Molle & Cadier, 1991). Regiões áridas e semi-áridas com falta de recursos e incentivos financeiros, como é o caso do Nordeste brasileiro, vêem a utilização dos recursos hídricos potenciais como uma alternativa bastante viável. Porém, algum tipo de controle deve ser enfatizado no uso dessa água para irrigação. Do ponto de vista da saúde pública é importante ter-se informações seguras sobre a contaminação fecal das águas de irrigação e dos alimentos produzidos, em especial aqueles que serão consumidos crus com casca ou película (CONAMA, 1986). É importante também avaliar parâmetros referentes ao risco de salinização (como condutividade elétrica e a presença excessiva de íons), de alcalinização (através do controle da RAS), e a presença de elementos tóxicos como cloretos, alumínio e metais pesados.

Entre os parâmetros analisados, a temperatura das águas de irrigação apresentaram os valores mais elevados no Experimento I, com uma diferença de até 10°C entre o maior e o menor valor observado na água de abastecimento e de até 8°C na água poluída. Os menores valores foram obtidos no Experimento II-b, com gradientes de 2°C para ambas as águas de irrigação. Esses experimentos ocorreram, respectivamente, durante as épocas de estiagem e chuva. Essas bruscas diferenças se verificaram mesmo com a constância no horário das coletas (8:00 – 8:30h). Os altos valores de temperatura no Experimento I interferiram em outros parâmetros das águas de irrigação, causando elevação da condutividade elétrica, íons e outros macronutrientes.

O pH das águas de irrigação mostrou-se dentro da faixa recomendada para irrigação (6,8 - 8,4), com tendência a moderadamente básico. A pouca variação nos valores do pH pode estar relacionada com a presença de carbonato e bicarbonato nas águas de irrigação e no solo, que teriam exercido um efeito tampão (Sawyer et al., 1991). Os resultados obtidos coincidem com os de vários pesquisadores. Em diversos açudes da Paraíba, Ceballos et al, (1997), Diniz (1994) e Araújo (1992) encontraram valores de pH entre 7,5 e 8,8 sendo os mais elevados na época seca e com forte influência da geologia da região.

Molle & Cadier (1991) afirmam que a concentração de sais de uma água é perceptível ao paladar quando a condutividade elétrica atinge valores entre 800 e 1000µmhos/cm. A condutividade elétrica das águas de irrigação foi alta nos três experimentos. Apenas 34,8% das amostras de água de abastecimento utilizada para irrigação estiveram dentro deste limite, porém essa é uma característica dos açudes regionais associada à geologia local. Na água de irrigação poluída, nenhuma das amostras mostrou-se dentro dessa faixa, sendo esta água responsável pelos maiores valores de condutividade elétrica. Segundo Silva (1982) os esgotos brutos apresentam condutividade elétrica alta (1394 – 1831µmhos/cm), devido às elevadas concentrações de sais provenientes de fezes, urina e produtos de limpeza. A julgar pelos valores de condutividade elétrica nessa água, pode-se dizer que o aporte de esgotos no riacho do Campus é intenso e constante. De acordo com a classificação da EPA – Austrália (apud Paganini, 1997), as águas de irrigação apresentaram salinidade alta (780 –

2340µmhos/cm) e não podem ser utilizadas para irrigação em áreas com problema de drenagem, sendo necessário aplicar maior rigor na escolha do vegetal a ser cultivado.

Uma vez que os solos utilizados nesta pesquisa foram considerados com baixa concentração de matéria orgânica (Emater-PB, 1979), a matéria orgânica presente na água poluída foi intensamente retida pelos solos, servindo como fertilizante. Isso está refletido no comportamento da  $DBO_5$ , que diminuiu consideravelmente após a passagem da água pela coluna de solo. De acordo com Mello et al. (1983), a matéria orgânica adicionada ao solo é constituída de resíduos vegetais e animais tais como: carboidratos, ligninas, taninos, glucosídeos, ácidos, sais, ésteres orgânicos, gorduras, óleos, ceras, compostos correlatos, resinas, compostos nitrogenados, constituintes minerais, entre outros, e, dessa forma, ela exerce múltiplos efeitos sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, alterando-lhe, para melhor, o nível de fertilidade e produtividade. Esse mesmo autor ressalta ainda que, da decomposição da matéria orgânica, resultam vários ácidos minerais e orgânicos ( $H_2SO_4^{\ominus}$ ,  $HNO_3$ ,  $H_2CO_3$ ,  $R-COOH$ , etc.) que são agentes de solubilização de minerais do solo, pondo à disposição das plantas nutrientes que antes estavam em forma insolúvel. A matéria orgânica pode afetar a disponibilidade de nutrientes quando a atividade microbológica se intensifica. Nesses casos diminui o teor de oxigênio do solo e elementos como Fe e Mn, que em solos bem arejados ocorrem nas formas oxidadas ( $Fe^{3+}$  e  $Mn^{3+}$ ) não aproveitáveis pelas plantas, poderão ser reduzidos a  $Fe^{2+}$  e  $Mn^{2+}$  que são absorvíveis. Outro processo pelo qual a matéria orgânica pode assegurar a disponibilidade de nutrientes no solo é pela formação de complexos com ele. Isso ocorre mais frequentemente com o ferro, o fósforo e o boro. Os valores da  $DBO_5^{20}$  da água de abastecimento foram considerados baixos e, mesmo com a escassez de material orgânico nos solos, a água lixiviou, na sua passagem, alguma parcela desse material, fazendo com que a  $DBO_5^{20}$  da água percolada fosse mais elevada.

Com relação aos sólidos totais, fixos e voláteis presentes nas águas de irrigação, o fato da fração inorgânica ser superior à orgânica comprova que os teores de sais presentes são elevados, o que também se relaciona com os altos valores da condutividade elétrica. Segundo Ayres & Westcot (1991), águas de irrigação com muitos sais podem formar precipitados brancos nas folhas dos vegetais o que é, no mínimo,

duplamente prejudicial: do ponto de vista estético diminui o valor comercial dos produtos e do ponto de vista técnico pode causar entupimento nos equipamentos de irrigação.

Os valores de cálcio das águas usadas na irrigação estão dentro do limite considerado normal para irrigação segundo Ayres & Westcot (1991), com valores entre 0 e 400mg/l. A variação desse parâmetro esteve relacionada com a sucessão seca/chuva, com os maiores valores obtidos na época chuvosa. Segundo Mello et al. (1983), o cálcio é absorvido pelas plantas na forma iônica  $Ca^{2+}$ . Em geral, nos solos pouco ácidos, neutros ou pouco alcalinos, o cálcio é o cátion trocável mais abundante. A maioria dos solos possui um teor de cálcio disponível satisfatório para atender às exigências de plantas não leguminosas, embora muitas vezes insuficiente para as leguminosas, que exigem mais desse elemento (em média quatro vezes mais cálcio que uma cultura não leguminosa). O tipo de solo também influenciou na quantidade de cálcio na água percolada. Os solos regolíticos de Pocinhos têm menores concentrações de sais em relação aos solos brunos litolíticos de Lagoa Seca (Governo do estado da Paraíba, 1985).

O íon magnésio apresentou pouca variação nas águas de irrigação e teve seu teor reduzido nos três experimentos, na passagem da época seca para a chuvosa. Muitos são os fatores que contribuem com a mobilização e subsequente redução do magnésio aplicado ao solo. Um deles é a adição imediata no solo de matéria orgânica decomponível que facilita a redução de óxidos de magnésio insolúveis e cátions bivalentes mais móveis. Outro fator são os ligantes orgânicos que podem formar complexos solúveis móveis com magnésio bivalente, e ainda, outros cátions presente nas águas superficiais tenderão a repor o magnésio trocável. Estes três fatores irão facilitar a remoção do magnésio no perfil do solo, para que este seja suficiente à cultura (Paganini, 1997). A utilização deste íon pelos vegetais fez com que sua concentração nas águas percoladas fosse menor que nas águas de irrigação. No sistema solo-planta, apesar das variações de cultura para cultura, pode-se afirmar que a remoção do cálcio é maior do que a do magnésio (Daker, 1984).

Os íons carbonato e bicarbonato também estiveram presentes nas águas de irrigação, sendo a água poluída responsável pelos valores mais elevados. De acordo com Paganini (1997), a presença desses íons pode precipitar o cálcio e, com isso,

aumentar o efeito do sódio na solução do solo, reduzindo assim sua permeabilidade, principalmente em solos argilosos.

O sódio das águas de irrigação apresentou concentrações elevadas. Segundo LNEC/LQARS (1991), altas concentrações de sódio que não são acompanhadas de concentrações comparativamente elevadas de cálcio e magnésio podem provocar seu inchamento e conseqüente impermeabilização. Os efeitos potenciais do sódio são ligeiramente maiores quando, na água de irrigação ou na solução do solo, a proporção Ca/Mg é menor que a unidade. Isto quer dizer que quanto mais baixa for essa proporção maior será o perigo da RAS. Quando a relação Ca/Mg é menor que um, a extração de cálcio da solução do solo e sua posterior translocação é menor por causa do alto teor do magnésio podendo manifestar deficiência de cálcio, mesmo em concentrações que não seriam deficientes. Resultados parciais de pesquisas indicam que o valor da proporção entre o cálcio e os cátions totais também pode ser decisivo. Assim, tem-se observado que esta proporção deve ser entre 0,10 e 0,15, ou maior, para lograr ótimo desenvolvimento radicular nas plantas (Ayres & Westcot, 1991). Nas águas de irrigação utilizadas nesta pesquisa, observou-se que a relação Ca/Mg foi menor que um nos Experimentos I e II-a. Apenas no Experimento II-b o valor foi maior que um. Contudo, houve uma certa compensação por parte dos solos, já que em todos eles a relação Ca/Mg foi maior que um, e a proporção Ca/outros cátions foi sempre maior que 0,10 tanto nas águas de irrigação quanto nos solos. Daí as águas percoladas apresentarem a proporção Ca/Mg também maior que um.

Dos valores da RAS obtidos nos três experimentos, aqueles que se mostraram fora da faixa aceitável (3 – 9) foram os referentes às três primeiras coletas do Experimento I. Com uma variação de 3,2 na água de abastecimento no Experimento I à 6,6 na água poluída no Experimento II-a. Os valores médios da RAS nas águas de irrigação nos três experimentos mostraram que não houve perigo de "sodização" do solo.

Com relação ao potássio, o teor presente nas águas de irrigação mostrou-se adequado para irrigação. De acordo com Miranda (1995), não é possível afirmar que o potássio adicionado ao solo pelas águas está completamente disponível para as plantas pois é conhecido o fato de que, quando no solo, o potássio pode tomar diferentes formas (fixado, trocável, solúvel ou constituinte de matéria orgânica). Pela adição das águas de

irrigação ao solo, pode-se observar que, tanto nas parcelas que receberam água de abastecimento quanto nas que receberam água poluída, houve lixiviação de potássio em quantidades significativas. Isto deve-se, provavelmente, a baixa capacidade de troca de cátions do solo que favoreceu o processo de lixiviação.

Os cloretos apresentaram valores elevados, principalmente nos Experimentos II-a e II-b, os quais situaram-se dentro da faixa considerada tóxica para irrigação (142 - 355mg/l), segundo Molle & Cadier, 1991. Os valores de cloretos encontrados na água poluída assemelharam-se ao valor médio encontrado por Silva (1982) nos esgotos de Campina Grande-PB (344mg/l). A água de abastecimento, apesar de ter passado por um processo de volatilização do cloro antes da irrigação, ainda apresentou valores elevados deste íon. Porém, comparando os valores obtidos com o padrão de potabilidade do CONAMA (1986) que é de 250 mgCl<sup>-</sup>/l, a água de abastecimento utilizada na irrigação pode ser considerada sem restrição ao uso para irrigação.

Quanto aos macronutrientes, a água de abastecimento apresentou valores baixos de fósforo total, ortofosfato solúvel e amônia evidenciando a necessidade da utilização de fertilizantes e insumos para uma melhor produtividade das culturas quando a irrigação for realizada com este tipo de água.

O fósforo total e o ortofosfato solúvel presente na água poluída classificam essa água, segundo Vollenweider (1968), como politrófica e hipereutrófica, e sua utilização na irrigação fornece esses nutrientes ao solo e a cultura e melhora sensivelmente a produção. Contudo, deve haver rigor na aplicação de águas com elevado teor de fósforo, uma vez que o excesso desse macronutriente faz com que o poder de adsorção do solo fique saturado e as condições para sua remoção fiquem limitadas. Isto foi o que aconteceu no Experimento I: como o solo de Lagoa Seca já havia sido previamente fertilizado (estrume), ao se irrigar com a água poluída o solo não foi capaz de reter o fósforo presente nessa água, fazendo com que o teor desse elemento na água percolada fosse superior ao teor da água de irrigação.

A amônia presente na água poluída também apresentou valores elevados, porém benéficos à cultura, uma vez que o nível de nitrogênio presente nos solos não

alcançava o limite ideal para o cultivo. A julgar pela eficiente remoção da amônia presente na água poluída, pode-se supor que, ao ser incorporada ao solo, uma parcela deve ter sido utilizada pela planta, já que o nitrogênio é um elemento essencial ao desenvolvimento dos seres vivos e a amônia é a sua forma mais facilmente assimilável, e a outra, deve ter passado pelos processos de nitrificação e desnitrificação. Segundo WPCF (1983) apud Lima(1996), a desnitrificação é um importante mecanismo na remoção de nitrogênio no solo, e os solos, por sua vez, contêm abundância de bactérias desnitrificantes.

O solo de Lagoa Seca mostrou uma concentração de cátions maior que o de Pocinhos. A utilização da água poluída na irrigação levou ao aumento da concentração de alguns desses cátions em ambos os solos, o que pode beneficiar a cultura ou levar a solos com drenagem deficiente o risco da salinização. A presença de sais no solo faz com que a água armazenada seja mais fortemente retida pelo efeito de osmose, o que obriga a planta a utilizar uma elevada quantidade da energia disponível para ajustar a concentração de sais no interior de seus tecidos a fim de obter água suficiente, resultando, então, em menos energia disponível para o crescimento da planta. Esta salinidade pode chegar a reduzir os rendimentos e a produtividade das culturas quando alcançam concentrações prejudiciais para as plantas. O problema é ainda mais grave sob condições de clima quente e seco, onde a disponibilidade de água é ainda mais dificultada (Paganini, 1997). No caso específico desta pesquisa, onde os solos receberam uma quantidade proporcional de areia para se conseguir uma boa drenagem, isto não aconteceu e pode ser comprovado com os valores da condutividade elétrica do extrato de saturação do solo que foram marcadamente inferiores à das águas de irrigação. Em casos onde há salinização do solo, a condutividade elétrica do extrato de saturação do solo é de, normalmente, duas a dez vezes superior a da água de irrigação (Ayres e Westcot, 1991).

Os teores de nitrogênio, carbono e matéria orgânica presentes nos solos de Lagoa Seca e Pocinhos mostraram-se abaixo dos níveis considerados ideais para o cultivo, evidenciando a necessidade de fertilização desses solos. A utilização da água poluída, com elevados teores de matéria orgânica e macronutrientes, na irrigação elevou consideravelmente a produtividade da cultura mas não foi suficiente para fazer com que o nitrogênio, o carbono e a matéria orgânica chegassem a níveis ótimos para o cultivo.

Quanto ao estudo das bactérias indicadoras de contaminação fecal, as águas de irrigação mostraram valores opostos. Na água de abastecimento não foi detectada a presença de organismos indicadores de contaminação fecal em nenhum dos experimentos, mostrando-se ideal para irrigação, do ponto de vista sanitário. A água poluída apresentou valores de coliformes fecais acima dos padrões recomendados pela OMS (1989) e pelo CONAMA (1986), principalmente no Experimento I que ocorreu durante a estiagem. Apesar de não existirem padrões para estreptococos fecais em águas de irrigação, assume-se que pelos valores obtidos nos Experimentos II-a e II-b os estreptococos fecais também apresentaram valores elevados, porém menores que os coliformes fecais. A APHA (1995) recomenda um valor máximo para estreptococos fecais de 33UFC/100ml para águas recreacionais de contato primário.

Os valores de coliformes fecais e *Escherichia coli* obtidos nas alfaces irrigadas com água de abastecimento mostraram-se satisfatórios para o consumo. Para as alfaces irrigadas com água poluída, coliformes fecais e *Escherichia coli* mostraram-se sempre inferiores aos valores obtidos por outros pesquisadores. Essa redução pode ser atribuída, entre outros fatores, a ação bactericida da luz solar, uma vez que o local onde realizaram-se os experimentos ficava exposto ao sol durante a maior parte do dia. Apenas no Experimento I, o valor médio de coliformes fecais foi superior ao padrão da Secretaria de Vigilância Sanitária que é de  $2 \times 10^2$  coliformes fecais/g.

A situação retratada nesta pesquisa está dentro da realidade nordestina, onde a escassez de mananciais ocasionada por longos períodos de estiagem faz com que os agricultores utilizem a água de mais fácil acesso sem se importar com critérios de qualidade. A proposta da transformação dos recursos hídricos potenciais em recursos hídricos disponíveis não recai na irresponsabilidade de se utilizar toda e qualquer fonte de água na irrigação. Recai, porém, na utilização racional de águas com potencial para reutilização, com notável teor fertilizante e qualidade compatível com determinadas utilizações. A utilização dessas águas na agricultura deve visar de maneira técnica seu impacto sobre os trabalhadores do campo, o solo, a cultura e, finalmente, o consumidor.



**Capítulo 6**  
**Conclusões**

A partir dos resultados obtidos nesta pesquisa, é permitido concluir que:

- 1- Com relação à salinidade, a água de abastecimento esteve sempre dentro dos padrões para águas de irrigação. A água superficial poluída utilizada para irrigação mostrou-se acima dos padrões estabelecidos para magnésio, sódio e cloreto. Entretanto, a classificação quanto à restrição de uso foi nenhuma para parâmetros como cálcio, potássio e condutividade elétrica. Quanto a RAS dessa água, pode-se constatar que a única restrição foi relacionada com a época seca.
- 2- Os macronutrientes estiveram presentes na água poluída em concentrações elevadas, principalmente no período de estiagem e isto favoreceu a fertilização dos solos e, conseqüentemente, a produtividade da cultura. As concentrações dos nutrientes na água poluída percolada foram bastante reduzidas, portanto não oferecendo risco de eutrofização ao lençol freático, com uma única exceção feita a concentração de fósforo total e ortofosfato solúvel na água poluída percolada do Experimento I que apresentou os valores mais elevados desses parâmetros.
- 3- A água de abastecimento mostrou-se excelente do ponto de vista sanitário por não ter sido detectada a presença de nenhum microorganismo indicador da presença de patógenos em nenhuma amostra analisada. Independente da época do ano, os valores de coliformes fecais na água poluída estiveram sempre acima do padrão recomendado pela OMS para irrigação irrestrita de vegetais a serem consumidos crus (1000UFC/100ml). Nas amostras de água percolada observou-se que o solo atuou como um filtro retendo boa parte dos microorganismos presentes na água poluída.
- 4- As características químicas dos solos de Lagoa Seca e Pocinhos (PB) foram influenciadas pelas águas utilizadas na irrigação da cultura, principalmente nos solos irrigados com água poluída. No que se refere à salinidade, a maior alteração se deu com o sódio, que teve o seu teor bruscamente elevado no solo de Pocinhos ao final dos Experimentos II-a e II-b. Ambos os solos foram classificados como solos com baixa concentração de matéria orgânica de acordo com a Emater-PB (1979), e mesmo com a utilização da água superficial poluída com notável poder fertilizante essa situação não se reverteu. Quanto aos nutrientes, apenas o solo de Lagoa Seca mostrou-se com concentração elevada de fósforo assimilável, mas isso por já ter

## Conclusões

recebido fertilizante orgânico previamente. O teor de nitrogênio em ambos os solos foi muito baixo e a água poluída não conseguiu fazer com que os solos atingissem o nível de nitrogênio ideal para o cultivo.

- 5- Nos solos, os valores dos coliformes fecais foram influenciados pelo tipo de água utilizada na irrigação. Nos solos irrigados com água poluída a presença de microorganismos indicadores de contaminação fecal foi bem mais acentuada.
- 6- Quanto à presença de coliformes fecais, as alfaces irrigadas com água de abastecimento apresentaram valores abaixo do sugerido como padrão pela Secretaria de Vigilância Sanitária: 200UFC/100g (SVS, 1997) e as alfaces irrigadas com água poluída tiveram valores acima desse limite. Quanto à presença de *Escherichia coli*, as alfaces irrigadas com água poluída tiveram concentrações inferiores aos valores obtidos em alfaces comercializadas em feiras livres da Paraíba.
- 7- Ficou comprovado que o reuso indireto de esgotos no cultivo de culturas a serem consumidas cruas requer uma devida caracterização do ponto de vista da qualidade físico-química e microbiológica da água a ser reutilizada na irrigação, das condições e da qualidade do solo, visando o seu melhoramento e adaptação para melhores condições de infiltração e drenagem, e da seleção da cultura a ser irrigada. Com isto tal prática torna-se bastante viável no que se refere ao reaproveitamento dos recursos hídricos potenciais e à fertilização do solo, com melhoria significativa na produtividade da cultura.
- 8- Quanto às restrições sanitárias devido à contaminação fecal das águas superficiais poluídas, uma melhor fiscalização sanitária nos mercados e feiras livres e o hábito da desinfecção caseira já seriam grandes responsáveis pela diminuição dos riscos aos consumidores.

## **Capítulo 7**

# **Recomendações**

Para trabalhos posteriores são sugeridas as seguintes recomendações:

- 1- A utilização de esgoto bruto na irrigação para comparação de resultados e verificação do nível de tratamento através da disposição no solo.
- 2- No caso da utilização de artifícios para melhorar as condições do solo, experimentar também o solo sem nenhuma modificação e observar qual viabilidade da utilização deste solo.
- 3- Experimentar diferentes culturas.
- 4- Realizar o experimento em casa de vegetação para não sofrer influências pluviométricas.
- 5- Experimentar o uso de águas residuárias tratadas em diferentes sistemas de tratamento para comparação de resultados.
- 6- Experimentar a utilização de águas residuárias na agricultura em escala real, através do método de irrigação por sulcos, superfície ou localizada.

## Referências Bibliográficas

- APHA-AWWA-WPCF (1995). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association 19<sup>a</sup> Edition, Washington D. C.
- ARAÚJO, A. M. (1992). **Uso de Indicadores Microbiológicos na Avaliação do Grau de Poluição em Águas Superficiais**. [Dissertação do Curso de Mestrado em Engenharia Civil - UFPB - Campus II]. 183p.
- AYRES, R. M. (1992). **Removal of Nematodes Eggs in Waste Stabilization Ponds and Consequent Potential Health Risks from Effluent Reuse**. Leeds, England. 238p [PhD – Thesis – University of Leeds – Departament of Civil engeneering].
- AYRES, R. S. & WESTCOT, D. W. (1991). **A Qualidade da Água na Agricultura**. Tradução: H. R. Gheyi e J. F. de Medeiros. Campina Grande, PB. UFPB/PRAI/CCT. 218p (Tradução de: Water Quality for Agriculture. FAO, Rome, 1985). 218p.
- AZEVEDO NETTO, J. M. & ALVAREZ, G. A. (1982). **Manual de Hidráulica**. Editora Edgard Blücher Ltda. 7<sup>o</sup> Ed. São Paulo, SP.
- BARROS, A. J. M. (1997). **Caracterização Físico-Química e Sanitária das Águas Superficiais Usadas na Irrigação de Hortaliças (Alfaces - *Lactuca sativa L.*) e dos Solos Irrigados nos Municípios de Sapé e Lagoa Seca (PB)**. [Dissertação do Curso de Mestrado em Engenharia Civil - UFPB - Campus II]. 119p.
- BASTOS, R. K. X. (1992). **Bacteriological Aspects of Drip and Furrow Irrigation with Treated Wastewater**. Leeds, England. 179p [PhD - Thesis - University of Leeds Departament of Civil Engeneering].
- BERNARDO, S. (1986). **Impacto Ambiental da Irrigação no Brasil**. In: **Conferência sobre Agricultura**. NEPEMA. Imprensa Universitária. UFV. Viçosa, MG. 144p.
- BLUM, D. & FEACHEM, R. G. (1985). **Health Aspects of Nightsoil and Sludge Used in Agriculture and Aquaculture. Part III: An Epidemiological Perspective**. Report N<sup>o</sup> 05/85. Duenbendorf, Switzerland. International Reference Center for Waste Disposal.

- BONILHA, P. R. M. (1986). **Microorganismos Indicadores de Contaminação Fecal e Enteropatogênicos em Hortaliças e suas Águas de Irrigação**. São Paulo-SP. 81p [Dissertação de Mestrado – Faculdade de Ciências Farmacêuticas – Universidade de São Paulo].
- CAVALCANTE, R. B. (1997) - **Reuso de Efluente de Lagoa de Estabilização: Aspectos Sanitários do Capim e do Solo**. Campina Grande, PB. 104p. [Dissertação do Curso de Mestrado em Engenharia Civil - UFPB - Campus II]. 104p.
- CEBALLOS, B. S. O. (1990). **Microbiologia Sanitária**, In: **Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos**. Ed. Sérgio Rolim Mendonça - ABES/UFPB, João Pessoa. pg 89 - 148.
- CEBALLOS, B. S. O (1995). **Utilização de Indicadores Microbiológicos na Tipologia de Ecossistemas Aquáticos do Trópico Semi-árido**. São Paulo. 195 p. [Tese de Doutorado - Departamento de Microbiologia, Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo].
- CEBALLOS, B. S. O & KONIG, A (1997). **Reuso de Águas Residuárias na Agricultura - Uma Alternativa para a Produção Agrícola e Controle da Poluição Ambiental**. CONBEA
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (1986). **Resolução Nº 20 de 18 de junho de 1986**. In: **Legislação de Conservação da Natureza**. 4 ed. São Paulo, FBCN/CESP. 720p.
- DAVID, A. P.; HOTH, B. V. **Washing of various lead compounds from a contaminated soil column**. Journal of Environmental Engineering, vol. 124, n.11, 1066-1075.
- DAKER, A. (1984). **Irrigação e Drenagem: a Água na Agricultura**. 3º vol. 6. ed. rev. e ampl. Rio de Janeiro, Freitas Bastos. 543 p.
- DIAS, L. E. & ALVAREZ, V. H. (1996). **Fertilidade do Solo - Parte 1**. Universidade Federal de Viçosa – Centro de Ciências Agrárias - Departamento de Solos. 204p.



- DIAS, L. E. & ALVAREZ, V. H. (1996). **Fertilidade do Solo - Parte 2**. Universidade Federal de Viçosa – Centro de Ciências Agrárias - Departamento de Solos. 257p.
- DINIZ, C. R. (1994). **Aspectos Sanitários de Corpos Lênticos Temporários Utilizados para Consumo Humano**. Campina Grande, PB. 143p [Dissertação de mestrado - Departamento de Engenharia Civil – sub-área: Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba – Campus II].
- DUFOUR, W. D. & CABELLI, V. J. (1976). Characteristics of Klebsiella from Textile Finishing Plant Effluents. *J. Water Control. Fed.* 48(5): 873-879.
- EMATER-PB (1979). **Sugestões de Adubação para o Estado da Paraíba. 1ª Aproximação**. João Pessoa, PB.
- EMBRAPA, (1979). **Manual e Métodos de Análises de Solos**. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solo. Rio de Janeiro.
- ESTEVES, F. de A. (1988). **Fundamentos da Limnologia**. Interciência. FINEP. Rio de Janeiro. 575p.
- FEACHEM, R. G., BRADLEY, D. J., GARELICK, H. & MARA D. D. (1983). **Sanitation and Disease - Health Aspects of Excreta and Wasterwater Management**. Chichester: John Wiley & Sons.
- FERNANDES, R. M. L. (1997). **Açude de São Salvador. Aspectos Sanitários e Físico-Químicos da Água Represada e de seu Tributário Principal. Proposta de Manejo para Retardo da Eutrofização**. Campina Grande, PB. 158p [Dissertação de mestrado - Departamento de Engenharia Civil – sub-área: Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba – Campus II].
- FORSYTHE, W. (1975). **Física de Suelos**. Manual de Laboratório. Turrialha. HCA. 221 p.

- FRESENIUS, W. & SCHNEIDER, W. (1991). **Manual de Disposición de Águas Residuales: Origen, Descarga, Tratamiento y Análisis de las Aguas Residuales (Tomo I)**. CEPIS / OPS / OMS. 442P.
- FRESENIUS, W. & SCHNEIDER, W. (1991). **Manual de Disposición de Águas Residuales: Origen, Descarga, Tratamiento y Análisis de las Aguas Residuales (Tomo II)**. CEPIS / OPS / OMS. 1058P.
- FUSHIOKA, R.; HASHIMOTO, H. H.; SIWAK, E. B.; YUNG, R. H. F. (1981). Effect of Sunlight on Survival of Indicators Bacteria in Sea Water. *Appl. Environ. Microbiol.*, **41**: 690-696.
- GAUCHER, G. (1971). **Tratado de Pedologia Agrícola: El Suelo y sus Características Agronomicas**. Ediciones Omega S. A, Barcelona, España. 647p.
- GERBA, C. P.; WALLIS, C. & MELNICK, J. L. (1975). Fate of Wastewater Bacteria and Viruses in Soil. *Journal of Irrigation and Drainage Division, American Society of Civil Engineers*, **101 (IR3)**: 157-175.
- GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA (1985). **Atlas Geográfico do Estado da Paraíba**. Secretaria do Estado da Paraíba/UFPB. João Pessoa, PB. 100p.
- HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R. S. (1994). **Manual de Métodos Empregados em Estudos de Microbiologia Agrícola**. Brasília - DF, EMBRAPA/SPI. 485p.
- LACERDA, A. M. C. (1997). **Avaliação Físico-química e Biológica no Açude do Campus Universitário**. Relatório final de iniciação científica (PIBIC/CNPq). Campina Grande, PB.
- LARAQUE, A. (1991). **Comportements Hydrochimiques des Açudes du Nordeste Brésilien semi-aride. Evolution et Previsions Pour un Usage en Irrigation**. Montpellier, France. 353p [These de Doctorat – Univeristé de Montpellier II – Sciences Techniques du Languedoc, France].

- LEÓN, G., CAVALLINI, J. M. (1996). **Curso de Tratamiento y Uso de Águas Residuales**. Lima. OPS, CEPIS.
- LEWIS, W. J., FOSTER, S. S. D., DRASAR, B. S. (1986). **O Risco de Poluição do Lençol Freático por Sistemas de Disposição Local de Esgotos**. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. Brasília. 92p.
- LIMA, M. R. P. (1996). **Estudo da Remoção dos Nutrientes Nitrogênio e Fósforo de Esgoto Sanitário Através de Infiltração Rápida em Solo Arenoso de Alta Permeabilidade**. Vitória, 145p [Dissertação de mestrado - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória].
- LMRS-PB (1998). **Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto da Paraíba**. Governo do Estado da Paraíba. CCT/UFPB.
- LNEC/LQARS (1990). **Estudo de Metodologia de Reutilização de Águas Residuais para Irrigação: Um Projeto Piloto de Cinco Anos**. Lisboa, 197 p.
- LOPES, A. S. (1989). **Manual de Fertilidade do Solo**. ANDAS/POTASSOS. São Paulo - SP. 153p.
- MALAVOLTA, E. (1976). **Manual de Química Agrícola: Nutrição de Plantas e Fertilidade do Solo**. Editora Agronômica Ceres. São Paulo. 528p.
- MALAVOLTA, E. (1980). **Elementos de Nutrição Mineral de Plantas**. 3 ed. São Paulo: Ceres.
- MARA, D. D. (1974). **Bacteriology for Sanitary Engineers**. Ed. Churchill Livingstone. Edinburgh. 209p.
- MEDEIROS, J. F. de & GHEYI, H. R. (1994). **A Qualidade da Água de Irrigação**. ENA/ESAM. Mossoró, RN. 61p.

- MELLO, F. A. F.; SOBRINHO, M. O. C. B.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R. I.; NETTO, A. C.; KIEHL, J. C. (1983). **Fertilidade do Solo**. São Paulo: Nobel. 400p.
- METCALF & EDDY (1991). **Wasterwater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 3<sup>rd</sup> ed. McGraw - Hill. International Editions. Singapore. 1334p
- MIRANDA, T. L. de (1995). **Reuso de Efluentes Domésticos na Irrigação de Alface (*Lactuca sativa*, L.)**. Porto Alegre, 111p. [Dissertação de mestrado - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre].
- MOLLE, F. & CADIER, E. (1992). **Manual do Pequeno Açude**. SUDENE-DPG-PRN-DPP-APR. Recife. 511p.
- PAGANINI, W. S. (1997). **Disposição de Esgotos no Solo: Escoamento à Superfície**. São Paulo. AESABESP, 232 p.
- PAYNE, A. I. (1986). **The Ecology of Tropical Lakes and Rivers**. Chichester, John Wiley & Sons. 301p.
- PESCOD, M. B. & ALKA, U. (1984). Urban Effluent Reuse for Agriculture in Arid and Semi-arid zones. In: **International Symposium on Reuse of Sewage Effluents**. p.71-84.
- RESENDE, M.; CURI, N.; SANTANA, D. P. (1997). **Pedologia - Base para Distinção de Ambientes**. 2. ed. Viçosa. Neput. 367p.
- RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. B. de; CÔRREA, F. G. (1997). **Pedologia e Fertilidade do Solo – Interações e Aplicações**. Brasília: Ministério da Educação; Lavras: ESAL; Piracicaba: POTAFOS, 1988. 81p.
- RICHARDS, L. A. (1954). **Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils**. Washington U S. Salinity Lab. 160 p (Agriculture handbook).

- SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L. & PARKIN, G. F. (1994). **Chemistry for Environmental Engineering**. 4th ed. McGraw-Hill Book Company. 658p.
- SECRETARIA DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - SVS (1997). **Portaria nº 451, de 19 de Setembro de 1997**. Ministério da Saúde. Serviço Público Federal.
- SHUVAL, H. I.; ADIN, A.; FATTAL, B.; RAWITZ, E. & YEKUTIEL, P. (1985). **Health Effects of Wastewater Irrigation and their Control in Developing Countries**. The World Bank. Integrated Resource Recovery Project Series Number GLO/80/004. 340p.
- SILVA, N.; JUNQUEIRA, V. C. A. & SILVEIRA, N. F. A. (1997). **Manual de Métodos de Análises Microbiológicas de Alimentos**. São Paulo. Livraria Varela.
- SILVA, S. A. (1992). **On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil**. Dundee, UK. 203p [PhD Thesis. University of Dundee, UK].
- SOUSA, F. P., LUCENA, J. H., DUARTE, M. A. C. & MAYER, M. G. R. (1996). **Avaliação das Condições Sanitárias do Sistema de Drenagem do Campus II da UFPB**. Relatório apresentado à disciplina Hidrobiologia. Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental (DEC/CCT/ UFPB).
- STRAUSS, M. (1985). Survival of Excreted Pathogens in Excretal and Faecal Sludge. **IRCWD News, 23: 4-9**.
- STRAUSS, M. & BLUMENTHAL, U. J. (1989). Human Waste Use in Agriculture and Aquaculture. Utilization Practices and Health Perspectives. **IRCWD Report Nº 08/89, 250p**.
- TRABULSI, L. R. (1981). **Microbiologia das Infecções Intestinais**. Livraria Atheneu, 134p.
- VARGAS, S. V. de COSTA; LOPEZ, C. E. V. & MARA, D. D. (1990). **Reutilização de Efluentes para Irrigação: Uma Alternativa para Zonas Áridas**. Seminário Regional de Engenharia Civil "Civil 90" Tema IV. Recife-PE. 625-637 pg.

- VON SPERLING, M. (1996a). **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**, vol. I, 2ª Edição. Belo Horizonte - MG, 1996. 243 p.
- VON SPERLING, M. (1996b). **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**, vol. II. Belo Horizonte - MG, 1996. 211 p.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (1989). **Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture**. Geneva: World Health Organization. (Technical Report Series N° 778).
- WRIGHT, S. (1981). Da Física e da Química das Águas do Nordeste do Brasil – II. Cloretos e Carbonatos. **Bol. Tec. Dep. Nac. Obras contra Secas**, 39: 47-6

## **Anexos**

**Anexo I - Dados pluviométricos diários (mm) do município de Campina Grande - ano 1988**

Dias	MARÇO	ABRIL	MAIO	JUNHO	JULHO	AGOSTO
1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2	2,8	0,5	0,0	0,6	0,0	1,2
3	0,0	0,2	0,0	0,0	0,2	0,2
4	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0
5	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0
6	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	1,5
7	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	13,3
8	0,0	10,7	0,0	1,0	0,0	0,0
9	0,0	0,0	0,7	3,5	0,0	0,1
10	0,0	0,0	3,6	1,6	23,4	0,6
11	3,2	0,0	3,3	13,1	0,4	0,0
12	0,0	0,0	1,9	0,1	0,0	0,0
13	0,0	0,0	3,7	0,0	0,3	2,4
14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	24,2
15	0,0	0,0	2,2	0,1	8,4	9,1
16	0,0	0,0	3,3	7,0	0,0	4,1
17	0,0	0,0	0,0	1,9	0,0	0,1
18	5,1	0,6	0,0	0,0	0,0	2,8
19	0,0	0,0	1,9	4,8	9,5	0,3
20	0,0	0,0	0,9	0,2	0,3	0,3
21	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
22	20,4	0,0	0,0	0,0	1,7	0,8
23	0,0	0,0	0,3	0,1	1,9	8,0
24	0,0	6,2	0,1	0,3	0,0	9,1
25	5,7	0,6	8,2	0,0	0,3	16,7
26	0,0	0,0	1,9	0,1	3,4	0,0
27	0,0	0,0	0,0	2,0	1,3	0,5
28	1,1	0,0	4,0	0,0	11,4	0,0
29	24,5	0,0	0,0	0,1	0,9	0,0
30	0,0	0,0	1,0	0,0	2,3	0,0
31	0,0		0,0		0,0	0,1
<b>TOTAL</b>	<b>62,8</b>	<b>18,8</b>	<b>37,0</b>	<b>38,8</b>	<b>67,1</b>	<b>95,4</b>

Fonte: Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto (LMRS)



**Anexo II - Concentração de cálcio corrigida ( $\text{Ca}^\circ$ ) contida na água do solo, próxima à superfície, que resultaria da irrigação com água de determinada relação  $\text{HCO}_3/\text{Ca}$  e  $\text{CE}^{1,2}$**

		Salinidade da água aplicada (CEa) - dS/m											
		0,1	0,2	0,3	0,5	0,7	1,0	1,5	2,0	3,0	4,0	6,0	8,0
	0,05	13,2	13,61	13,92	14,40	15,26	15,26	15,91	16,43	17,28	17,97	19,07	19,94
	0,10	8,31	8,57	8,77	9,07	9,62	9,62	10,02	10,35	10,89	11,32	12,01	12,56
	0,15	6,34	6,54	6,69	6,92	7,34	7,34	7,65	7,90	8,31	8,64	9,17	9,58
	0,20	5,24	5,40	5,52	5,71	6,06	6,06	6,31	6,52	6,86	7,13	7,57	7,91
	0,25	4,51	4,65	4,76	4,92	5,22	5,22	5,44	5,62	5,91	6,15	6,52	6,82
	0,30	4,00	4,12	4,21	4,36	4,62	4,62	4,82	4,98	5,24	5,44	5,77	6,04
	0,35	3,61	3,72	3,80	3,94	4,17	4,17	4,35	4,49	4,72	4,91	5,21	5,45
	0,40	3,30	3,40	3,48	3,60	3,82	3,82	3,98	4,11	4,32	4,49	4,77	4,98
	0,45	3,05	3,14	3,22	3,33	3,53	3,53	3,68	3,80	4,00	4,15	4,41	4,61
	0,50	2,84	2,93	3,00	3,10	3,29	3,29	3,43	3,54	3,72	3,87	4,11	4,30
	0,75	2,17	2,24	2,29	2,37	2,51	2,51	2,62	2,70	2,84	2,95	3,14	3,28
Valor	1,00	1,79	1,85	1,89	1,96	2,09	2,09	2,16	2,23	2,35	2,44	2,59	2,71
De	1,25	1,54	1,59	1,63	1,68	1,78	1,78	1,86	1,92	2,02	2,10	2,23	2,33
$\text{HCO}_3/$	1,50	1,37	1,41	1,44	1,49	1,58	1,58	1,65	1,70	1,79	1,86	1,97	2,07
Ca	1,75	1,23	1,27	1,30	1,35	1,43	1,43	1,49	1,54	1,62	1,68	1,78	1,86
da	2,00	1,13	1,16	1,19	1,23	1,31	1,31	1,36	1,40	1,48	1,54	1,63	1,70
Água	2,25	1,04	1,06	1,10	1,14	1,21	1,21	1,26	1,30	1,37	1,42	1,51	1,58
	2,50	0,97	1,00	1,02	1,06	1,12	1,12	1,17	1,21	1,27	1,32	1,40	1,47
	3,00	0,85	0,89	0,91	0,9	1,00	1,00	1,04	1,07	1,13	1,17	1,24	1,30
	3,50	0,78	0,80	0,82	0,85	0,90	0,90	0,94	0,97	1,02	1,06	1,12	1,17
	4,00	0,71	0,73	0,75	0,78	0,82	0,82	0,86	0,88	0,93	0,97	1,03	1,07
	4,50	0,66	0,68	0,69	0,72	0,76	0,76	0,79	0,82	0,86	0,90	0,95	0,99
	5,00	0,61	0,63	0,65	0,67	0,71	0,71	0,74	0,76	0,80	0,83	0,88	0,93
	7,00	0,49	0,50	0,52	0,53	0,57	0,57	0,59	0,61	0,64	0,67	0,71	0,74
	10,0	0,39	0,40	0,41	0,42	0,45	0,45	0,47	0,48	0,51	0,53	0,56	0,58
	20,0	0,24	0,25	0,26	0,26	0,28	0,28	0,29	0,30	0,32	0,33	0,35	0,37
	30,0	0,18	0,19	0,20	0,20	0,21	0,21	0,22	0,23	0,24	0,25	0,27	0,28

Fonte: Suarez (1981), apud Ayres & Westcot (1991)

1- supõe-se a) cálcio do solo proveniente do calcário ( $\text{CaCO}_3$ ) ou silicatos; b) não existe precipitação do magnésio;

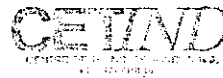
c) pressão parcial de  $\text{CO}_2$  perto da superfície do solo ( $\text{PCO}_2$ ) é 0,0007 atmosferas.

2-  $\text{Ca}^\circ$ ,  $\text{HCO}_3/\text{Ca}$  expressos em meq/l e a CEa em dS/m.

## Anexo III – Resultado da análise de metais pesados da água poluída percolada

SENAI

**CETIND - CENTRO DE TECNOLOGIA INDUSTRIAL PEDRO RIBEIRO**  
 Av. Luis Tarquinio Pontes, 938 - Aracui - 42.700-000 - Lauro de Freitas-BA-Brasil  
 Home page: <http://www.cetind.fieb.org.br> e-mail: [lab@cetind.fieb.org.br](mailto:lab@cetind.fieb.org.br)  
 Fone: (071) 379-8281 Fax: (071) 379-8276 C.G.C. 33.564.543/0337-90



## RELATÓRIO DE ENSAIOS

Nº RELATÓRIO: LABESP 222/98-1 NOME LAB. CETIND: ESPECTROSCOPIA

Nº DE PÁG.: 1


EMPRESA: ÁREA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - UFPB TEL: 083 310-1154  
 ENDEREÇO: RUA APRIGIO VELOSO, 882  
 CONTATO: ANNEMARIE KÖNIG FAX: 083 310-1388

DATA ESTABELECIDADA PARA ENTREGA DOS RESULTADOS: 11/12/98

DATA DO ENVIO DOS RESULTADOS: 26/01/99

		N. AMOSTRA CETIND		301198-470		301198-471		301198-472	
		N. AMOSTRA CLIENTE		experimento I		experimento II-a		experimento II-b	
		DATA DA COLETA		27/11/98		27/11/98		27/11/98	
		DATA RECEB. AMOSTRA		30/11/98		30/11/98		30/11/98	
AMETRO	UNID.	MÉTODO	LDM	%CV	DATA ANÁLISE	DATA EXTRAÇÃO	Resultado	Resultado	Resultado
io (As)	ug/L	SMEWW 3500 - AS B	2,0	12,3	14/01/99	-	< 2,0	< 2,0	< 2,0
io (Cd) total	ug/L	ASTM D 3557-90	5,0	3,2	28/12/98	-	< 5,0	8,0	15
io (Pb) total	ug/L	ASTM D 3559-90	20	12,0	28/12/98	-	< 20	< 20	< 20
rio - Aguas	ug/L	SMEWW 3500-Hg B	0,05	15,5	30/12/98	-	1,90	1,60	1,90
el (Ni) total	mg/L	ASTM D 1886-94	0,01	8,8	22/01/99	-	< 0,01	0,01	< 0,01

ANALISADO POR:

  
 Rui J.L. Garcia, MSc  
 Químico 07100095

VERIFICADO POR:

  
 Albert Hartmann  
 Gerente Técnico

Anexo IV - Correlação de Pearson com nível de significância de 5% para os parâmetros físico-químicos da água de abastecimento

	T	pH	CE	DBO	ST	STF	STV	Ca	Mg	CO3	HCO3	Cl	Na	K	Pt	Orto	Amônia
T	1																
PH	0,392164	1															
CE	0,183695	-0,03452	1														
DBO	-0,43823	-0,00677	0,075397	1													
ST	-0,35895	-0,13725	-0,40895	0,199268	1												
STF	-0,17596	-0,00144	-0,36775	0,254232	0,575678	1											
STV	-0,20679	0,167258	-0,04667	-0,05466	0,472703	-0,44838	1										
Ca	0,026279	-0,18131	0,302873	0,009828	0,132152	0,033998	0,109585	1									
Mg	0,488508	0,48536	-0,35725	-0,40972	0,003247	-0,07567	0,078447	-0,49058	1								
CO3	0,043806	-0,06458	-0,27036	-0,29898	-0,03352	-0,27995	0,267088	-0,15547	0,234776	1							
HCO3	-0,33423	0,08902	-0,19773	0,228002	0,420407	0,361313	0,072406	0,372949	-0,37982	0,064229	1						
Cl	-0,82605	-0,44237	0,016073	0,499206	0,0149	-0,04318	0,065625	0,016839	-0,59449	-0,30744	0,046368	1					
Na	-0,85393	-0,42104	0,049914	0,531468	0,013614	0,048868	-0,03392	-0,03314	-0,5986	-0,30742	0,126243	0,94813	1				
K	-0,55532	-0,2218	0,283775	0,381568	0,034182	-0,1518	0,203171	0,172236	-0,50798	-0,31469	0,086604	0,717613	0,740095	1			
Pt	-0,03372	-0,37024	0,304986	0,276724	-0,057	0,082935	-0,14948	0,110651	-0,1726	-0,25836	-0,29819	0,116227	0,034577	-0,02797	1		
Orto	0,267944	-0,28881	0,221755	-0,09567	-0,1669	0,179853	-0,37409	0,060531	0,036655	-0,1163	-0,23237	-0,24204	-0,25612	-0,0963	0,693264	1	
Amônia	-0,23142	0,038948	0,01374	0,216293	-0,0804	0,240598	-0,34572	-0,13677	-0,11544	0,022074	0,076334	0,191977	0,220122	-0,04819	-0,09226	-0,12618	1

Anexo V - Correlação de Pearson com nível de significância de 5% para os parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água poluída

	T	pH	CE	DBO	ST	STF	STV	Ca	Mg	CO3	HCO3	Cl	Na	K	Pt	Orto	Amônia	CF	EF
T	1																		
pH	-0,10247	1																	
CE	0,141535	0,009238	1																
DBO	-0,26317	-0,3663	-0,03199	1															
ST	-0,2816	0,403627	0,193505	-0,01037	1														
STF	0,099599	-0,26005	0,245314	0,10373	-0,20848	1													
STV	-0,26703	0,45754	0,019567	-0,09139	0,854106	-0,68109	1												
Ca	-0,16593	0,577096	-0,00791	-0,15508	0,190891	-0,24129	0,269023	1											
Mg	0,35676	-0,00711	-0,09763	0,131987	-0,24841	0,135867	-0,26082	-0,36462	1										
CO3	-0,43056	0,137665	-0,19421	-0,096	-0,03106	-0,18416	0,071798	0,007229	-0,39734	1									
HCO3	0,39595	-0,08945	0,13647	0,031092	-0,27456	-0,01772	-0,17952	-0,28718	0,401974	-0,42178	1								
Cl	-0,81988	-0,02802	0,006847	0,186548	0,227821	0,105688	0,125747	0,076856	-0,54773	0,407184	-0,31575	1							
Na	-0,22851	-0,05953	-0,0087	0,085442	0,177266	0,19619	0,033045	0,118669	-0,37961	0,146902	-0,00968	0,546749	1						
K	-0,40727	0,04934	-0,00915	0,052235	0,24634	0,249957	0,050051	0,151208	-0,37756	0,126321	-0,04783	0,593472	0,846294	1					
Pt	-0,00282	-0,35999	0,04779	-0,09251	0,034648	0,198122	-0,07814	-0,17374	-0,18338	0,01784	-0,38975	-0,1109	-0,33157	-0,37568	1				
Orto	0,009751	-0,2127	0,034908	-0,20003	-0,12246	0,155767	-0,16462	-0,11341	-0,3212	0,170938	-0,39936	-0,01857	-0,18734	-0,40237	0,815745	1			
Amônia	0,447847	0,216336	-0,06597	-0,34913	0,163547	0,178589	-0,27205	-0,16964	0,390862	-0,2388	-0,00739	-0,46332	-0,35592	-0,46511	0,379136	0,378021	1		
CF	-0,32879	-0,02394	0,014233	0,094156	-0,11869	-0,21746	0,023639	0,631647	-0,44624	0,131097	-0,14178	0,238268	0,022799	0,159629	0,001368	-0,07913	-0,50628	1	
EF	-0,48225	-0,06802	0,058146	0,093779	0,036938	-0,61515	0,317292	-0,02418	-0,24931	0,778291	-0,1028	0,200464	-0,05792	-0,12313	-0,15859	0,064569	-0,53673	-0,20682	1