

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL**

**INFLUÊNCIA DOS LÍQUIDOS PERCOLADOS DO ATERRO DE
LIXO DA CIDADE DE FLORIANÓPOLIS-SC. BRASIL, NO
DESENVOLVIMENTO DE *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman.ex
Moldenke**

ROBERTO PINTO DA CUNHA

**Dissertação apresentada à Universidade
Federal de Santa Catarina, para a
obtenção do grau de Mestre em Biologia
Vegetal.**

**ORIENTADORA: Prof^a Dr^a Clarice
Maria Neves Panitz**

**FLORIANÓPOLIS, SC
AGOSTO DE 2003**

Dedico esta dissertação a...

Primeiramente a Deus, que me deu forças para realizar este trabalho, e a todos os santos, anjos e entidades que nos guiam, de uma forma ou de outra, pelo melhor caminho até o fim da jornada. Quem já se perdeu num manguezal, sabe do que estou falando.

Depois à minha amada esposa que me apoiou durante os momentos mais difíceis e que me incentivou a seguir sempre em frente, de acordo com minhas convicções, por mais incabíveis que pudessem parecer no momento.

Aos meus filhos, Derek, que com as próprias mãos ajudou a semear e a cuidar das plantas utilizadas neste experimento, Roberta, pelo carinho e compreensão nos momentos difíceis, e à pequena Cíntia, fonte de momentos de aconchego e reconforto, sem os quais não teria conseguido agüentar o tranco.

E a todos que amam e se enamoram pela natureza, indo fundo neste atoleiro em que estamos vivendo. Principalmente à minha querida mestra, Professora Clarice Maria Neves Panitz, com certeza uma destas pessoas.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a minha querida orientadora, Dr^a Maria Clarice Panitz Neves; a responsável por grande parte do referencial teórico deste trabalho, Dr^a Marisa Santos e a todos os professores deste valoroso Centro de Ciências Biológicas da UFSC, que me guiaram e me formaram nestes anos, já saudosos, da minha graduação e Pós-Graduação nesta instituição. Um agradecimento especial deve ser feito agora, com todo meu respeito de “eterno aluno”, ao Dr. Ademir Reis que durante este trabalho, incansavelmente me redirecionava ao cerne da questão (foco) e que prestou valorosas contribuições, sempre oportunas, que enriqueceram este humilde trabalho.

Ao pessoal do laboratório de anatomia vegetal pelas contribuições e um agradecimento especial aos funcionários da UFSC, sempre prontos a ajudar, dentre os quais destaco o Técnico do Laboratório de Solos do CCA, carinhosamente chamado Chico: e a Vera nossa querida secretária da coordenação do Curso de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (PGBV).

De uma maneira geral a todos os colegas desta faculdade, pois juntos vencemos grandes obstáculos e desafios, onde não só a força bruta, que muitas vezes, foi de fundamental importância - Valeu “Urso”, grande colaborador; mas também nos momentos de troca de idéias, sempre estimulantes, que as vezes nos fazem ver o que esta bem a frente de nossos olhos e não enxergamos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia vegetal, pelo apoio metodológico, logístico e financeiro, que custeou e me forneceu todo apoio para a montagem de meu experimento. E a PRPG/CAPES/CNPq, pela bolsa concedida durante este período.

Ao Depto de Microbiologia e Parasitologia/CCB/UFSC, pela acolhida de minhas plantas na Casa de Vegetação, sem a qual não poderia ter realizado este experimento. Enfim agradeço de todo coração a todas as pessoas que estiveram de uma forma ou de outra envolvidas nesta longa jornada.

RESUMO

Dentre os manguezais existentes na ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC, o manguezal do Itacorubi é o que apresenta maior estado de degradação. O aterro de lixo da cidade de Florianópolis figura como um dos principais tensores antropogênicos sobre este ecossistema. Durante aproximadamente 33 anos, 75 milhões de toneladas de lixo urbano foram depositados em 12 ha de áreas de manguezal sem que tivessem sido tomadas medidas para evitar ou controlar o escoamento dos líquidos percolados e a conseqüente contaminação de áreas de mangue contíguas ao aterro. Após seu fechamento, em 1989, ainda hoje se observa em todo entorno do aterro um estado generalizado de degradação com a morte de grande quantidade de árvores de mangue adultas, provavelmente devido à contaminação pelos líquidos que ainda percolam e fluem livremente em direção ao manguezal. Objetivando avaliar, sob condições controladas, os efeitos destes efluentes na sobrevivência e desenvolvimento do componente principal da vegetação neste manguezal, *Avicennia schaueriana*. 120 plantas jovens desta espécie foram acomodadas em uma casa de vegetação, formando quatro blocos em linha, contendo cinco repetições de seis unidades amostrais (plantas) por tratamento. Os tratamentos consistiram de 5 diferentes diluições, em água destilada, dos líquidos percolados (LPs) coletados no aterro de lixo: T1- controle, 0% (apenas água destilada); T2, 25% de LPs; T3- 50% de LPs; T4-75% de LPs e T5-100% de LPs. Após um período de aproximadamente seis meses foram avaliadas e comparadas, variáveis biométricas e morfoanatômicas tais como: altura, diâmetro do caule, número de entre-nós, número de ramos laterais, número de folhas, área foliar e peso seco das partes aéreas e subterrâneas das plantas; espessura do mesofilo, número de glândulas de sal e número de estômatos. Análises de variância e testes Tukey indicaram haver diferenças significativas entre as plantas tratadas com os líquidos percolados e as plantas do controle. Na maioria das variáveis utilizadas, as plantas contaminadas apresentaram um padrão de crescimento significativamente maior e proporcional ao aumento das concentrações de LPs. Entretanto, apesar do maior crescimento, apresentado pelas plantas tratadas com o efluente, algumas variáveis importantes apresentaram reduções significativas nas médias em relação ao controle e também proporcionais ao aumento das concentrações de LPs. As significativas reduções verificadas nas médias do número de estômatos e de glândulas de sal, estruturas foliares diretamente relacionadas com o desenvolvimento e sobrevivência indicaram que os líquidos percolados do aterro de lixo de Florianópolis alteraram o desenvolvimento destas estruturas nas folhas de plantas contaminadas. Ainda foram observadas ocorrências de alterações morfoanatômicas, significativamente maiores, nas folhas de plantas contaminadas, que apresentavam diversos sintomas característicos do estresse químico vegetal, tais como: clorose, deformações, necrose de partes das folhas e aumento na susceptibilidade ao ataque de organismos agressores. Algumas destas alterações poderiam ser confundidas, no controle, com processos naturais intrínsecos, como predação ou senescência das folhas; porém nestas plantas, a proporção de folhas afetadas era significativamente menor e alguns sintomas estavam ausentes ou ocorriam em menor intensidade. Desta forma podemos concluir que os líquidos percolados do aterro de lixo afetaram o desenvolvimento das plantas tratadas de diferentes maneiras, porém sem causar efeitos negativos sobre o crescimento, durante o período avaliado. Excetuando-se apenas o diâmetro da base do caule, todos os parâmetros utilizados identificaram os efeitos dos tratamentos sobre o desenvolvimento das plantas. Tanto as variáveis que indicaram incremento no crescimento, como as que identificaram alterações no desenvolvimento de estruturas foliares, podem ser recomendadas como variáveis indicadoras dos efeitos destes líquidos sobre esta espécie.. Análises físico-químicas dos líquidos percolados, aparentemente indicaram, através dos valores relativamente baixos de pH e consideravelmente altos de condutividade elétrica que ainda ocorrerem processos anaeróbios facultativos, acidogênicos que fazem baixar o pH e propiciam a dissolução dos diversos componentes do lixo.

ABSTRACT

Among Santa Catarina Island's mangroves, Itacorubi mangrove presents the worst environmental degradation. Florianopolis landfill is one of the main anthropic stressor upon mangrove ecosystem. During a period around 38 years, 75 millions of tons of urban solid wastes were deposited in 12 ha of this mangrove areas without any preventive measures to avoid or to control the leaching and the subsequent mangrove areas contamination. After in 1989, the landfill closing, we can still observe in the whole landfill area a generalized degradation state with mortality of a great number of typical mangrove tree species, possible due to the contamination by the liquids that still percolate and run free to the mangrove.

With the purpose to evaluate, under controlled conditions, the toxic effects of the leaching over the development and survival of the main tree specie of this mangrove, *Avicennia schaueriana*, 120 young plans were planted in a glasshouse constituting in line, four blocks with five repeats of six samples unities for each treatment repetition. The treatments were made with five different effluent dilution, with pure water and the percolated liquids (PLs), collected at the landfill: T1 – control, 0% (only pure water); T2 with 25%; T3- 50%; T4 – 75% and T5 – 100% of leachate. After a period six months the following biometric and morphoanatomic parameters were evaluated and compared in the treated plants such as: Biometrics-height, stem diameter, number of internodes, number of lateral branches, leaf number, leaf area, dry weight of above and underground parts; and morphoanatomics: leaf thickness, number of salt glands and number of stomates.

Analyses of variance and the Tukey test's indicated that significant differences have happened between the treated plants and the control. In the majority of the utilized parameters, the contaminated plants showed an increased development pattern that was proportional to the increase of PLs concentration. However, besides this benefic apparent effect of great growing, some important parameters showed significant reduction in the contaminated plants proportional to the increasing of PLs. The more important reduction were in number of stomates and salt glands, leaves structures related directly to development, showing clearly that the effluent liquids percolate also affected in a negative way the treated plants during the contamination period. These parameters can be recommended as indicators of chemical pollution effects of this specie.

Diverse morphoanatomic alterations were observed only in the leaves of contaminated plants that have showed divers symptoms of typical plant l chemical stress, such as leaf chlorosis, deformation and necrosis of parts of the leaves. Some of these alterations could be mistake in the control plants with intrinsic natural processes; however, in these plants the proportion of affected leaves were irrelevant, but were significant high at the contaminated plants. Some of these alterations could be registered by optical microscopy in photos and on the altered plants in digital shots.

Physical-chemical analyses of the percolated liquids, seemed to indicate through the relative slow pH values, and considerably high conductivity values, that still occur acids phases of the facultative anaerobic processes that slow down the pH values. The acidification of the solution proportionate the dissolution of many dangerous components of the solid waste, liberating great ions amounts and other substances of small molecular weight that were reflected in the high conductivity values sampled during this work.

SUMÁRIO.....	VI
LISTA DE TABELAS.....	VIII
LISTA DE FIGURAS.....	IX
1- INTRODUÇÃO.....	1
2- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1- Espécie estudada.....	4
2.1.1- Descrição da espécie.....	4
2.2- Morfoanatomia e biometria em plantas de <i>A.schaueriana</i>	5
2.2.1- Morfoanatomia foliar.....	5
2.2.2- Área foliar.....	6
2.2.3- Variáveis morfológicas externas.....	7
2.2.4- Peso seco.....	8
2.3- Resíduos sólidos urbanos.....	9
2.3.1- Composição dos resíduos sólidos urbanos.....	10
2.3.2- Aterros de resíduos sólidos urbanos (lixo urbano).....	12
2.3.3- O aterro de lixo da cidade de Florianópolis.....	14
2.3.4- Processos de degradação dos resíduos sólidos em aterros de lixo urbano.....	17
2.3.5- O Problema da poluição causada por aterros de lixo urbano em zonas costeiras. O caso dos manguezais.....	20
2.3.6- Líquidos percolados de aterros de lixo- definição e processos de formação.....	22
2.3.7- Caracterização e composição dos líquidos percolados de aterros de lixo.....	23
2.3.8- Poluentes químicos encontrados nos resíduos sólidos e líquidos percolados de aterros de Lixo urbano.....	25
2.3.9- Poluentes, potencialmente perigosos ao desenvolvimento vegetal, encontrados nos resíduos sólidos e líquidos percolados de aterros de lixo urbano.....	31
3- OBJETIVOS.....	36
3.1- Objetivo geral.....	36
3.2- Objetivos específicos.....	36
4- MATERIAIS E MÉTODOS.....	37
4.1- Área de coleta dos líquidos percolados do aterro de lixo de Florianópolis- Manguezal do Itacorubi.....	37
4.1.1- Procedimento de coleta.....	40
4.2- Análises físico químicas dos líquidos percolados do aterro de lixo de Florianópolis.....	41
4.3- Área de coleta de propágulos de <i>A.Schaueriana</i> utilizados na produção das unidades experimentais- Pontal da Daniela.....	41
4.3.1- Procedimento de coleta.....	41
4.4- Plantio das unidades experimentais- Viveiro da Estação de Aqüicultura- CCA/UFSC.....	42
4.5- Procedimento experimental.....	43
4.5.1- Variáveis morfológicas externas: Altura, diâmetro na base do caule, número de entrenós, número de folhas e número de ramos laterais.....	46
4.5.2- Avaliação da produção de matéria seca.....	46
4.5.3- Área foliar.....	47
4.5.4- Variáveis morfoanatômicas.....	47
4.5.4.1- Ocorrências de sintomas característicos da contaminação com poluentes químicos tóxicos.....	48
4.5.5- Análises estatísticas.....	48
5- RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	49
5.1- Análise de variáveis físico químicas nos líquidos percolados do aterro de lixo de Florianópolis utilizados na contaminação de <i>A. schaueriana</i>	49

5.2- Morfoanatomia e biometria das plantas de <i>A. schaueriana</i> contaminadas com os líquidos percolados do aterro de lixo de Florianópolis.....	51
5.2.1- Variáveis morfológicas externas.....	54
5.2.2- Peso seco.....	61
5.2.3- Área foliar.....	70
5.2.4- Variáveis morfoanatômicas foliares.....	73
5.2.4.1- Espessura da lâmina foliar.....	75
5.2.4.2- Número de glândulas de sal nas faces adaxiais e abaxiais da superfície epidérmica foliar.....	78
5.2.4.3- Número de estômatos.....	87
5.3- Ocorrências de sintomas relacionados com a contaminação por poluentes químicos.....	94
5.3.1- Clorose e áreas despigmentadas nas folhas de plantas tratadas.....	96
5.3.2- Malformações e sintomas relacionados com a infecção/ infestação/ predação em folhas de plantas tratadas.....	111
6- CONCLUSÕES.....	124
7- SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	127
8- BIBLIOGRAFIA.....	129

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: Composição qualitativa do lixo em alguns países do mundo, mostrando o percentual de contribuição dos diferentes materiais no peso total.....	11
TABELA 2: Composição qualitativa do lixo, mostrando o percentual de contribuição dos diferentes materiais no peso total do lixo.....	12
TABELA 3: Caracterização de líquidos percolados de aterros de lixo novos e antigos.....	24
TABELA 4: Produtos residuais considerados perigosos.....	26
TABELA 5: Elementos químicos inorgânicos, não metálicos, considerados perigosos.....	28
TABELA 6: Elementos químicos metálicos perigosos que podem ser encontrados no Lixo.....	29
TABELA 7: Compostos e elementos químicos orgânicos considerados perigosos.....	30
TABELA 8: Pesticidas, herbicidas e inseticidas considerados perigosos.....	31
TABELA 9: Características físico-químicas das amostras de líquidos.....	49
TABELA 10: Valores de p para os efeitos TRATAMENTO, BLOCOS E INTERAÇÃO em variáveis morfológicas externas das plantas tratadas.....	55
TABELA 11: Valores médios, desvio padrão, variância e erro padrão das variáveis morfológicas externas.....	56
TABELA 12: Valores de p para os efeitos TRATAMENTOS, BLOCOS E INTERAÇÃO no peso seco das plantas tratadas.....	62
TABELA 13: Valores médios, desvio padrão, variância e erro padrão do peso seco em diferentes partes das plantas tratadas.....	62
TABELA 14: Concentrações de metais pesados nas águas do rio Itacorubi em regiões próximas ao aterro de lixo de Florianópolis.....	67
TABELA 15: Concentrações de metais pesados nos sedimentos em diferentes manguezais da ilha de Santa Catarina.....	68
TABELA 16: Concentrações de metais pesados na água intersticial em locais próximos ao aterro de lixo de Florianópolis.....	69
TABELA 17: Valores médios, desvio padrão, variância e erro padrão da área foliar	70
TABELA 18: Valores de p para os efeitos TRATAMENTOS, BLOCOS E INTERAÇÃO em variáveis morfoanatômicas foliares.....	73
TABELA 19: Valores de p para os efeitos TRATAMENTOS, BLOCOS E INTERAÇÃO em variáveis morfoanatômicas foliares analisadas separadamente por blocos de repetições.....	74
TABELA 20: Valores médios, desvio padrão, variância e erro padrão da espessura da lâmina foliar.....	76
TABELA 21: Valores médios, desvio padrão, variância e erro padrão do número de glândulas de sal (face adaxial).....	79
TABELA 22: Valores médios, desvio padrão, variância e erro padrão do número de glândulas de sal (face abaxial).....	80
TABELA 23: Valores médios do número de estômatos e glândulas de sal, em <i>A. schaueriana</i> , amostrados em manguezais impactados por atividades petrolíferas e em áreas íntegras do recôncavo baiano, BA.....	82
TABELA 24: Valores médios, desvio padrão, variância e erro padrão do número de estômatos nas plantas tratadas.....	88
TABELA 25: Números médios, desvio padrão e erro padrão das médias de folhas afetadas por cada sintoma e a proporção total (%), de folhas afetadas por estes sintomas, em cada tratamento.....	95

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1: Fotografia aérea do manguezal do Itacorubi.....	38
FIGURA 2: Clareira formada pela morte da vegetação.....	39
FIGURA 3: Substituição da vegetação típica de manguezais.....	39
FIGURA 4: Poço de coleta de líquidos percolados, utilizados no experimento, situado na base do aterro de lixo de Florianópolis.....	40
FIGURA 5 E 6: Plantio de mudas de <i>A.schaueriana</i> , na Estação de Aqüicultura do CCA-UFSC e casa de vegetação no MIP/CCB/UFSC.....	42
FIGURA 7: Esquema de posicionamento das plantas na casa de vegetação.....	44
FIGURA 8: Sombreamento nas plantas formando ao longo do dia um gradiente de iluminação no recinto.....	45
FIGURA 9: Plantas na casa de vegetação após o período de irrigação com os líquidos percolados do aterro de lixo de Florianópolis.....	54
FIGURA 10: Alturas médias amostradas nas plantas sob os diversos tratamentos.....	57
FIGURA 11: Médias do número de folhas amostrados nas plantas sob os diversos tratamentos.....	57
FIGURA 12: Médias do número de entrenós amostrados nas plantas sob os diversos tratamentos.....	58
FIGURA 13: Médias do diâmetro da base do caule em plantas amostradas sob os diversos tratamentos..	58
FIGURA 14: Médias do número de ramos laterais amostrados em plantas sob os diversos tratamentos...	59
FIGURA 15: Valores médios de peso seco nas folhas, caules e raízes de plantas de <i>A.schaueriana</i> tratadas com diferentes concentrações de líquidos percolados.....	63
FIGURA 16: Valores médio de peso seco do caule nos diferentes tratamentos após a exclusão dos valores contidos no bloco 4 de repetições.....	64
FIGURA 17: Médias de áreas foliares amostradas nas plantas de <i>A.schaueriana</i> sob os diversos tratamentos.....	71
FIGURA 18: Espessuras médias de folhas amostradas nas plantas de <i>A.schaueriana</i> sob os diversos tratamentos.....	75
FIGURA 19: Números médios de glândulas de sal em folhas de plantas sob os diferentes tratamentos, amostrados separadamente nos 4 blocos de repetições.....	81
FIGURA 20: Números médios de glândulas de sal em folhas de plantas sob os diferentes tratamentos, amostrados separadamente nos blocos de repetições.....	81
FIGURA 21: Fotomicroscopia óptica, apresentando plantas irrigadas com 100% de líquidos percolados e plantas do controle.....	85
FIGURA 22: Números médios de estômatos, em folhas de plantas sob os diferentes tratamentos, amostrados separadamente nos diferentes blocos de repetições.....	89
FIGURA 23: Fotomicroscopia óptica de cortes paradérmicos, em aumento de 400X, apresentando a superfície epidérmica na face abaxial da folha de uma planta do controle e a de uma planta irrigada com 100% de líquidos percolados.....	91
FIGURA 24: Sinais de clorose, afetando a nervura central das folhas, em uma planta tratada com soluções de 50% de líquidos percolados do aterro de lixo.....	101
FIGURA 25: Sinais de clorose, iniciando na nervura central em uma planta tratada com soluções de 25% de líquidos percolados do aterro de lixo.....	101
FIGURA 26: Vista geral de uma planta gravemente afetada, tratada com 50% de líquidos percolados do aterro de lixo, apresentando clorose necrose e deformações nas folhas.....	102
FIGURA 27: Detalhes de outra planta gravemente afetada, tratada com 50% de líquidos percolados do aterro de lixo, que apresentava os mesmos sintomas da planta na figura 26.....	103
FIGURA 28: Folhas de planta tratada com 75 % de líquidos percolados, que apresentavam amarelamento e áreas necrosadas nesta estrutura.....	104

FIGURA 29: Planta apresentando descoloramento intenso em áreas localizadas da folha destacada pela seta.....	105
FIGURA 30: Planta tratada com 25 % de líquidos percolados, apresentando folhas afetadas por descoloramentos, em pontos bem demarcados, seguidos de clorose e necrose destas regiões	106
FIGURA 31: Áreas descoloradas, com necrose no início do processo, ocorrendo em regiões despigmentadas bem demarcadas, de uma folha de planta tratada com 50 % de líquidos percolados do aterro de lixo.....	107
FIGURA 32: Folhas deformadas, apresentando pequenas áreas com despigmentações e amarelamentos no início do processo, em uma planta tratada com 50 % de líquidos percolados do aterro de lixo.	108
FIGURA 33: Fotomicroscopia óptica, em aumento de 100 X, do corte transversal de uma região da folha aparentemente despigmentada, em uma planta tratada com 25 % de líquidos percolados.....	109
FIGURA 34: Detalhe em aumento de 200 X, do corte transversal da figura 23.....	110
FIGURA 35: Fotomicroscopia óptica, em aumento de 200 X, de um corte transversal de uma região amarelada da folha, em uma planta tratada com 25 % de líquidos percolados, onde se pode observar muitas células do parênquima esponjoso, desprovidas de cloroplastos.....	110
FIGURA 36: Planta, tratada com 100 % de líquidos percolados, que apresentava folhas com deformações	112
FIGURA 37: Planta, tratada com 100 % de líquidos percolados, que apresentava folhas com deformações.....	112
FIGURA 38: Planta tratada com 50 % de líquidos percolados, que apresentava folhas deformadas, com sinais de clorose e necrose.....	113
FIGURA 39: Planta, tratada com 50 % de líquidos percolados, apresentando deformações e áreas despigmentadas, em pequenas áreas, bem demarcadas.....	113
FIGURA 40: Planta, tratada com 75 % de líquidos percolados, que apresentava deformações decorrentes da formação de galhas.....	114
FIGURA 41: Vista geral da planta da figura ao lado, que apresentava formação de galhas em muitas de suas folhas.....	115
FIGURA 42: Fotomicroscopia óptica, em aumento de 100X, do corte transversal de uma folha, apresentando uma galha em formação.....	116
FIGURA 43: Detalhe, em aumento de 200x, da galha mostrada na figura 42.....	116
FIGURA 44: Fotomicroscopia óptica, em aumento de 200x, de um corte transversal numa folha de planta contaminada com 75 % de líquidos percolados, apresentando uma galha em estágio mais avançado de formação.....	116
FIGURA 45: Detalhe da galha mostrada na figura 44 em aumento de 400x.....	116
FIGURA 46: corte transversal de uma folha em planta contaminada com 75 % de líquidos percolados, apresentando uma galha no estágio mais avançado verificado.....	117
FIGURA 47: Detalhe da galha mostrada na figura 46 em aumento de 200x. A seta destaca que estas células apresentavam também um tamanho aumentado (hipertrofia).....	117
FIGURA 48: Fotomicroscopia óptica, de um corte transversal em folha de <i>A.schaueriana</i> adulta, coletada na área de manguezal vizinha ao aterro e lixo, mostrando uma galha muito semelhante às verificadas no presente estudo, porém num estágio mais avançado, possivelmente reprodutivo. (aumento de 50X).....	118
FIGURA 49: Detalhe, em aumento de 200x, da galha mostrada na figura 48.....	118
FIGURA 50: Planta, tratada com 50 % de líquidos percolados, que apresentava deformações circulares bem demarcadas, destacadas pelas setas, aparentemente, causadas por reações localizadas de defesa contra algum organismo agressor/invasor.....	120
FIGURAS 51 e 52: Alterações no formato de folhas, em plantas tratadas com 50 % de líquidos percolados, causadas provavelmente por ataques localizados de herbívoros/ fitófagos.....	120
FIGURAS 53 e 54: Sinais de necrose em folhas de plantas tratadas com líquidos percolados, causados possivelmente por fungos ou bactérias patogênicas e que apresentavam reações tipicamente circulares..	121

1 INTRODUÇÃO

Atualmente, o problema da poluição causada por resíduos sólidos urbanos, ou simplesmente lixo urbano, tem se revelado freqüentemente, como uma importante causa de degradação ambiental junto aos grandes aglomerados urbanos (Castilho Jr. & Silveira, 1992). O significativo crescimento e concentração populacional nas áreas urbanas, aliado à forte industrialização ocorrida nas últimas décadas, contribuíram decisivamente para o aumento vertiginoso na produção de resíduos das mais diversas naturezas, notadamente nos resíduos sólidos urbanos, determinando um processo contínuo de degradação ambiental com sérias implicações na qualidade de vida do homem (Da Silva, 2002).

A decomposição da matéria orgânica e dos mais diversos materiais presentes no lixo urbano resulta na formação de um líquido de cor escura, odor desagradável e elevado potencial poluente, conhecido como chorume. Subseqüentemente, a percolação das águas, principalmente das chuvas, arrasta o chorume e outros materiais em solução ou suspensão, dando origem aos líquidos percolados de aterros de lixo. Segundo Buschinelli (1985), os processos de decomposição dos diferentes materiais encontrados no lixo urbano resultam numa importante fonte de poluentes potencialmente tóxicos, que são carregados através dos líquidos percolados, em direção às águas superficiais e subsuperficiais podendo, se não forem drenados e tratados adequadamente, causar graves impactos ambientais em ecossistemas vizinhos. A decomposição destes materiais é lenta e os poluentes originados na massa de lixo aterrada, continuam sendo disseminados no ambiente durante um longo período de tempo, principalmente, através dos líquidos percolados (Buschinelli *op cit*).

No Brasil, a legislação ambiental é bastante abrangente e prevê diversas sanções e penalidades a quem causar poluição de qualquer natureza (Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998: Lei dos Crimes Ambientais). Entretanto, a caracterização e a quantificação das diversas classes de poluentes encontrados nos líquidos percolados de aterros de lixo e a avaliação do impacto ambiental causado por estes poluentes não são regidas por uma lei específica, seguindo-se as determinações contidas na Resolução do CONAMA nº 020 de 18/06/86, da legislação federal, acerca da poluição dos corpos d'água. Já em Santa

Catarina, especificamente para este fim, existe a Lei 5793/80 complementada pelo Decreto 14.250/81, que atualmente regulamentam a instalação de novos aterros de lixo urbanos no estado.

Municipalmente, em geral, seguem-se as considerações dos planos diretores e as legislações nacional e estadual que regulamentam, nestes casos, a proteção ambiental. Também são aplicadas normas que regulamentam projetos e construções de aterros sanitários no Brasil, dentre as quais podemos encontrar: as NBR 8419, 8849, 10.004

Inevitavelmente, os resíduos sólidos urbanos devem ser acumulados em alguma parte do território dos municípios onde são gerados; entretanto, por razões estratégicas ou mesmo por falta de conhecimento acerca dos riscos ambientais envolvidos, muitas vezes estes rejeitos foram e ainda são depositados em áreas de grande importância ecológica, colocando em perigo a integridade de ecossistemas e a saúde da população humana local.

Em Florianópolis, capital do estado de Santa Catarina, o lixo urbano foi por muito tempo depositado de maneira incorreta em um aterro de lixo localizado no manguezal do Itacorubi, constituindo-se num dos maiores impactos de origem antropogênica sofridos por este ecossistema (Panitz, 1993). Este aterro de lixo, funcionou ininterruptamente por aproximados 33 anos, levando-se em conta pouco ou nenhum cuidado sanitário com o ambiente circundante. Este aterro foi concluído e desativado em 1989 (CECCA, 1989); contudo, aproximadamente 13 anos após seu definitivo fechamento, ainda pode ser observado o escoamento do líquido percolado em direção à área de manguezal adjacente ao aterro de lixo, causando modificações na coloração e no odor da água, provocando alterações do substrato e possivelmente, relacionando-se com a morte de grande quantidade de árvores de espécies vegetais típicas no manguezal (Masutti, 1999). Nestas áreas, observa-se um grande número de árvores adultas mortas, principalmente, de *Avicennia schaueriana*, formando grandes clareiras e propiciando a substituição da vegetação típica de manguezal por espécies invasoras.

Trabalhos sobre alterações morfoanatômicas e/ou biométricas no desenvolvimento de plantas expostas à contaminação por líquidos percolados de aterros de lixo são muito

escassos e há pouca informação publicada sobre o assunto. Muitos dos artigos e publicações consultadas durante a revisão bibliográfica referiam-se apenas aos efeitos isolados de determinados poluentes encontrados na composição do lixo urbano, notadamente metais pesados e micropoluentes orgânicos.

Assim sendo, buscando contribuir com a avaliação do potencial de toxicidade do líquido percolado gerado no aterro de lixo de Florianópolis, este trabalho objetivou investigar, sob condições controladas, sua influência sobre a sobrevivência e o desenvolvimento da espécie vegetal típica, dominante no manguezal do Itacorubi, *Avicennia schaueriana*. Para isto, 120 plantas jovens desta espécie foram submetidas a um período de 24 semanas de irrigação com diferentes concentrações do líquido percolado coletado no aterro de lixo de Florianópolis, após o qual foram analisadas diversas variáveis morfoanatômicas, biométricas e a taxa de sobrevivência destas plantas.

Observando-se o potencial tóxico dos poluentes químicos originados ou liberados nos processos de degradação do lixo e que possivelmente se encontram na composição dos líquidos que percolam do aterro de lixo de Florianópolis; a hipótese inicial deste trabalho propôs que as concentrações progressivamente maiores de líquidos percolados presentes nos diferentes tratamentos, causariam efeitos negativos no desenvolvimento das plantas contaminadas, podendo ocorrer em diferentes gradações de intensidade, relacionadas com os aumentos das concentrações do efluente nos tratamentos.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 ESPÉCIE ESTUDADA: *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman ex Moldenke 1939 (AVICENNIACEAE)

2.1.1. DESCRIÇÃO DA ESPÉCIE

As árvores de *Avicennia schaueriana* têm o tronco com a casca lisa castanho-claro e suas folhas verde oliva, por vezes discolores, devido à presença de inúmeros tircomas, aparentam-se esbranquiçadas na parte inferior. O formato das folhas pode variar do obtuso ao arredondado até o oblongo ou lanceolado (Sugiyama, 1995 in Schaeffer-Novelli, 1995). Nos manguezais de Santa Catarina (limite austral de distribuição), a espécie *A. schaueriana* sofre redução de tamanho, excepcionalmente, ultrapassando 9 metros de altura e 32,2 centímetros de (D.A.P.) sendo que, em manguezais do norte do país esta espécie chega a medir 27 m de altura e 66,9 cm de D.A.P. (Schaeffer-Novelli & Cintron-Molero, 1994). Conforme Soriano-Sierra (1993) no manguezal do Itacorubi, dentre os indivíduos adultos, é a espécie dominante, com densidade de 800 indivíduos por hectare, com os troncos mais grossos (12,86cm de diâmetro médio), de copas mais frondosas (10,009m²) e com as maiores alturas médias (5,15 m). Tomlinson (1986) descreve suas flores como: pentâmeras (tetrâmeras modificadas), arranjadas em glomérulos ou agregados, localizados nos ramos distais. Cada flor é suportada por uma bráctea triangular e por duas bractéolas. O cálice possui cinco sépalas livres, extensivamente imbricadas e envolvidas pelas bractéolas. A corola da flor é glabra, levemente zigomórfica, possui quatro estames e anteras, mede aproximadamente de 10 a 12 mm na largura e no comprimento e apresenta uma cor esbranquiçada. O ovário apresenta uma aparência aveludada, pela presença de pêlos diminutos. Os frutos apresentam uma cor verde clara no pericarpo e geralmente tem ainda presos neles, o cálice e as bractéolas (Tomlinson, *op cit.*). Uma característica marcante desta espécie é seu extenso sistema radicular secundário que se desenvolve horizontalmente, a pouca profundidade no sedimento. A partir de raízes secundárias desenvolvem-se inúmeras projeções de consistência esponjosa assemelhando-se a dedos de

luva que crescem eretos para fora do substrato (geotropismo negativo). Estas estruturas, denominadas pneumatóforos contém desenvolvidos aerênquimas em seu interior e exercem função de destaque no processo de trocas gasosas entre a planta e o meio (Sugiyama, *op cit*).

2.2 MORFOANATOMIA E BIOMETRIA EM PLANTAS DE *A.schaueriana*.

A morfologia e a anatomia de plantas de manguezais têm sido bastante estudadas, devido ao interesse exercido pelas diversas especializações ecológicas apresentadas por este tipo de vegetação (Tomlinson, 1986). A anatomia das plantas típicas de manguezais está bem documentada, principalmente, nos gêneros *Avicennia*, *Rhizophora* e *Sonneratia*. Em particular a morfologia das folhas, raízes aéreas e a viviparidade do embrião são bastante exploradas (Chapman, 1976).

2.2.1 MORFOANATOMIA FOLIAR

Avicennia schaueriana apresenta uma folha tipicamente dorsiventral, com uma hipoderme, armazenadora de água, constituída de um parênquima esponjoso com 3 a 4 camadas de células (Chapman, 1976). As células da hipoderme são grandes e medem cerca de 2 a 3 vezes o tamanho das células epidérmicas (Lamberti, 1966). Ainda segundo este autor, *A. schaueriana* possui um parênquima paliçádico bem desenvolvido, em geral, com duas camadas de células, regulares, alongadas e compactadas. O valor médio da espessura do mesofilo em folhas de plantas adultas de *A. schaueriana* encontrado por Lamberti *op cit*, foi 400 micrômetros. Na superfície foliar de *A. schaueriana* os estômatos estão localizados apenas na face abaxial, em depressões na camada epidérmica e a observação destas estruturas em folhas de plantas adultas pode ser dificultada pela presença de grande quantidade de tricomas (Chapman, *op cit*). Segundo Lamberti *op cit*, os estômatos em *A. schaueriana*, são do tipo cariofiláceos com duas células subsidiárias, situadas transversalmente em relação à fenda estomática. Conforme este autor, o número médio de

estômatos encontrados em folhas de plantas adultas de *A. schaueriana*, é de 167 estômatos por mm² e pode ser considerado como a maior densidade estomática encontrada entre plantas típicas de manguezais brasileiros. Em ambas as faces, adaxiais e abaxiais da superfície foliar de *A. schaueriana*, podem ser observadas estruturas glandulares, constituídas por várias células, denominadas glândulas de sal (Chapman, *op cit*). Estas estruturas excretoras de sal, segundo este autor, podem também excretar água e outros metabólitos. O número médio destas estruturas observado por Lamberti (*op cit*), em ambas as faces abaxial e adaxial da superfície foliar, em folhas de plantas adultas de *A. schaueriana*, foi de 21 glândulas por mm².

Espécies vegetais típicas de manguezais desenvolveram uma série de adaptações morfológicas e fisiológicas que lhes permitem ocupar um ambiente sob intenso estresse salino, adverso à maioria dos vegetais e onde, a captação de água e nutrientes é dificultada, resultando em um grande gasto de energia. Em *A. schaueriana*, a excreção do excesso de sais, através das glândulas de sal e a compartimentalização em vacúolos celulares são eficientes estratégias adaptativas para manter o equilíbrio iônico nas folhas, protegendo desta forma o aparato fotossintético contra os danos causados pela hipersalinidade (Medina, 1998). Já os estômatos desempenham um importante papel na troca gasosa e transpiração, sendo por isso, a densidade estomática utilizada como uma importante variável ecofisiológica (Santos, 2000). De acordo com a autora, variações no número de estômatos em indivíduos de uma mesma espécie podem refletir alterações no ambiente a que estão submetidos. A densidade estomática pode ainda ser relacionada com a produtividade (Liang *et al.* 1975; Muchow & Sincler, 1989 *apud* Santos, 2000). Assim, o número de glândulas de sal e o número de estômatos podem ser utilizados, como variáveis ecofisiológicas e virem a fornecer dados importantes sobre o desenvolvimento das plantas utilizadas no presente estudo.

2.2.2 ÁREA FOLIAR

A maioria das espécies arbóreas típicas de manguezais é caracterizada pela uniformidade, dada pelo formato, tamanho e textura de suas folhas que dão uma aparência

monótona à vegetação (Chapman, 1976). Em geral há uma relação entre o comprimento e a largura das folhas, nas plantas típicas de manguezais (Lugo et al, 1980). Entretanto, segundo estes autores, em condições ambientais desfavoráveis ou sob situações de estresse, esta relação pode ser alterada e podem ocorrer diminuições de tamanho, deformidades ou aumento da susceptibilidade ao ataque de predadores. Desta forma, a área foliar é citada como uma variável indicadora das condições ambientais e do desenvolvimento destas espécies.

Felipe (1998) observou diferenças significativas em folhas de plantas adultas de *A. schaueriana*, oriundas de 3 diferentes manguezais da Ilha de Santa Catarina, possivelmente, decorrentes dos diferentes estados de conservação e de impacto ambiental a que estão submetidas estas áreas. Este autor encontrou os seguintes valores médios para a área foliar: 21 cm², no manguezal do Itacorubi; 17,85 cm², no manguezal de Ratores e 16,59 cm², no manguezal de Palhoça. Qureshi (1990), estudou o desenvolvimento de espécies típicas de manguezais, incluindo duas espécies do gênero *Avicennia*, em relação a diferentes condições ambientais e constatou ser a área foliar um dos parâmetros mais conspícuos na avaliação do desenvolvimento destas plantas. A área foliar pode ainda ser eventualmente relacionada com a densidade de estômatos e de outras estruturas da superfície foliar. Alguns trabalhos envolvendo aspectos ecofisiológicos têm considerado variações na densidade estomática e em outras estruturas epidérmicas quando confrontadas com a área foliar. Barceló, Vasquez & Poschenreider (1988a) observaram que em plantas de *Phaseolus vulgaris* contaminadas por cádmio, o aumento do número de tricomas por unidade de área estava relacionado com a redução da área foliar, decorrente da redução nos espaços intercelulares e da diminuição do tamanho das células epidérmicas.

2.2.3 VARIÁVEIS MORFOLÓGICAS EXTERNAS

Em espécies vegetais arbóreas de manguezais, as variáveis morfológicas mais utilizadas para se avaliar o desenvolvimento de uma planta são variáveis externas, mais facilmente observáveis, tais como a altura, o número de entrenós, o número de folhas, o diâmetro do caule e o número de ramos laterais. Em Cunha (2000) são citados diversos

trabalhos de autores que utilizam estas variáveis para avaliar espécies típicas de manguezais, na natureza ou sob condições artificiais tais como Savage (1972); Lewis & Dunstan (1975); Pulver (1975) e (1976); Hannan (1976); Teas (1977); Goforth & Thomas (1984); Lewis (1989) e (1980); Kusler & Kentula, (1990); Qureshi (1990); Meneses *et al* (1994); Moscatelli *et al* (1993); Moscatelli & Almeida (1994); Moscatelli *et al* (1994); Eysink *et al* (1998a), (1998b) e Field (1996).

Valores médios destas variáveis observadas por Cunha (*op cit*) em plantas jovens de *A. schaueriana*, produzidas em viveiro, aproximadamente 9 meses após o plantio, foram: 24,04 cm de altura, 8,63 entrenós, 21,88 folhas, 9,1 mm de diâmetro da base e 2,55 ramos laterais.

2.2.4 PESO SECO

Não foram encontrados, na bibliografia consultada, trabalhos que fornecessem especificamente, valores de peso seco observados em plantas típicas de manguezais. Entretanto, o grau de suculência das folhas de espécies vegetais típicas, incluindo *A. schaueriana*, é bem explorado por Lamberti (1966). Segundo este autor, a ocorrência de suculência nas folhas de espécies típicas de manguezais, se deve à presença de tecidos hiperhídricos, com substâncias osmoticamente ativas, somente verificadas, em espécies de manguezais, que não apresentam estruturas excretoras de sal em suas folhas. Entretanto, segundo este mesmo autor, apesar de *A. schaueriana* apresentar estruturas excretoras de sal ela apresenta também uma hipoderme acumuladora de água que pode ser relacionada com a reserva de água e também com o armazenamento de excesso de sais e outros restos metabólicos. Este autor utiliza os valores de peso seco e fresco em uma fórmula que determina o grau de suculência em folhas de *A. schaueriana*. Nos manguezais brasileiros, apenas *A. schaueriana* possui glândulas excretoras de sal e talvez por esta razão, não apresente verdadeiramente suculência em suas folhas, que é verificada apenas entre as espécies arbóreas que possuem mecanismos de exclusão de sais ao nível das raízes e não possuem estruturas excretoras.

O peso seco das diferentes partes da planta também pode ser utilizado na avaliação do desenvolvimento e da produção de matéria seca de plantas provenientes de manguezais impactados. Siu & Tam (1998), avaliaram os efeitos de diferentes diluições de líquidos percolados de um aterro de lixo sobre a produção de biomassa foliar e caulinar em plantas jovens de *Kandelia candel*, de manguezais em Hong Kong, China.

2.3 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Os resíduos sólidos urbanos, popularmente chamados de lixo, podem ser definidos como todo e qualquer material que tenha perdido sua utilidade em uma das três fases da atividade humana: produção, transformação e consumo (Buschinelli, 1985). No Brasil, para a padronização da classificação dos resíduos sólidos urbanos a ABNT-Associação Brasileira de Normas Técnicas dispõe da Norma NBR-10.004. Segundo esta norma, os resíduos sólidos urbanos, excetuando-se os resíduos de serviços de saúde que possuem norma específica, podem ser classificados de acordo com a sua origem e composição como: resíduos sólidos domiciliares, resíduos sólidos comerciais, resíduos sólidos de varrição, resíduos sólidos de entulhos, resíduos sólidos especiais e outros; sendo que cada tipo, devido sua composição, oferece diferentes formas e potenciais de contaminação ambiental (CETESB, 1997a). Para a classificação dos resíduos provenientes dos serviços de saúde, existe especificamente a NBR-12.808 (CETESB, *op cit*).

Desta forma a instalação de novos aterros de lixo, são consideradas atividades potencialmente poluentes e devem ser objeto de prévios Estudos de Impacto Ambiental (EIA) e respectivo Relatório de Impacto Ambiental (RIMA), conforme determina a Resolução do CONAMA nº001/86. Quanto à proteção das águas superficiais e a qualidade dos efluentes líquidos lançados nos corpos d'água, são determinados e regidos pela resolução do CONAMA nº020/86 (CETESB, 1997c).

2.3.1 COMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

O conhecimento da composição dos resíduos sólidos urbanos fornece subsídios e informações para uma correta avaliação dos riscos ambientais oferecidos por estes resíduos, sendo de fundamental importância para o planejamento e avaliação da eficiência dos sistemas de coleta e disposição final dos mesmos (CETESB, 1997a). Segundo Pinto (1979), a composição e a quantidade de lixo produzido em uma comunidade é função do tamanho da população, do padrão socioeconômico de seus habitantes e do seu grau de industrialização; podendo também variar substancialmente no tempo e no espaço, de acordo com a época em que foram produzidos e com as características topográficas e fisiográficas próprias da região geográfica a ser considerada.

A matéria orgânica, em geral, se apresenta como a maior fração entre os componentes do lixo urbano (Rousseaux *et al.* 1989) e de acordo com estes autores sua decomposição causa a eutrofização do ambiente através do excesso de nutrientes e pode originar também, diversos subprodutos tóxicos a plantas e animais. Materiais como restos metálicos, borrachas, couros e têxteis; acrescidos de plásticos, papéis, papelões, principalmente devido às tintas utilizadas na impressão, se constituem na maior fonte de metais pesados encontrados em aterros de lixo no Brasil (Rousseaux *op cit*). Uma grande quantidade de produtos químicos orgânicos sinteticamente industrializados e que são utilizados nas nossas atividades mais corriqueiras, contém substâncias extremamente perigosas, que em pequeníssimas concentrações podem causar efeitos extremamente tóxicos (micropoluentes orgânicos). Alguns valores médios acerca da composição qualitativa do lixo urbano em alguns países do mundo são relacionados a seguir na Tabela 1 e na Tabela 2, podemos confrontar a composição qualitativa do lixo urbano à época da desativação do aterro de lixo de Florianópolis, em 1989, com valores de algumas capitais brasileiras.

Tabela 1: Composição qualitativa do lixo em alguns países do mundo, mostrando o percentual de contribuição dos diferentes materiais no peso total.

Materiais	Brasil	França	Austrália	E.U.A	Inglaterra
Componentes (% de peso)	(*) n=20	(*) n=16	(**)	(**)	(**)
Mat.orgânica	59 (\pm 1,5)	7 (\pm 39)	46,1	48,8	24,0
Papel/papelão	21 (\pm 7)	32 (\pm 8)	24,9	27,0	34,0
Plástico	5,5 (\pm 1,5)	7 (\pm 3)	3,0	7,0	4,0
Metais	3 (\pm 1)	4 (\pm 1)	8,2	8,0	8,0
Vidro	3 (\pm 1)	10 (\pm 2)	14,7	5,0	15,0
Madeira	1,5(\pm 1)	1,5(\pm 1)	-	-	-
Borracha	1(\pm 0,59)	1(\pm 0,5)	-	-	-
Outros	4,5	6	3,1	5,0	15,0

(*) Composição do lixo, média em 20 capitais brasileiras e 16 cidades francesas. Entre parênteses valores do desvio padrão. Adaptado de Rousseaux *et al.* (1989).

()** Composição média do lixo em alguns países do mundo. Adaptado de CETESB (1997^a).

Tabela 2: Composição qualitativa do lixo, mostrando o percentual de contribuição dos diferentes materiais no peso total do lixo em algumas capitais brasileiras, que podem ser confrontados com os valores médios encontrados à época da desativação do aterro de lixo de Florianópolis(*).

Materiais Componentes (% de peso)	Florianópolis (*)	Rio de Janeiro (**)	Belo Horizonte (**)	São Paulo (***)	Manaus (***)
Mat.orgânica	47,33	21,5	69,88	53,8	51,1
Papel/papelão	31,9	36,2	16,77	19,2	29,8
Plástico	8,88	2,6	1,90	11,8	2,8
Metais	3,71	4,2	3,32	5,5	6,8
Vidro	1,95	3,1	2,45	1,9	4,7
Madeira	1,15	1,9	0,93	-	-
Borracha	0,49	-	0,09	-	-
Outros	4,59	30,5	4,66	7,9	5,6

(*) Adaptado de Castilhos-Júnior & Silveira (1992)

(**) Adaptado de Pinto (1979)

(***) Adaptado de CETESB (1997a)

2.3.2 ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (LIXO URBANO)

O método de destinação final do lixo urbano, denominado Aterro Sanitário (“Sanitary Landfill”) evoluiu muito e hoje exige uma série de medidas e cuidados técnicos especiais, que visam suprimir ou ao menos minimizar os problemas ambientais e de saúde pública causados por esta atividade. O projeto de Norma PN 1:63.01-001, de outubro de 1987, da ABNT, que trata da degradação do solo, define Aterro Sanitário como: “Forma de disposição final dos resíduos sólidos urbanos, no solo, através do confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo, segundo normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais”. O método consiste do confinamento do lixo no menor volume

possível, compactando-o e impedindo sua exposição ao ar livre mediante sua cobertura com uma camada de terra, visando minimizar os odores de gases originados do lixo em decomposição, evitando incêndios e impedindo a proliferação de organismos nocivos do ponto de vista sanitário (Pinto, 1979; CETESB, 1997c).

Além da compactação e confinamento do lixo, num aterro sanitário são necessários ainda, procedimentos técnicos e medidas específicas de proteção ambiental, relacionadas com o controle de líquidos percolados e de gases produzidos durante o processo de decomposição do lixo (Pinto, *op cit*). O Projeto de Norma PN1: 603.06.006-Aterros de resíduos não perigosos- Critérios para a Construção e Operação, elaborado pela ABNT, estabelece critérios para construção de aterros resíduos classe II (que inclui o lixo urbano) e que podem ser utilizados como exigência mínima nos projetos de construção de aterros sanitários. Entre estes critérios podemos destacar a exigência de medidas e procedimentos técnicos tais como: o monitoramento da evolução dos processos de decomposição do lixo e de possíveis contaminações da atmosfera e mananciais de água por seus efluentes; evitar a infiltração e o contato de água com a massa de lixo aterrada, através da drenagem das águas provenientes da chuva e/ou de aquíferos próximos; impermeabilização do solo e isolamento adicional para com os mananciais de águas superficiais e sub-superficiais (a critério dos órgãos competentes de controle da poluição ambiental); controle, drenagem e tratamento de líquidos percolados e de gases produzidos no interior da massa de lixo aterrada (CETESB, 1997b).

Apesar de os aterros sanitários constituírem-se numa das alternativas mais adequadas à disposição final do lixo urbano, sendo amplamente utilizados na maioria dos países desenvolvidos, não se pode desprezar a realidade dos países em desenvolvimento, nos quais, só recentemente, este método vem sendo utilizado com mais frequência e onde nem sempre se dispõe de recursos suficientes para implementação das técnicas de proteção ambiental exigidas (CETESB, 1997a). Desta forma, os aterros controlados de lixo se originaram na tentativa de evitar, ao menos parcialmente, os problemas de saúde e de contaminação ambiental causados pela deposição do lixo urbano, utilizando-se de, pelo menos, alguns dos procedimentos técnicos e medidas de proteção ambiental (Pinto, *op cit*). De acordo com este autor a expressão “aterros controlados” deriva-se do inglês “controlled tipping” que tem mais o sentido de dominar ou dirigir, do que de controlar. No Brasil, os

vazadouros a céu aberto foram durante muito tempo, a forma mais comum de disposição final do lixo urbano, sendo adotada até a década de setenta, em muitas cidades brasileiras. Todavia estes vazadouros apresentavam graves riscos do ponto de vista sanitário e enormes inconvenientes para regiões vizinhas, sendo aos poucos substituídos por aterros sanitários ou aterros controlados de lixo (Pinto, *op cit*).

2.3.3 O ATERRO DE LIXO DA CIDADE DE FLORIANÓPOLIS

Em Florianópolis-SC, o lixo da cidade começou a ser depositado no manguezal do Itacorubi em 1956 e até 1978 foi depositado sem nenhum cuidado sanitário, constituindo-se num depósito de lixo a céu aberto (vazadouro) onde eram dispostas cerca de 90 toneladas de resíduos/dia (Panitz, 1986). Entre 1978 e 1989, mesmo depois das recomendações feitas pela CETESB (1979) no sentido de desativá-lo, procurou-se ao invés disto, constituir-se um aterro sanitário; entretanto, não foi realizado nenhum tipo de impermeabilização ou qualquer outra medida de controle, que evitasse a contaminação do manguezal pelos líquidos percolados do aterro. Sua capacidade esgotou-se em 1980, época em que a produção de resíduos já atingia cerca de 250 toneladas/dia e para ampliá-lo foi tomada mais uma parte do manguezal, totalizando com isto 9,4 ha de área aterrada (Queiroz, 1993). Posteriormente foram necessárias novas ampliações, que somadas às áreas anteriormente aterradas totalizaram, à época de seu desativamento, 12 ha de ocupação do manguezal (Soriano-Sierra et al.1993 *apud* Soriano-Sierra & Sierra de Ledo, 1998).

Após sua desativação em 1989 (CECCA/FNMA.1996); estima-se que foram depositados, no aterro de lixo da cidade de Florianópolis, cerca de 75 milhões de toneladas de lixo doméstico, comercial, laboratorial e hospitalar (Soriano-Sierra & Sierra de Ledo, 1998). O aterro de lixo de Florianópolis pode hoje ser considerado como um “aterro controlado de lixo”, visto que foram tomadas algumas medidas parciais de controle dos impactos ambientais, tais como a instalação de drenos para as águas das chuvas, o confinamento do lixo em camadas cobertas com solo e a revegetação de parte da área aterrada. Entretanto, neste aterro não foram realizadas a impermeabilização do solo, a drenagem e o tratamento dos líquidos percolados, da massa de lixo aterrada, medidas das

mais importantes para o controle e minimização dos impactos ambientais. Os líquidos percolados provenientes do aterro fluem livremente em grande parte de sua periferia, principalmente no flanco nordeste do aterro na região fronteira ao manguezal do Itacorubi, onde o alto nível do lençol freático impede a infiltração imediata no solo e faz com que este efluente escorra sobre a superfície do solo, disseminando-se, durante as inundações das marés, ao longo de uma grande extensão do manguezal.

O aterro de lixo da cidade de Florianópolis e áreas contíguas de manguezal tem sido objeto de estudo de diversos trabalhos científicos e hoje, este aterro é considerado como uma das maiores fontes de poluentes para o manguezal do Itacorubi, principalmente de metais pesados.

Segundo Rousseaux *et al.* (1989) um dos maiores problemas encontrados durante a disposição final e tratamento do lixo urbano é limitar a disseminação, através dos líquidos percolados, de metais pesados e outros poluentes perigosos, no ambiente. Em 1979, a CETESB realizou um trabalho acerca do impacto ambiental dos resíduos do aterro de lixo de Florianópolis sobre o manguezal do Itacorubi. Neste trabalho alguns metais como mercúrio, cromo e ferro ainda não se apresentavam nas águas superficiais e subsuperficiais, em concentrações acima das permitidas pela legislação vigente; entretanto alguns metais, como o manganês, já eram detectados em concentrações acima do aceitável, aquela época.

Panitz (1986, 1992), estudou as espécies vegetais típicas do manguezal do Itacorubi, com ênfase na produção de serrapilheira e ciclagem de nutrientes. Neste trabalho apesar de não objetivar a identificação de nenhum padrão característico de acumulação, a autora observou, incluindo alguns pontos da vizinhança do aterro de lixo de Florianópolis, nas folhas de *A.schaueriana*, concentrações de zinco notavelmente maiores do que nas outras espécies arbóreas, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle*, também coletadas próximas ao aterro de lixo. Queiroz *et al.* (1993) estudando a presença de metais pesados (Fe, Al, Cd, Ni, Hg e Pb) nos sedimentos e águas dos rios Sertão e Itacorubi, próximos ao aterro de lixo de Florianópolis, encontraram valores próximos aos permitidos pela legislação, sendo que para o ferro em todos os pontos amostrados, os valores estavam significativamente acima do permitido. Os autores sugerem, neste trabalho, que o aterro de lixo seria a principal fonte de metais pesados para os compartimentos abióticos (água e sedimento) do manguezal do Itacorubi e identificam ainda um padrão de acréscimo nas

concentrações, bem como, na diversidade destes elementos, observadas desde a instalação do aterro até os dias de hoje.

Já Rivail da Silva *et al.* (1998) constataram a presença de altas concentrações de Pb, As, Sn, Ag e Cd nos sedimentos do manguezal. Moraes *et al.* (1997), estudando as diferentes espécies de ferro presentes em águas superficiais em função das marés, similarmente observaram um aumento nas concentrações deste metal em direção ao aterro de lixo, sugerindo também ser este a principal fonte de ferro para o manguezal.

Masutti (1999) num estudo detalhado acerca da contaminação do manguezal do Itacorubi por metais pesados (Cd, Cu, Mn, Ni, Pb) também sugere ser o aterro de lixo de Florianópolis a principal fonte de metais pesados para o manguezal encontrando concentrações relativamente altas destes elementos nos diversos compartimentos bióticos (fauna e flora) e abióticos (água e sedimento) estudados. Neste trabalho, a autora constatou que as águas intersticiais de áreas contíguas ao aterro de lixo apresentavam altas concentrações de metais, indicando a contaminação através dos líquidos percolados provenientes do aterro e também que ocorreu um enriquecimento nas concentrações destes elementos, quando comparadas com trabalhos realizados anteriormente, sugerindo que apesar de estar desativado há mais de 10 anos, o aterro ainda contribui significativamente para a contaminação do ambiente por metais pesados.

Desta forma, provavelmente o aterro de lixo de Florianópolis, ainda hoje, se constitui numa fonte de poluentes perigosos, que se originam na lenta decomposição dos componentes do lixo, e que podem, há muito tempo, estarem sendo transportados, pelos líquidos percolados, para áreas do manguezal vizinhas ao aterro. Um indício muito forte na constatação deste fato é que em áreas de manguezal, nas cercanias do aterro de lixo de Florianópolis, observa-se a morte de grande quantidade de árvores adultas na sua maioria, pertencentes à espécie *A. schaueriana*, formando ao longo da região circunvizinha ao aterro grandes clareiras, descaracterizando o ambiente e dificultando a regeneração natural do ecossistema (Cunha, 2000).

Hoje, nestes locais, pode se perceber a substituição da vegetação típica de manguezais por espécies invasoras. Considerando-se o impacto ambiental causado pela grande quantidade de lixo urbano acumulada durante tantos anos neste local, não é difícil supor que a morte e a substituição destas árvores nas vizinhanças do aterro sanitário possa

estar de alguma forma relacionada com a degradação dos diferentes tipos de materiais encontrados na massa de lixo aterrada; e com a disseminação dos poluentes originados neste processo, através dos líquidos percolados do aterro de lixo.

2.3.4 PROCESSOS DE DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS EM ATERROS DE LIXO URBANO

A degradação dos resíduos sólidos depositados em um aterro de lixo é um fenômeno constituído basicamente da superposição de mecanismos físicos, químicos e biológicos, catalisados pela água, proveniente da umidade dos resíduos, das águas das chuvas e de aquíferos próximos que, via de regra, conduzem à formação dos líquidos percolados e do biogás (Da Silva, 2002). Os principais fenômenos físicos que atuam durante a degradação dos resíduos são a compactação, a volatilização, o transporte e a mistura. A compactação pode ocorrer naturalmente devido ao próprio peso da massa aterrada ou através de processos mecânicos artificiais; já a volatilização é o principal mecanismo que conduz a formação de substâncias gasosas; por sua vez, o transporte e mistura dos subprodutos da degradação do lixo podem ocorrer por convecção, por difusão, por infiltração ou por ação da gravidade (Tchobanoglous, 1993).

As transformações químicas que os componentes do lixo podem sofrer durante a sua degradação, são mediadas pelas mais variadas classes de reações químicas, desde reações de simples substituição, de dehidrogenação (hidrólise), de oxidação e de redução, até reações mais complexas, mediadas biologicamente, como reações de hidrólise de esteres e amidos, de deaminação, e de dehalogenação, entre outras (Tchobanoglous, *op cit*). Além dos processos físicos e químicos a que estão sujeitos os componentes do lixo urbano, a bioconversão da matéria orgânica, em formas solúveis e gasosas, é um dos principais processos envolvidos na degradação do lixo urbano.

Durante o processo de degradação biológica dos resíduos sólidos urbanos, a suscetibilidade das substâncias ao arraste pela água que percola no aterro, se modifica drasticamente, de acordo com os processos metabólicos (bioquímicos) predominantes no interior da massa aterrada (Da Silva, *op cit*). As transformações da matéria orgânica,

ocorridas durante a degradação biológica tem origem basicamente em dois processos metabólicos distintos: os metabolismos aeróbios e anaeróbios, realizados por microrganismos heterótrofos que decompõem o substrato (matéria orgânica putrescível) para a obtenção de energia. A principal diferença entre estes dois processos reside nos produtos finais originados, de forma que, a composição dos líquidos percolados se altera bastante ao longo do tempo, de acordo com as sucessivas fases do processo de degradação do lixo condicionadas principalmente pela disponibilidade de oxigênio nas camadas de lixo aterradas (Tchobanoglous, *op cit*).

Logo após a cobertura do lixo, existe uma quantidade limitada de oxigênio aprisionado entre os diversos materiais presentes que é utilizado por microrganismos aeróbios para degradar a matéria orgânica sob a ação de enzimas hidrolíticas extracelulares, constituindo-se na primeira fase do processo de degradação da matéria orgânica contida no lixo, denominada fase de hidrólise ou liquefação. Nesta fase ocorre a hidrólise de moléculas insolúveis de grande porte tais como hidratos de carbono, hidrocarbonetos, proteínas e gorduras, que são degradadas em moléculas solúveis cada vez menores, polipeptídeos, ácidos aminados, ácidos graxos, até formarem como produtos finais água, gás carbônico, carbonatos, bicarbonatos, nitratos, fosfatos, sulfatos e metais na forma de hidróxidos ou carbonatos (Da Silva, *op cit*). A fase aeróbia é relativamente curta, durando aproximadamente um mês, período em que o oxigênio confinado no aterro é rapidamente consumido (Da Silva, *op cit*). Nesta fase os líquidos percolados apresentam grande quantidade de matéria orgânica em decomposição, sendo portanto, caracterizada pela alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Os principais microrganismos que atuam no metabolismo aeróbio são bactérias, fungos e leveduras.

Posteriormente a depleção da quantidade de oxigênio causada pelo metabolismo aeróbio, favorece o predomínio de microrganismos anaeróbios facultativos, que podem tolerar a presença de oxigênio e que realizam predominantemente a fermentação ácida (Borges de Castilhos, 2002a). Estes microorganismos denominados bactérias acidogênicas (2ª fase: acidogênica) e bactérias acetogênicas (3ª fase: acetogênica) transformam a matéria orgânica hidrolisada em compostos orgânicos simples altamente solúveis, principalmente ácidos orgânicos de baixo peso molecular, como ácidos graxos voláteis na fase acidogênica

e ácido acético, preponderantemente produzido pelas bactérias acetogênicas durante a fase acetogênica (Silva, *op cit*).

Nas fases acidogênicas e acetogênicas a presença destes ácidos faz baixar muito o pH da solução, contribuindo para a solubilização de materiais inorgânicos, principalmente íons metálicos e outros íons inorgânicos nutrientes. Conseqüentemente, nestas fases, os líquidos percolados apresentam elevadas concentrações de diversos sais e íons metálicos de alta solubilidade, de forma que podem ser caracterizados por valores altos de condutividade elétrica e por baixos valores de pH e de potencial redox (E_H) (Borges de Castilhos *et al.* 2002). Também são características das fases acidogênicas e acetogênicas a geração de grandes quantidades de nitrogênio amoniacal (Tchobanoglous, *op cit*).

Ao longo do tempo o processo de degradação facultativo vai propiciando condições ambientais favoráveis ao surgimento de uma população microbiana mista, composta de organismos anaeróbios facultativos e anaeróbios estritos. Neste ponto, a taxa de solubilidade da maioria dos componentes é diminuída, e observa-se uma menor presença de ácidos orgânicos fazendo com que os valores do pH da solução comecem a subir, se aproximando da neutralidade e com que os valores do potencial redox se reduzam ainda mais, atingindo valores muito baixos (Borges de Castilhos, 2002b). Neste momento se inicia a quarta e última fase da degradação da matéria orgânica, denominada metanogênica, onde predominam bactérias anaeróbias estritas (bactérias metanogênicas) que se desenvolvem apenas sob uma estreita faixa de valores do pH (entre 6,6 e 7,4).

Os compostos orgânicos simples formados nas fases ácidas, principalmente na fase acetogênica são consumidos pelas bactérias metanogênicas, produzindo como produtos finais, principalmente gás carbônico, metano, amônia, gás sulfídrico (H_2S) e restando ainda matéria orgânica resistente, de difícil degradação biológica (Da Silva, 2002).

São características dos percolados de aterros de lixo na fase metanogênica: pH, próximo da neutralidade; baixa condutividade elétrica, baixos valores de E_H , baixa concentração de sólidos totais dissolvidos, valores pequenos de DBO e menores ainda na relação DBO/DQO (Tchobanoglous, 1993). A relação DBO/DQO pode dar uma idéia da biodegradabilidade dos compostos orgânicos presentes no líquido percolado, a qual pode variar muito ao longo do tempo. No início do processo de degradação os valores desta relação alcançam 0,5 ou mais. Valores entre 0,4 e 0,6 indicam que os compostos são

prontamente biodegradáveis. Já valores muito baixos na relação DBO/DQO, de 0,05 até 0,2 indicam menor capacidade de biodegradação dos compostos orgânicos presentes nos líquidos percolados, característica de aterros de lixo finalizados à muito tempo, já estabilizados e onde predominam a fase metanogênica (Tchobanoglous, *op cit*).

Durante a fase metanogênica, os líquidos contém principalmente ácidos fúlvicos, húmicos e outras substâncias orgânicas, como a lignina, que são muito resistentes à degradação biológica. O conteúdo de lignina presente nos diversos componentes e nos líquidos percolados do lixo urbano, também pode ser usado para estimar a biodegradabilidade da fração orgânica. Como consequência do acúmulo destas substâncias pouco degradáveis, na massa aterrada e nos líquidos percolados, o processo de degradação e estabilização do lixo é retardado, ficando cada vez mais lento e difícil, perdurando por longos períodos de tempo (Tchobanoglous, *op cit*).

2.3.5 O PROBLEMA DA POLUIÇÃO CAUSADA POR ATERROS DE LIXO URBANO EM ZONAS COSTEIRAS. O CASO DOS MANGUEZAIS.

Segundo um estudo realizado pelo Programa Ambiental das Nações Unidas (UNEP) 65% das grandes cidades do mundo estão localizadas em zonas costeiras, significando cerca de 3,6 bilhões de pessoas vivendo a menos de 100 km da costa (UNEP, 1991). Nestas cidades, durante o desenvolvimento das mais diversas atividades humanas, são geradas grandes quantidades de compostos químicos que são descarregados diretamente no ambiente com pouco ou nenhum controle e tratamento. Neste contexto, os aterros de lixo podem ser considerados fontes difusas de poluição, as quais são difíceis de controlar e que podem causar problemas ambientais, durante muito tempo, mesmo após terem sido extintas as causas da poluição (Lacerda, 1998). Aterros de lixo que, por exemplo, foram desativados há 20-30 anos, continuavam a emitir líquidos percolados contaminados por diversos poluentes químicos, principalmente metais pesados (Macnamara, 1971 apud Buschinelli, 1985).

Assim os aterros e depósitos de lixo figuram como uma das principais fontes de micro-poluentes orgânicos, de metais pesados e de excesso de nutrientes em zonas costeiras

urbanizadas, principalmente em áreas alagadas (wetlands), como manguezais e marismas (Lacerda, *op cit.*). A causa disto é que os manguezais e outras áreas costeiras alagadas foram no passado, consideradas áreas apropriadas para a deposição do lixo urbano, pois eram áreas de difícil ocupação, que exalavam mau cheiro, onde proliferavam insetos transmissores de doenças e que deviam ser aterradas (Tchobanoglous, 1993). Até bem pouco tempo a construção de aterros de lixo em áreas de manguezais ainda era aceitável, desde que fossem tomadas algumas medidas de proteção ambiental, evitando ou procurando minimizar a contaminação e a degradação do ambiente (Tchobanoglous *op cit.*). Desta forma, ainda podemos encontrar, em todo o mundo, exemplos de aterros de lixo localizados em áreas de manguezais. Muitos destes aterros mesmo estando desativados, ainda hoje, continuam contaminando e causando problemas ambientais graves nestes ecossistemas (Tchobanoglous, *op cit.*).

A nível mundial, a tendência é se repararem os danos ambientais causados em locais de reconhecida importância ecológica, proibindo a construção/continuação desta atividade, potencialmente poluente e perigosa, nestes locais. Atualmente, no Brasil, para a instalação de novos aterros e depósitos de lixo tem sido exigido o cumprimento das normas de segurança propostas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas e o cumprimento das medidas de proteção ambiental previstas, nas legislações nacional e estadual, pertinentes.

O principal problema ambiental originado pela deposição do lixo urbano em aterros de lixo é o risco potencial de poluição de águas superficiais e sub-superficiais. Isto ocorre quando a água passa através da massa de resíduos e acumula diversos poluentes presentes no lixo, acrescidos dos subprodutos oriundos dos processos de degradação do lixo (Da Silva, 2002). Os componentes do lixo em solução ou em suspensão e os subprodutos da decomposição do lixo são transportados através dos líquidos percolados para ecossistemas vizinhos, causando problemas de contaminação do solo, vegetação, águas subterrâneas e superficiais (Buschinelli, 1985). Além de normalmente apresentarem uma alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO) que atinge valores de 10 a 100 vezes superiores aos encontrados, por exemplo, no esgoto doméstico; os líquidos percolados do lixo urbano apresentam grandes quantidades de nutrientes, íons metálicos e diversos poluentes perigosos em concentrações muito superiores às encontradas nos esgotos municipais (Pinto, 1979).

2.3.6 LÍQUIDOS PERCOLADOS DE ATERROS DE LIXO-DEFINIÇÃO E PROCESSO DE FORMAÇÃO

A decomposição da matéria orgânica e de outros materiais encontrados no lixo urbano resulta na formação de um líquido de cor escura, odor desagradável e de elevado potencial poluente e tóxico, denominado chorume. Posteriormente, a percolação das águas, principalmente das chuvas, arrasta consigo o chorume e outros materiais presentes, em suspensão ou solução, na massa de lixo aterrada, constituindo-se nos chamados líquidos percolados de aterros de lixo (CETESB, 1997a). Esses líquidos percolados são formados pela umidade natural do lixo; pela água de constituição de alguns materiais presentes no lixo, liberada pela sua compactação; pelos líquidos gerados no processo de degradação biológica do lixo; pela infiltração da água de aquíferos próximos e também da água das chuvas que caem sobre o aterro, sendo que estas duas últimas parcelas são normalmente superiores às demais (CETESB, *op cit*).

Da água que precipita sobre o aterro de lixo, parte é devolvida à atmosfera pela evapotranspiração, parte escoia superficialmente e o restante infiltra, podendo ficar retida no aterro. A infiltração da água e sua movimentação no solo são processos naturais conhecidos como percolação e fazem parte do ciclo de recarga do lençol freático. Este fenômeno depende fundamentalmente da quantidade de água que entra no aterro de lixo, da composição dos resíduos aterrados e da capacidade de retenção de água exibida pelos resíduos e pelo solo (capacidade de campo). Quando a capacidade de retenção é excedida a água carrega as diversas substâncias químicas originadas na degradação do lixo, num processo conhecido como lixiviação (Da Silva, 2002). Em geral, esta quantidade de água excedente, contendo diversos poluentes potencialmente tóxicos, aflora e escorre livremente em direção às águas superficiais, disseminando-se por longas distâncias; ou então, dependendo da porosidade do solo original abaixo do aterro, infiltra-se atingindo o lençol freático (Da Silva, *op cit*).

2.3.7 CARACTERIZAÇÃO E COMPOSIÇÃO DOS LÍQUIDOS PERCOLADOS DE ATERROS DE LIXO

As características dos líquidos percolados de aterros de lixo estão relacionadas com quantidade produzida, com a natureza dos resíduos (composição) e com a etapa de estabilização em que se encontra o aterro (fases de degradação do lixo), variando muito de um aterro para o outro, de acordo com a região e com as estações do ano consideradas (Pineda, 1998 *apud* Da Silva, 2002). Segundo Tchobanoglous (1997), a composição química e as principais características físico-químicas dos líquidos percolados de aterros de lixo variam grandemente ao longo do tempo (idade do aterro) e conforme os processos biológicos que se desenvolvem no momento da amostragem. De acordo com este autor, se a amostragem for realizada durante a fase acidogênica de degradação do lixo (fase que pode durar anos) os valores de pH serão muito baixos e os valores de DBO, DQO, carbono total, sólidos suspensos totais, íons nutrientes e íons metálicos diversos, incluindo metais pesados, serão correspondentemente altos nos líquidos percolados.

Por sua vez, se a amostragem for realizada durante a fase metanogênica, típica de aterros maduros, que foram fechados há muito tempo, os valores do pH serão muito próximos da neutralidade (entre 6,5 e 7,5) e os valores de DBO, DQO, carbono total, sólidos suspensos totais, íons nutrientes e íons metálicos podem ser bastante baixos, entretanto nesta fase os valores de nitrogênio amoniacal são cada vez mais altos nos líquidos percolados e são característicos de aterros de lixo maduros, onde predomina a fase metanogênica. Ainda segundo Tchobanoglous (*op cit*), os valores do pH não dependem somente da quantidade de ácidos orgânicos presentes na solução do lixo, podendo variar também com a pressão parcial de gás carbônico e com a presença de carbonatos e bicarbonatos. A presença destes elementos, de acordo com Da Silva (2002), pode aumentar a capacidade tampão do sistema indisponibilizando íons metálicos sob forma de hidróxidos, fosfatos e carbonatos pouco solúveis ou liberando elementos eutrofizantes sob forma de nitratos e fosfatos. Assim, a obtenção de valores típicos das características físico-químicas e da composição dos líquidos percolados de aterros de lixo é bastante difícil, pois variam muito de aterro para aterro; entre regiões geográficas com características diferentes; e também ao longo do tempo, durante a sucessão de processos de degradação de seus

componentes. A Tabela 3 apresenta algumas variáveis relacionadas com a composição e caracterização físico-química e biológica de líquidos percolados em aterros de lixo novos e antigos.

Tabela 3: Caracterização de líquidos percolados de aterros de lixo novos e antigos.

Parâmetros Físico/Químicos e Biológicos	Aterros novos (menos de dois anos)		Aterros antigos (mais de 10 anos)
	Max/min	Típico	Max/min
DBO	2000-30.000	10.000	100-200
Carbono orgânico total	1.500-20.000	6.000	80-160
DQO	3.000-60.000	18.000	100-500
Sólidos suspensos totais	200-2.000	500	100-400
N orgânico	10-800	200	80-120
Amônia	10-800	200	20-40
Nitrato	5-40	25	5-10
P total	5-100	30	5-10
CaCO₃	1000-10.000	3.000	200-1000
PH	4,5-7,5	6	6,6-7,5
Cálcio	200-3.000	1.000	100-400
Magnésio	50-1.500	250	50-200
Potássio	200-1.000	300	50-400
Sódio	200-2.500	500	100-200
Cloro	200-3.000	500	100-400
Sulfato	50-1.000	300	20-50
Ferro total	50-1.200	60	20-200

Valores em mg/L⁻¹ para todas variáveis, físicos químicas e biológicas utilizadas, exceto para valores de pH que são dados numa escala com valores de 1 a 14. Adaptado de Tchobanoglous (1993)

2.3.8 POLUENTES QUÍMICOS ENCONTRADOS NOS RESÍDUOS SÓLIDOS E LÍQUIDOS PERCOLADOS DE ATERROS DE LIXO URBANO

Uma grande quantidade de produtos residuais provenientes das mais diversas atividades humanas, utilizados, diariamente, em casas, serviços de saúde, indústrias e no comércio de uma cidade pode conter uma ampla variedade de materiais e substâncias químicas poluentes extremamente perigosas à saúde pública e ao meio ambiente (CETESB, 1997c). Tais poluentes, comumente encontrados nos resíduos sólidos e líquidos percolados de aterros de lixo urbano são classificados como resíduos químicos perigosos, desde que apresentem determinadas propriedades relacionadas com segurança e saúde pública. Como exemplo de propriedades relacionadas com a segurança podemos citar: corrosividade, possibilidade de explosão, de ignição, de inflamação e capacidade de reação entre outras. Entre as propriedades relacionadas com a saúde podemos encontrar propriedades: de infecção, de irritação (respostas alérgicas), mutagênicas, teratogênicas, cancerígenas e de toxicidade aguda e crônica (Tchobanoglous, 1993). A norma NBR-12.008, de janeiro de 1993 enquadra os resíduos químicos perigosos na Classe B-Resíduo Especial/tipo B.3. Na Tabela 4 podemos encontrar alguns produtos considerados perigosos e de uso doméstico comum que são tipicamente encontrados no lixo urbano.

Tabela 4: Produtos residuais considerados perigosos, de uso doméstico comum, que podem ser encontrados na composição do lixo urbano e suas características relacionadas à saúde e segurança públicas. Adaptado de Tchobanoglous (1993).

Produtos	Propriedades
De limpeza	
Abrasivos em pó	Corrosivos
Aerosóis	Inflamáveis
Alvejantes à base de amônia e cloro	Corrosivos
Desobstruidores de canos e tubulações	Corrosivos
Polidores de móveis, pratarias e sapatos	Inflamáveis
Removedores de gordura	Corrosivos
Limpa-vidros	Irritantes
De cuidado pessoal	
Loções capilares	Tóxicos/venenosos
Shampoo medicinal	Tóxicos/venenosos
Removedores de esmalte de unha	Venenosos/inflamáveis
À base de álcool	Tóxicos/venenosos
Automotivos	
Anticongelantes	Venenosos
Óleos de freio e transmissão	Inflamáveis
Baterias	Corrosivos
Óleo diesel	Inflamável
Querosene	Inflamável
Gasolina	Inflamável/venenoso
De pintura	
Tintas à base de látex ou óleo	Inflamáveis
Solventes e removedores de tintas	Inflamáveis
Produtos de jardinagem e de controle de insetos caseiros	
Pesticidas	
Herbicidas	Tóxicos/venenosos
Inseticidas	Tóxicos/venenosos
Fertilizantes químicos	Tóxicos/venenosos
	Tóxicos/venenosos
Diversos	
Baterias de aparelhos eletrônicos	Corrosivos
Materiais fotográficos e de revelação	Corrosivos/tóxicos/venenosos

Todos estes produtos residuais, comumente encontrados em aterros de lixo urbano podem ser solubilizados e posteriormente lixiviados pelos líquidos percolados podendo ser dispersos em altas concentrações, por um raio bastante amplo em volta dos aterros (CETESB, 1997c).

Os produtos residuais considerados perigosos, em geral são constituídos ou contém em suas fórmulas, elementos e substâncias químicas perigosas como metais pesados e micropoluentes orgânicos, que representam grandes riscos ao meio ambiente e à saúde pública. Os efeitos destes elementos e substâncias químicas são extremamente danosos à maioria das formas de vida e os efeitos nocivos a longo prazo ainda não são bem compreendidos. O conhecimento acerca destes efeitos se restringe na maioria das vezes a curtos períodos de exposição e a um número limitado de espécies, sem considerar os ecossistemas como um todo (Wu, 1999). Alguns destes poluentes persistem no ambiente por longos períodos de tempo e podem ter seus efeitos aumentados através de processos biológicos como a biotransformação, bioconcentração e biomagnificação. Muitos dos poluentes considerados perigosos, encontrados no lixo urbano, podem ser biologicamente transformados em compostos mais perigosos do que a forma original. Metais pesados como mercúrio, arsênio e selênio podem ser transformados, durante a fase anaeróbia de degradação do lixo, em compostos extremamente tóxicos como metilmercúrio, dimetilarsênio e dimetilselênio (Tchobanoglous, 1993). Nas Tabelas 5, 6, 7 e 8 podemos observar alguns destes poluentes e os efeitos nocivos que eles podem causar nos seres vivos.

Tabela 5: Elementos químicos inorgânicos, não metálicos, considerados perigosos e comumente encontrados no lixo urbano. Usos, propriedades e efeitos nos seres vivos.

Não metais/Nome	Símbolo	Usos	Efeitos/Propriedades
Arsênio	As	Aditivo em ligas metálicas de chumbo e cobre	Efeitos de longo prazo: cancerígenos, mutagênicos, de fadiga e perda de energia, danos à tecidos epidérmicos.
Selênio	Se	Placas eletrônicas e xerográficas, aparelhos de tv, computadores, cerâmicas(corantes), ligas de aço e cobre, vulcanizadores, catalizadores.	Efeitos de longo prazo: enfraquecimento, depressão, irritação de mucosas

Adaptado de Tchobanoglous (1993).

Tabela 6: Elementos químicos metálicos perigosos que podem ser encontrados no lixo urbano. Usos, propriedades e efeitos nos seres vivos.

Metais/ Nome	Símbolo	Usos	Efeitos/Propriedades
Bário	Ba	Tubos de vácuo, equipamentos de raio X, plugs de acendedores elétricos	Inflamável à temperatura ambiente Quando na forma de pó, afeta a pressão em tecidos condutores.
Cádmio	Cd	Cobertura eletrolítica de metais, fundições, sistemas contra fogo, baterias, conduintes elétricos, pigmentos cerâmicos, esmaltes, fungicidas, materiais fotográficos e litográficos, lâmpadas de vapor de cádmio, células fotoelétricas.	Inflamável à temperatura ambiente Quando na forma de pó, compostos solúveis altamente tóxicos, cancerígeno. Concentra-se em tecidos vivos.
Cromo	Cr	Em ligas e na cobertura de plásticos e metais anti-corrosão, aços, pigmentos inorgânicos.	Carcinogênicos e corrosivos de tecidos vivos, danos epidérmicos e no fígado.
Chumbo	Pb	Baterias, aditivos de gasolina, pigmentos de tintas, munições, conduintes, chapas, fusíveis, amálgamas, soldas, etc.	Altamente tóxico, teratogênico, danos no sistema nervoso e no fígado.
Mercúrio	Hg	Amálgamas, catalisadores, equip. elétricos, produção de cloro e soda cáustica, lâmpadas de vapor de mercúrio, cobertura de espelhos	Altamente tóxico, teratogênico, danos no sistema nervoso central.

Adaptado de Tchobanoglous (1993).

Tabela 7: Compostos e elementos químicos orgânicos considerados perigosos, que podem ser encontrados no lixo urbano. Fórmulas químicas, usos, propriedades e efeitos nos seres vivos. Compostos orgânicos mais freqüentes em aterros de lixo urbanos (*).

Composto orgânico/ Nome	Fórmula	Usos	Efeitos/Propriedades
Benzeno *	C_6H_6	Fabricação de: Monômero de estireno, ciclohexano, fenol, nitrobenzeno, solventes em geral.	Cancerígeno, altamente tóxico, inflamável.
Etilbenzeno *	$C_6H_5C_2H_5$	Intermediário na fabricação de estireno, solventes.	Tóxico, irritante, inflamável.
Tolueno *	$C_6H_5CH_3$	Fabricação de : gasolina de avião, benzeno, fenol, solventes, resinas, diluentes, gomas, óleos, vinil, poliuretano, nitrocelulose, explosivos, medicamentos, sacarina, detergentes, etc.	Tóxico, inflamável.
Hidrocarbonetos halogenados			
Clorobenzeno	C_6H_5Cl	Fenois, cloroetilbenzeno, anilinas, solventes, pesticidas, tranferidores de calor.	Tóxico, moderadamente inflamável.
Cloroetano *	CH_2CHCl	Polivinil, sínteses orgânicas, adesivos, plásticos.	Extremamente tóxico e cancerígeno.
Diclorometano *	CH_2Cl_2	Removedores de tintas, solventes, processamento de plásticos e espumas.	Tóxico, cancerígeno, narcótico.

Adaptado de Tchobanoglous (1993).

Tabela 8: Pesticidas, herbicidas e inseticidas considerados perigosos e que podem ser encontrados no lixo urbano. Fórmulas químicas, usos, propriedades e efeitos nos seres vivos.

Composto orgânico/ Nome	Fórmula	Usos	Efeitos/Propriedades
Endrin *	$C_{12}H_8OCl_6$	Inseticida	Tóxico, cancerígeno.
Lindane *	$C_6H_6Cl_6$	Pesticida	Tóxico.
Metoxicloro *	$Cl_6CCH(C_6H_4OCH_3)_2$	Inseticida	Tóxico
Toxaphene *	$C_{10}H_{10}Cl_8$	Inseticida	Tóxico
Silvex *	$Cl_3C_6H_2OCH(CH_3)COOH$	Herbicida, regulador de crescimento vegetal.	Tóxico de uso restrito.

(*) Nomes comerciais. Adaptado de Tchobanoglous (1993).

2.3.9 POLUENTES PREJUDICIAIS AO DESENVOLVIMENTO VEGETAL ENCONTRADOS NOS RESÍDUOS SÓLIDOS E LÍQUIDOS PERCOLADOS DE ATERROS DE LIXO URBANO.

Em geral, os poluentes ou resíduos perigosos encontrados no lixo urbano são observados compondo pequenas porcentagens do peso total do lixo. Entretanto, apesar de estarem presentes apenas em quantidades muito pequenas nos resíduos e líquidos percolados, estes compostos e elementos químicos são capazes de causar efeitos extremamente danosos à maioria dos seres vivos, em especial aos vegetais. Segundo Larcher (2000), os vegetais são particularmente afetados por realizarem involuntariamente

a captação destes poluentes juntamente com íons nutrientes que necessitam para seu desenvolvimento. De acordo com este autor, os efeitos prejudiciais observados em vegetais expostos à poluentes químicos são decorrentes principalmente de alterações nos processos bioquímicos, fisiológicos e da extensão em que as funções vitais são afetadas.

A extensão em que as funções vitais de um vegetal são afetadas por um determinado poluente depende de muitos fatores, tanto bióticos como abióticos. Os fatores bióticos mais importantes a serem considerados são a espécie atingida; adaptações, que lhes conferem resistência ou algum tipo de mecanismo de exclusão ou excreção; a forma de crescimento; idade; fase de desenvolvimento e o vigor geral da planta (fitossanidade). Entre os fatores abióticos devem ser consideradas, principalmente, as condições climáticas e edáficas locais e também propriedades físico-químicas, concentração, duração da contaminação e o tipo de poluente em questão (Larcher, *op cit*).

Segundo Kabata-Pendias & Pendias (1986), embora os vegetais possam adaptar-se ao estresse tóxico causado por um poluente químico, muitas vezes podem ser observados sintomas visíveis em plantas crescendo em ambientes contaminados. De acordo com estes autores, os sintomas não específicos mais comuns são: clorose e/ou aparecimento de pontos marrons nas folhas e raízes atrofiadas de coloração marrom e aparência coralínea.

Plantas expostas a poluentes químicos, por um longo período de tempo, podem exibir mudanças em sua morfoanatomia através de alterações no arranjo, estrutura e tamanho das células nos diversos órgãos da planta (Dickinson, 2000). Tais modificações podem vir a refletir sintomas visíveis, tais como redução no crescimento de caules e raízes, na redução da biomassa ou na diminuição da área foliar, apresentados comumente por plantas contaminadas com poluentes químicos. Dickinson (*op cit*) ressalta que alterações no formato e na área foliar podem exercer um importante papel na resistência e adaptação da planta frente o estresse químico. Ainda de acordo com este autor a alteração estrutural mais comum, em comunidades vegetais atingidas por poluentes químicos, é a redução ou mesmo supressão no crescimento das espécies arbóreas; reflexo da redução do crescimento dos elementos do xilema e pela diminuição da atividade cambial.

Do ponto de vista sanitário e ambiental, podem ser reconhecidas duas grandes classes de poluentes químicos que exercem maior interesse devido aos efeitos nocivos que

podem apresentar: os micropoluentes orgânicos (trace organics) e os metais pesados (trace metals). Isto decorre destas substâncias serem persistentes no ambiente e de poderem ter seus efeitos deletérios grandemente aumentados através de processos físicos, químicos e biológicos (Tchobanoglous, *op cit*).

Apesar de alguns metais pesados serem essenciais aos seres vivos, quando presentes em concentrações excessivas, podem se demonstrar extremamente tóxicos a maioria das formas de vida, em especial aos vegetais que podem sofrer danos agudos e apresentarem sintomas característicos de contaminação (Larcher, 1984).

Metais pesados podem ser encontrados sob diversas formas químicas entre os subprodutos da decomposição do lixo urbano, sendo que Hg, Cu, Ni, Pb, Co e Cd, são considerados os mais danosos aos vegetais (Kabata-Pendias & Pendias, 1986). Muitos trabalhos relatam alterações morfoanatômicas, estruturais e ultra-estruturais, em vegetais causadas pelos efeitos tóxicos da contaminação por metais pesados - Ouzounidou et al., 1992 (cobre); Stoyanova & Tchakalova, 1993 (chumbo e cobre); Sanità di Toppi & Gabbrielli, 1999 (cádmio); Samantaray et alli, 1998 (cobre, níquel, chumbo, cromo, mercúrio, manganês e ferro); L'Huillier et alli, 1996 (níquel); Whiting et alli, 2000 (zinco e cádmio). Alguns destes referem-se a metais pesados encontrados no lixo urbano (Ylaranta, 1996; Rao & Shantaram, 1995a, 1995b, 1996).

A maneira como os metais pesados afetam os vegetais ainda não é totalmente compreendida, entretanto alguns mecanismos bioquímicos e fisiológicos já foram elucidados. Por exemplo, metais como cádmio, cobre e mercúrio, afetam os grupos sulfidríla de certas enzimas, inativando-as em diversas funções fisiológicas e bioquímicas. O cobre, apesar de ser um elemento químico micronutriente, essencial ao desenvolvimento vegetal, quando presente em concentrações excessivas causa desequilíbrio nas reações de oxidação-redução, levando à formação de radicais livres que podem atuar negativamente sobre membranas celulares. Já o zinco pode deslocar o magnésio da enzima rubisco, reduzindo a atividade e eficiência desta enzima durante a fotossíntese (Clijsters & Van Assche, 1984; *apud* Lambers, Chapin & Pons, 1998). Por sua vez o cádmio pode atuar negativamente na fotossíntese de diversas maneiras. Durante o ciclo de Calvin, o cádmio atua inibindo principalmente os sítios das reações da fase escura (Krupa *et al*, 1993; *apud* Lambers, 1998). Plantas expostas à contaminação por cádmio durante longos períodos de tempo

podem exibir sérios danos em níveis celulares estruturais e ultraestruturais, como a desestruturação de membranas nos cloroplastos, que pode levar à destruição destas organelas e por fim à inibição da fotossíntese (Barceló, Vasquez & Poschenreider, 1988a). Segundo estes autores, o cádmio pode ainda afetar a fotossíntese através de alterações na síntese de clorofila e na função estomática.

Em resposta a estes efeitos deletérios, a biotransformação de metais pesados e outros poluentes químicos durante alguns processos metabólicos, tem por objetivo evitar ou ao menos reduzir os efeitos nocivos destes elementos no corpo vegetal (Da Luz, 1998). Este processo, conhecido como detoxificação, pode, todavia levar à produção de compostos extremamente tóxicos, de efeitos muito mais nocivos que os apresentados pela substância original (Tchobanoglous, *op cit*).

Diferentemente dos metais pesados, cujos efeitos nocivos têm sido estudados há muito tempo, somente nas duas últimas décadas, os micropoluentes orgânicos, sinteticamente produzidos pelo homem, tem recebido maior consideração. Isto se deve ao fato de que algumas destas substâncias ocorrem apenas em concentrações muito pequenas, não sendo detectadas com os métodos e tecnologias disponíveis anteriormente. Alguns destes micropoluentes orgânicos podem causar efeitos extremamente deletérios, como a ocorrência de câncer, mutações e mal formações teratogênicas, sendo que alguns podem também ser extremamente tóxicos e persistentes no ambiente.

A alta afinidade lipofílica exibida por alguns micropoluentes orgânicos lhes confere grande capacidade de serem biotransformados, bioconcentrados e biomagnificados em sistemas biológicos, de forma que os efeitos nocivos são mais perceptíveis em níveis superiores das cadeias tróficas, principalmente em grandes predadores e no próprio homem.

Entre os grupos de micropoluentes orgânicos mais perigosos encontramos os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs), os organoclorados, organofosfatados e organometais (Wu, *op cit*). Ainda segundo este autor, de todos efeitos nocivos que estes micropoluentes podem causar sobre uma comunidade biológica, a capacidade de afetar as funções reprodutivas nos indivíduos da população é sem dúvida o mais prejudicial para a espécie. Este autor relata diversas disfunções reprodutivas causadas por hidrocarbonetos halogenados (PCBs, DDTs, TBTs), tais como: reduções nas taxas de fertilidade e fecundidade; reduções e malformações em tecidos reprodutivos; disfunções metabólicas

hormonais; supressão da gametogênese e diminuição da viabilidade de indivíduos jovens. Tais alterações reprodutivas podem levar ao declínio de populações naturais sob o estresse crônico destes poluentes químicos sintéticos.

Alguns autores tem sugerido, que particularmente em espécies vegetais típicas de manguezais, alguns poluentes químicos podem causar mutações em genes importantes para a sobrevivência destas espécies (Tomlinson, 1986).

Por exibirem uma plasticidade genética pequena, possivelmente manguezais afetados por poluentes químicos, como os HAPs, tendem se tornarem mais susceptíveis a eventos oportunistas de herbivoria, infestações por organismos patógenos ou parasitismos (Klekowski *op cit*). Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (HAPs) tem sido referidos como capazes de incrementar as taxas de mutações em genes importantes como os que codificam enzimas que controlam a produção de polifenóis nestas espécies vegetais (Klekowski *et al.* 1994 apud Tomlinson, 1986).

Fenóis são compostos químicos secundários produzidos pelos vegetais, e que, caracteristicamente possuem um grupo hidroxila em um anel aromático. Este é um grupo químico, de substâncias bastante diversificadas, sendo algumas dissolvidas apenas em solventes orgânicos, algumas facilmente dissolvidas em água, Já outras formam longos polímeros altamente insolúveis; como a lignina, uma molécula altamente complexa, e de difícil degradação (Taiz & Ziegler, 1998).

Compostos fenólicos, podem desempenhar diversos papéis no desenvolvimento de uma planta. A lignina, uma molécula altamente complexa, exerce funções mecânicas e atua também em processos de diferenciação e crescimento celular. Já outros compostos fenólicos, de diferentes pesos moleculares, apresentando desde apenas um único anel carbônico aromático, até moléculas complexas, polifenóis, com altos pesos moleculares. podem se apresentar, como substâncias altamente tóxicas ou exibirem um sabor desagradável ao organismo agressor e tem a capacidade de inibir significativamente a herbivoria e a infestação por organismos patógenos ou parasitistas (Taiz & Ziegler *op cit*).

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar os efeitos dos líquidos percolados do aterro de lixo desativado da cidade de Florianópolis sobre o desenvolvimento, sobrevivência e morfoanatomia foliar de plantas jovens de *Avicennia schaueriana*, tratadas com diferentes concentrações destes efluentes.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Investigar o comportamento de algumas variáveis físico-químicas dos líquidos percolados do aterro de lixo pH, E_H , condutividade elétrica, salinidade e temperatura.
- Avaliar a taxa de sobrevivência de *A. schaueriana* nos tratamentos com diferentes concentrações dos líquidos percolados do aterro de lixo.
- Avaliar alterações em variáveis biométricas como: área foliar, comprimento da planta, número folhas, número de entrenós, ramos laterais, diâmetro da base do caule e peso seco de plantas jovens de *A. schaueriana*, em função do aumento das concentrações dos líquidos percolados do aterro de lixo presentes nos tratamentos.
- Avaliar qualitativamente alguns aspectos da morfologia e anatomia de folhas totalmente expandidas em plantas jovens de *A. schaueriana* tratadas com diferentes concentrações dos líquidos percolados do aterro de lixo.
- Avaliar quantitativamente aspectos morfo-anatômicos como, espessura da lâmina foliar, número de estômatos e número de glândulas de sal em folhas totalmente expandidas de plantas jovens de *A. schaueriana* tratadas com diferentes concentrações dos líquidos percolados do aterro de lixo.
- Comparar os dados morfo-anatômicos e biométricos obtidos nas plantas tratadas, buscando caracterizar o efeito dos líquidos percolados do aterro de lixo sobre o desenvolvimento de plantas jovens de *A. schaueriana*.
- Avaliar o emprego das diversas variáveis anatômicas, morfológicas e biométricas no monitoramento do impacto ambiental causado pelos líquidos percolados do aterro de lixo.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. ÁREA DE COLETA DOS LÍQUIDOS PERCOLADOS DO ATERRO DE LIXO UTILIZADOS NO EXPERIMENTO DE CONTAMINAÇÃO- MANGUEZAL DO ITACORUBI FLORIANÓPOLIS- SC.

O manguezal do Itacorubi ($27^{\circ} 34' 14''$ “– $27^{\circ} 35' 31''$ S; $48^{\circ} 30' 07''$ “- $48^{\circ} 31' 33''$ W) localiza-se no perímetro urbano da cidade de Florianópolis, na margem oeste da Ilha de Santa Catarina, integrando uma bacia hidrográfica de 32 km^2 drenada pelos rios Sertão e Itacorubi, rios de pequeno porte e de percurso sinuoso, respectivamente com 4 km e 5,9 km de extensão, com profundidades entre 0,5 e 3,0 m e largura média de 14 m, também integram a bacia, canais naturais e artificiais construídos para drenagem (Caruso, 1990). Apesar de ser considerada “Área de Preservação Permanente” pela legislação ambiental (Lei 4771, do Código Florestal), o manguezal do Itacorubi vem sofrendo diversos impactos antropogênicos e apresenta hoje, cerca de 150 ha, menos de 60% da área original (Panitz, 1997).

O aterro de lixo da cidade de Florianópolis localiza-se na parte nordeste do manguezal do Itacorubi ($27^{\circ} 34' 35,6''$ “S; $48^{\circ} 30' 59''$ W.), ocupando uma área próxima à região estuarina da bacia hidrográfica do Rio Itacorubi. Neste local, de 1956 a 1989, estima-se que foram depositadas 75 milhões de toneladas de lixo urbano doméstico, comercial, laboratorial e hospitalar (Soriano-Sierra & Sierra de Ledo, 1998). O aterro de lixo, concluído e desativado em 1989, ocupa hoje, cerca de 12 ha do manguezal, totalizando 4,2 % da sua área total, constituindo-se um dos maiores impactos sofridos por este ecossistema (Panitz, 1993). Em recentes fotografias aéreas do manguezal do Itacorubi (Figura 1) podem ser observadas áreas desprovidas de vegetação na vizinhança do aterro de lixo, provavelmente impactadas pela influência dos poluentes carreados pelos líquidos percolados do aterro de lixo para o manguezal. Nestas áreas, observamos a morte de grande quantidade de árvores adultas das espécies típicas de manguezais, principalmente árvores de *Avicennia schaueriana*, formando grandes clareiras que se iniciam na extremidade norte

do manguezal, próximo à rodovia Admar Gonzaga e se estendem em direção ao interior do bosque (Figura 2). Em certos locais na fronteira do aterro de lixo com o manguezal, observa-se a substituição da vegetação típica de manguezal por espécies invasoras, possivelmente tolerantes à salinidade e resistentes à poluição (Figura 3).



Figura 1: Fotografia aérea, obtida em 1998, mostrando o manguezal do Itacorubi e destacando os danos na vegetação. As áreas desprovidas de vegetação aparecem como regiões de tonalidade mais clara (setas 1 e 2). O aterro de lixo da cidade de Florianópolis é destacado pela seta 3.



Figura 2: Clareira formada pela morte da vegetação de manguezal, na região circunvizinha ao aterro de lixo de Florianópolis (manguezal do Itacorubi 1999/2000).



Figura 3: Substituição da vegetação típica de manguezais por espécies invasoras, observada nas áreas de manguezal mais próximas ao aterro de lixo de Florianópolis (2001).

4.1.1 PROCEDIMENTO DE COLETA

As coletas dos líquidos percolados do aterro de lixo de Florianópolis, utilizados no experimento de contaminação de *A. schaueriana*, foram realizadas numa região fronteiriça do manguezal do Itacorubi com o aterro de lixo, em seu flanco noroeste, onde predomina um substrato bastante inconsolidado e permanentemente encharcado com os líquidos que percolam livremente da massa de lixo aterrada. Com base em estudos acerca da contaminação do manguezal por poluentes químicos oriundos do aterro de lixo, anteriormente realizados nesta área (Soriano-Sierra, 1986; Queiroz, 1993 e Massutti, 1999) foi determinado um ponto de coleta onde foi construído um poço de 1x1m onde os líquidos percolados foram coletados (Figura 4), utilizando-se uma bomba pneumática manual, marca EMIFRAM, com capacidade para bombeamento de 2000 l/h⁻¹.



Figura 4: Poço de coleta de líquidos percolados, utilizados no experimento, situado na base do aterro de lixo de Florianópolis.

4.2 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DOS LÍQUIDOS PERCOLADOS DO ATERRO DE LIXO DE FLORIANÓPOLIS.

Amostras dos líquidos percolados do aterro de lixo de Florianópolis, utilizados na contaminação das unidades experimentais, foram levadas imediatamente, após cada procedimento de coleta, ao Laboratório de Solos do Centro de Ciências Agrárias da UFSC. Neste local foram realizadas as análises das seguintes variáveis físico químicas: pH e E_H , utilizando-se um pHmetro B221 Micronal; condutividade, com um condutivímetro B331 Micronal e salinidade com um refratômetro Eloptron, SCHMIDT & HAENSCH.

4.3 ÁREA DE COLETA DE PROPÁGULOS DE *A. Schaueriana* UTILIZADOS NA PRODUÇÃO DAS UNIDADES EXPERIMENTAIS- PONTAL DA DANIELA

A coleta dos propágulos utilizados na produção das mudas de *A. schaueriana* foi realizada entre os dias 23 e 31 de agosto de 2001 no manguezal do pontal da Daniela 27°27'08"S-48°44'09", localizado no norte da Ilha de Santa Catarina, onde se observavam plantas adultas em bom estado de fitossanidade e onde havia grande disponibilidade de propágulos.

4.3.1 PROCEDIMENTO DE COLETA

Foram coletados, aproximadamente, dois mil propágulos, caídos no substrato do manguezal, os quais foram submetidos a uma seleção rigorosa visando uniformidade no tamanho e fitossanidade dos mesmos. Os pequenos ou grandes demais e os afetados por fungos ou animais herbívoros foram descartados. Estes propágulos selecionados foram lavados em água do mar e transportados para a Estação de Aquicultura da UFSC, onde existe um viveiro experimental para o plantio de mudas de espécies vegetais típicas de manguezais.

4.4 PLANTIO DAS MUDAS DE *A. schaueriana*

Cerca de 1000 propágulos de *A. schaueriana*, foram semeados, no dia 28 de agosto de 2001, em sacos de polietileno individuais, contendo um substrato composto de 50% areia lavada e 50% húmus (Figura 5). As regas consistiram de água salobra sintética, preparada com 7,2 g de sal marinho para cada litro de água doce, simulando água salobra com 20% da salinidade marinha. Esta salinidade apresentou os melhores resultados de desenvolvimento em experimentos de plantio com o gênero *Avicennia* (Clarke & Hannon, 1970).

Após cerca de seis meses da data do plantio (22/02/02) foi selecionado um conjunto de plantas buscando-se as mais vigorosas, sadias e uniformes nas variáveis morfológicas externas mais facilmente observáveis, objetivando com isso diminuir ao máximo as diferenças individuais entre as plantas utilizadas no experimento. As plantas selecionadas foram transferidas para a Casa de Vegetação do Depto de Microbiologia e Parasitologia MIP/CCB/UFSC (Figura 6) localizada no Campus Universitário da UFSC. Este local possuía infraestrutura necessária a realização de experimentos com plantas, sob condições controladas e contava com uma estrutura de isolamento adequada a realização de um experimento com produtos potencialmente tóxicos.



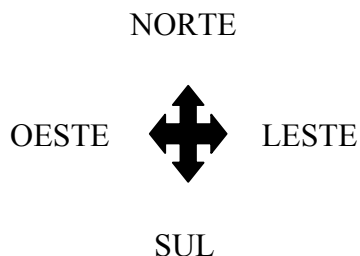
Figuras 5 e 6: À esquerda, plantio de mudas de *A. schaueriana*, na estação de aquicultura do CCA-UFSC e à direita, casa de vegetação no MIP/CCB/UFSC.

4.5 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Para investigar, sob condições controladas, a influência dos líquidos percolados provenientes do aterro de lixo de Florianópolis, sobre o desenvolvimento e sobrevivência de *A. schaueriana*, 120 plantas selecionadas foram submetidas durante aproximadamente seis meses (08/03/2002 - 03/09/2003), a 5 tratamentos contendo diferentes diluições deste efluente em água destilada, segundo as seguintes concentrações:

- a) Tratamento 1- 0% de líquidos percolados na solução (grupo controle, contendo apenas água destilada).
- b) Tratamento 2- 25% de líquidos percolados na solução
- c) Tratamento 3- 50% de líquidos percolados na solução
- d) Tratamento 4- 75% de líquidos percolados na solução
- e) Tratamento 5- 100% de líquidos percolados na solução.

As 120 plantas de *A. schaueriana* selecionadas (unidades experimentais) foram agrupadas aleatoriamente em 20 repetições de 6 unidades amostrais cada, onde cada repetição continha este número mínimo, definido após um cálculo de suficiência amostral (Sokal & Rhalf, 1999) e formavam 4 blocos em linha, contendo uma repetição de cada um dos 5 tratamentos, e onde cada bloco representava uma diferente faixa de posicionamento segundo a incidência da luz solar na casa de vegetação (Figura 7, desenho esquemático da disposição das plantas na C.V.).



Tratamento1 Bloco1 1-2 3-4 5-6	Tratamento1 Bloco2 7-8 9-10 11-12	Tratamento1 Bloco3 13-14 15-16 17-18	Tratamento1 Bloco4 19-20 21-22 23-24
Tratamento2 Bloco1 25-26 27-28 29-30	Tratamento2 Bloco2 31-32 33-34 35-36	Tratamento2 Bloco3 37-38 39-40 41-42	Tratamento2 Bloco4 43-44 45-46 47-48
Tratamento3 Bloco1 49-50 51-52 53-54	Tratamento3 Bloco2 55-56 57-58 59-60	Tratamento3 Bloco3 61-62 63-64 65-66	Tratamento3 Bloco4 67-68 69-70 71-72
Tratamento4 Bloco1 73-74 75-76 77-78	Tratamento4 Bloco2 79-80 81-82 83-84	Tratamento4 Bloco3 85-86 87-88 89-90	Tratamento4 Bloco4 91-92 93-94 95-96
Tratamento5 Bloco1 97-98 99-100 101-102	Tratamento5 Bloco2 103-104 105-106 107-108	Tratamento5 Bloco3 109-110 111-112 113-114	Tratamento5 Bloco4 115-116 117-118 119-120

Figura 7: Mostrando o posicionamento dos diversos blocos de repetições de cada tratamento e como as plantas foram dispostas na casa de vegetação MIP/CCB/UFSC.

Neste trabalho observou-se que o posicionamento das unidades experimentais (BLOCOS) em relação à passagem do sol sobre a casa de vegetação causava um gradiente de iluminação (Figura 8) e que este poderia vir a influenciar na avaliação dos efeitos das

diferentes diluições de líquidos percolados, presentes nos tratamentos (efeito TRATAMENTOS).



Figura 8: Sombreamento nas plantas durante a parte da manhã. À tarde a situação se inverte, formando ao longo do dia um gradiente de iluminação no recinto.

Espécies do gênero *Avicennia* são intolerantes ao sombreamento, fazendo com que, o desenvolvimento de plântulas e indivíduos jovens seja fortemente correlacionado com com a intensidade da radiação solar recebida por estes indivíduos (Rabinowits, 1978; Thomas III, 1987a/b). Desta forma, durante as análises estatísticas dos resultados, foram avaliados, não só os efeitos dos diferentes tratamentos, mas também o efeito do posicionamento das plantas no recinto e a sua interação com os efeitos dos tratamentos.

Após o período de irrigação com os líquidos percolados do aterro de lixo de Florianópolis, foram realizadas mensurações das seguintes variáveis de desenvolvimento:

Taxa de sobrevivência

Variáveis biométricas

- Altura total das plantas (HTOT)
- Número de folhas (NFOL)
- Número de entrenós (NNOS)
- Diâmetro da base do caule (DBASE)

- Número de ramos laterais (RLAT)
- Área foliar (SFOL)
- Peso seco de partes aéreas e subterrâneas (PSEC).

Variáveis morfoanatômicas foliares

- N° de estômatos, na face abaxial das folhas (NSTOM)
- N° de glândulas de sal, nas faces adaxial e abaxial das folhas (NGLSAL)
- Espessura da lâmina foliar (ESPLF).

4.5.1 VARIÁVEIS MORFOLÓGICAS EXTERNAS: ALTURA, DIÂMETRO NA BASE DO CAULE, NÚMERO DE ENTRENÓS, NÚMERO DE FOLHAS E NÚMERO DE RAMOS LATERAIS.

As medidas de altura foram tomadas, da base do caule até o ápice foliar em cada planta, utilizando-se uma fita métrica comum; o diâmetro na base do caule medido com um paquímetro à altura do substrato de plantio e os números de folhas, de entrenós e de ramos laterais contados, em cada uma das 120 unidades experimentais (plantas).

4.5.2 AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE MATÉRIA SECA

Ao final do experimento, entre o conjunto de 120 unidades experimentais submetidas aos tratamentos, foram amostradas aleatoriamente, 3 plantas em cada repetição de tratamento, totalizando 60 plantas para a tomada do peso seco. Após lavagem em água doce estas plantas foram separadas em 3 partes distintas: folhas, caules ramos e raízes; pesadas em balança de precisão; colocadas em estufa a 60°C por cinco dias e a seguir pesadas novamente. A secagem das plantas foi realizada no NEMAR/CCB/UFSC; utilizando uma Estufa de Esterilização Universal mod.219 FABBE-PRIMOR e uma balança de precisão SARTORIUS mod. 2434 com seis dígitos após a virgula (0,000001 g).

4.5.3 ÁREA FOLIAR

As áreas foliares foram amostradas no terceiro par foliar, de cima para baixo, a partir da gema apical, em 5 plantas de cada repetição dos tratamentos nos diferentes blocos de repetições, totalizando 200 folhas tomadas, duas a duas, em cada uma destas plantas. A área foliar foi obtida através do método de pesagem do papel milimetrado (Duarte, 1986). Neste método são cortados, numa mesma folha de papel milimetrado, um pedaço de 1cm² e os moldes das folhas amostradas; em seguida são pesados individualmente, em balança de precisão e a relação entre eles feita através de uma regra de três simples. As pesagens foram realizadas no NEMAR/CCB/UFSC, utilizando-se uma balança de precisão SARTORIUS, mod. 2434 com seis dígitos após a virgula (0,000001 g), ou seja com capacidade de detectar diferenças de até um milionésimo de grama entre as amostras.

4.5.4 VARIÁVEIS MORFOANATÔMICAS FOLIARES

Cortes transversais e paradérmicos foram realizados em 40 folhas frescas, totalmente expandidas, amostradas no terceiro par foliar a partir da gema apical para baixo, pertencentes a 20 plantas sorteadas, uma em cada repetição do tratamentos, nos diferentes blocos de repetições. Estes cortes foram utilizados, respectivamente, para medir a espessura da lâmina foliar (80 cortes transversais) e para a contagem do número de estômatos e de glândulas de sal, nas superfícies abaxiais (80 cortes paradérmicos) e adaxiais (80 cortes paradérmicos) das folhas amostradas. Os cortes foram realizados, com lâminas de barbear, colocados em lâminas de vidro com gelatina-glicerinada e cobertos com lamínula. Posteriormente foram analisados em microscópio óptico, marca Carl Zeiss Jena, modelo Loboal 4, no Laboratório de Anatomia Vegetal / Departamento de Botânica /CCB /UFSC. A contagem do número de estômatos e de glândulas de sal por unidade de área foi feita, utilizando os cortes paradérmicos para observações em vista frontal da superfície epidérmica, considerando-se apenas as zonas intercostais. As imagens foram projetadas, com auxílio de câmara clara acoplada ao microscópio óptico, sobre uma área delimitada e aferida com escala micrométrica. Os dados obtidos foram apresentados em número de

estômatos e glândulas de sal por mm². As análises microscópicas, da histologia foliar e das medidas de espessura da lâmina foliar, foram concentradas no terço médio da lâmina foliar, em zonas intercostais. Para determinar a espessura do mesofilo, também foi utilizada a câmara clara acoplada ao microscópio óptico, na projeção da imagem e na delimitação da medida, em micrômetros (µm), num desenho esquemático.

4.5.4.1 OCORRÊNCIAS DE SINTOMAS CARACTERÍSTICOS DA CONTAMINAÇÃO COM POLUENTES QUÍMICOS TÓXICOS, NAS FOLHAS DE PLANTAS TRATADAS

Na forma de um item adicional, também foram avaliadas nas folhas das plantas tratadas, possíveis ocorrências de sintomas característicos, citados na bibliografia consultada e relacionados com efeitos da contaminação por poluentes químicos, tais como clorose, manchas, deformidades e necrose de partes da folha, entre outros.

Cada planta utilizada no experimento teve suas folhas observadas atentamente e cada sinal de um determinado sintoma foi contabilizado uma única vez por folha e depois somado por unidade experimental (planta) em cada repetição dos tratamentos. Desta forma podiam ser obtidas proporções sobre os totais de folhas afetadas, nas plantas sob cada repetição de tratamento (diferentes diluições), presentes em cada blocos de repetições (diferentes posicionamentos na casa de vegetação). Os diferentes sintomas observados foram somados em cada planta e depois totalizados nas plantas sob os diferentes tratamentos ou nos diferentes blocos (fileiras ou linhas de posicionamentos das plantas na casa de vegetação).

4.5.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os resultados das diversas variáveis de desenvolvimento amostradas entre as plantas tratadas foram analisados, quantitativamente, utilizando-se o software STATÍSTICA. Para identificar possíveis diferenças significativas entre as médias amostradas nas plantas sob os diferentes tratamentos, foram realizadas análises de variância bifatoriais (ANOVA/MANOVA, Two-ways) seguidas de testes Tukey (HSD). Todas as premissas necessárias para a utilização destes testes foram aceitas, considerando-se $\alpha=0,05\%$.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ANÁLISE DE VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS NOS LÍQUIDOS PERCOLADOS DO ATERRO DE LIXO DE FLORIANÓPOLIS UTILIZADOS NA CONTAMINAÇÃO DE *A. schaueriana*.

As análises das variáveis físico-químicas realizadas durante as coletas dos líquidos percolados do aterro de lixo de Florianópolis buscaram caracterizar parcialmente este efluente utilizando-se variáveis de qualidade de água, possíveis de serem realizadas na própria UFSC, e que fornecessem informações acerca do estágio em que se encontravam os processos de degradação do lixo no aterro ou que pudessem ser relacionadas com a presença de substâncias poluentes nos líquidos percolados. Os valores das variáveis físico-químicas amostradas durante este trabalho, as datas de coleta, as médias e outras estatísticas se encontram na Tabela 9.

Tabela 9: Características físico-químicas das amostras de líquidos percolados do aterro de lixo de Florianópolis, utilizados na contaminação das unidades experimentais.

COLETA/DIA	PH	E _H (mV)	Cond (mS cm ⁻¹)	Salinidade (‰)	Temperatura (°C)
1-04/03/2002	6,9	+30	30,55	14	25
2-20/03/2002	5,7	+20	41,30	17	24
3-05/04/2002	6,5	+34	30,98	17	20
4-17/04/2002	7,1	-20	30,67	18	21
5-11/05/2002	6,3	+20	30,77	18	22
6-27/05/2002	6,7	-20	29,64	15	19
7-12/06/2002	6,4	-10	30,94	11	14
8-25/06/2002	6,5	+10	29,33	17	18
9-15/08/2002	7,3	+10	30,65	18	19
Média	6,6	8,2	31,7	16	20
Maximo	7,3	34	41,3	18	25
Mínimo	5,7	-20	29,3	11	14
Desvio padrão	0,5	20,5	3,70	2,4	3,3
Variância	0,2	418,4	13,4	5,6	10,9

Dentre as variáveis que foram selecionadas para esta avaliação, apenas o E_H apresentou uma grande variação nos dados amostrados. O potencial redox (E_H) é uma variável que nos dá uma idéia do estado de oxi-redução de um sistema químico. De uma maneira geral, podemos dizer que, se os valores de E_H são positivos, o sistema está oxidando e se os valores são negativos, o sistema está reduzindo (Garrels & Christ, 1988). Entretanto, esta é uma afirmação relativa, pois pequenas variações nos valores de E_H também indicam mudanças nestes estados e dependendo da dinâmica do sistema podem ocorrer grandes variações nos valores tomados num curto espaço de tempo (Garrels & Christ, *op cit*). De uma forma geral podemos dizer que os valores de E_H amostrados no aterro de lixo de Florianópolis, durante este trabalho apresentaram-se, em média, bastante baixos, atingindo valores negativos em determinadas ocasiões. Na maior parte do tempo estes valores indicaram, condições redutoras nos líquidos percolados da massa de lixo aterrada. Segundo Tchobanoglous (1993), valores baixos de E_H são característicos de aterros de lixo maduros, com muitos anos de funcionamento, onde ocorrem processos anaeróbios, estritos, de degradação da matéria orgânica (fase metanogênica). O aterro de lixo de Florianópolis operou ininterruptamente por quase cinquenta anos e foi desativado em 1989/90. Decorridos 13 anos do fechamento, este aterro pode ser considerado hoje um aterro maduro. Entretanto, de forma contraditória, os valores médios de condutividade elétrica, consideravelmente altos e de pH, relativamente baixos, indicaram que possivelmente ainda ocorrem no interior da massa de lixo aterrada processos anaeróbios facultativos, característicos de aterros de lixo onde ainda ocorrem as fases acidogênicas e acetogênicas de degradação da matéria orgânica. Alguns autores colocam que, durante as fases ácidas do metabolismo anaeróbio facultativo, a liberação de grande quantidade de íons nutrientes e íons metálicos nos líquidos percolados é mediada pela grande quantidade de ácidos orgânicos formados (Buschinelli, 1985; Tchobanoglous, 1993; Silva, 2002).

Desta forma, os valores altos de condutividade elétrica podem estar relacionados com as condições ácidas verificadas nos líquidos percolados utilizados durante este experimento. Os altos valores de condutividade elétrica, verificados durante o experimento, podem ter sido reflexo da grande quantidade de íons liberada durante o processo de decomposição do lixo. Segundo Tchobanoglous (*op cit*), o caráter ácido nos líquidos percolados, faz baixar o pH, aumenta a taxa de dissolução dos diferentes materiais que

compõem o lixo urbano. Quando presentes na solução do solo, estes poluentes potencialmente tóxicos podem ser facilmente absorvidos pelos vegetais (Tchobanoglous, *op cit*).

5.2 MORFOANATOMIA E BIOMETRIA DAS PLANTAS DE *A. schaueriana* CONTAMINADAS COM LÍQUIDOS PERCOLADOS DO ATERRO DE LIXO DE FLORIANÓPOLIS.

As diversas variáveis morfoanatômicas e biométricas utilizadas para avaliar o desenvolvimento de *A. schaueriana* foram amostradas em plantas jovens, semeadas em 28/08/2001 (aproximadamente 13 meses de idade) e após um período de seis meses de irrigação com as diferentes diluições dos líquidos percolados do aterro de lixo de Florianópolis (de 08/03/2002 à 03/09/2002).

Após a análise dos resultados, observou-se que os valores médios das variáveis de desenvolvimento exibiram dois comportamentos distintos. A maioria das variáveis, como a altura; número de ramos laterais, número de folhas, área e espessura da lâmina foliar; peso seco de raízes, caules e folhas, apresentaram um significativo incremento nos valores médios proporcional ao aumento das concentrações de líquidos percolados do aterro de lixo presentes nos diferentes tratamentos, enquanto que outras como o número de estômatos e o número de glândulas de sal exibiram uma redução dos valores médios, também significativa e proporcional ao aumento da concentração do efluente nos tratamentos. Ou seja, na maioria das variáveis utilizadas, as plantas tratadas com os líquidos percolados apresentaram um padrão de incremento no crescimento proporcional ao aumento das concentrações deste efluente nos diferentes tratamentos.

No caso da altura das plantas, do número de entrenós e do peso seco do caule, apesar de as médias terem apresentado o padrão de crescimento descrito acima, se observaram reduções nos valores médios destas variáveis, amostrados em plantas sob tratamentos mais concentrados, quando comparadas com tratamentos menos concentrados.

Entretanto, diferentemente do que se pensava no início deste trabalho, o aumento das concentrações de líquidos percolados nos tratamentos, na grande maioria dos casos

causou incrementos significativos nas médias das variáveis utilizadas. Quando comparadas com o controle os incrementos nas médias destas variáveis indicaram que os aumentos das concentrações de líquidos percolados nos tratamentos favoreceram o crescimento das plantas.

Uma possível explicação para os fatos descritos acima é que os líquidos percolados poderiam conter elementos e substâncias nutrientes em sua constituição, que estariam presentes em maiores quantidades nos tratamentos mais concentrados, acarretando um maior crescimento nas plantas sob estes tratamentos.

De acordo com Lambers, Chapin & Pons (1998), o crescimento de uma planta é o incremento em massa seca, volume, comprimento, área etc, resultado da interação entre processos fisiológicos como a fotossíntese, respiração, balanço hídrico, nutrição e transporte de solutos à longa distância.

Dentre todos os processos descritos acima a variação na quantidade de nutrientes disponíveis nos tratamentos pode ser considerada como uma das causas mais prováveis para explicar o significativo incremento observado no crescimento.

Segundo Tchobanoglous (1993) a grande quantidade de matéria orgânica e de elementos químicos minerais presentes no lixo urbano e nos líquidos percolados, originam durante o processo de decomposição uma fonte de nutrientes que podem ser aproveitados pelos vegetais para o crescimento e desenvolvimento. Mesmo elementos químicos perigosos como os metais pesados, encontrados comumente nestes rejeitos, podemos encontrar alguns como o Fe, Cu, Zn, Mg e Mn que são considerados micronutrientes essenciais ao desenvolvimento vegetal. Dentre os elementos químicos considerados essenciais podemos destacar o nitrogênio na composição de proteínas, principalmente de enzimas que atuam na fotossíntese e o fósforo nos compostos ricos em energia, como o ATP.

Plantas superiores são organismos autotróficos capazes de sintetizar seus componentes orgânicos moleculares a partir de elementos e substâncias químicas nutrientes captadas diretamente do meio circundante e que posteriormente são utilizados no crescimento e no desenvolvimento vegetal como um todo (Taiz & Ziegler, 1998). Segundo Lambers, Chapin & Pons (1998), a nutrição mineral é um fator chave durante o desenvolvimento de um vegetal, sobretudo no seu crescimento.

Por outro lado, a deficiência nutricional de elementos químicos considerados essenciais pode acarretar distúrbios no metabolismo e na fisiologia de processos vitais importantes. Conforme Larcher (2000), o crescimento em massa é limitado sobretudo pela oferta de nitrogênio, pois, o crescimento depende de produtos da fotossíntese e esta depende de compostos contendo nitrogênio como diversas enzimas e a própria clorofila.

Devido às condições anaeróbicas observadas em solos de manguezais, o nitrogênio é encontrado predominantemente na forma de amônia e normalmente é o nutriente limitante nestes ecossistemas, embora o fósforo, em determinadas situações, também possa ser (Harbinson, 1986). Entretanto, segundo Tchobanoglous (1993), os líquidos percolados de aterros de lixo reconhecidamente contém grandes quantidades destes dois elementos na forma de nitrito, nitrato, amônia, fosfato e muitos outros íons minerais que possivelmente favoreceram o crescimento das plantas tratadas com o efluente.

Martins (2002) coloca ainda, que em ambientes enriquecidos com grande disponibilidade de nutrientes e sem limitações hídricas, situação semelhante a observada no presente trabalho, podemos esperar que as taxas de biossíntese e de crescimento de uma forma geral sejam mais elevadas, desde que nenhum destes elementos esteja presente em níveis tóxicos.

De fato, o que se verificou após o término do experimento, foi que as plantas tratadas com maiores concentrações de líquidos percolados eram plantas maiores, com maior área e maior produção de matéria seca nas folhas caules e raízes (Figura 9). Porém, isto não significa que eram plantas mais saudáveis, visto que muitas destas plantas apresentavam sinais visíveis de diversos sintomas característicos da contaminação por poluentes químicos tóxicos (clorose, necrose e deformações nas folhas) e se apresentaram mais suscetíveis ao ataque de herbívoros/patógenos (fungos). Algumas destas plantas, ao final do experimento, apresentavam bom crescimento em altura, porém, eram plantas pouco ramificadas, com poucas folhas, em sua maioria afetadas e aparentemente se encontravam severamente comprometidas em seu desenvolvimento.

Apesar da maioria das plantas tratadas com os líquidos percolados serem plantas que cresceram mais, também apresentavam uma proporção significativamente maior de ocorrências de sintomas relacionados com a contaminação por substâncias e elementos químicos tóxicos; e em relação ao controle, apresentavam números médios, medidos por

unidade de área, significativamente menores de estômatos e glândulas de sal. Reduções em variáveis importantes como o número de estômatos, diretamente relacionado com as trocas gasosas e com a produtividade como um todo e no número de glândulas de sal, adaptações particularmente importantes para o desenvolvimento desta espécie, indicam que os líquidos percolados afetaram o desenvolvimento destas plantas e poderiam, num prazo maior, também vir a afetar o crescimento em outras variáveis estudadas.

Assim, ao longo da discussão buscou-se explicar estes efeitos aparentemente antagônicos, de maior crescimento nas plantas tratadas com o efluente, porém, apresentando sintomas de contaminação por poluentes químicos tóxicos e reduções significativas nos números médios de estômatos e de glândulas de sal.



Figura 9: Plantas na casa de vegetação após o período de contaminação com os líquidos percolados do aterro de lixo de Florianópolis.

5.2.1 VARIÁVEIS MORFOLÓGICAS EXTERNAS

Variáveis como a altura, número de folhas, número de entrenós, diâmetro na base do caule e número de ramos laterais, observadas externamente, utilizando-se mensurações

simples e materiais comuns, ou apenas através da contagem do número de determinadas estruturas nas plantas tratadas, foram aqui denominadas variáveis morfológicas externas.

Excetuando-se, apenas, o diâmetro na base do caule todas identificaram diferenças significativas entre as plantas sob os diferentes tratamentos. Através das análises de variância observou-se que os valores de p para os efeitos dos diferentes posicionamentos das plantas na casa de vegetação (BLOCOS) e a interação entre estes dois fatores (INTERAÇÃO) não causaram diferenças significativas nas médias (Tabela 10).

Tabela 10: Valores de p para os efeitos TRATAMENTOS, BLOCOS E INTERAÇÃO dos parâmetros: altura (HTOT), nº de folhas (NFOL), nº de entrenós (NNOS), diâmetro da base do caule (DBASE) e nº de ramos laterais (RLAT).

EFEITOS	HTOT	NFOL	NNOS	DBASE	RLAT
(1) TRATAMENTOS	>0,000000*	>0,000000*	>0,000000*	0,118343	>0,000000*
(2) BLOCOS	0,858583	0,317729	0,284018	0,651230	0,523733
(12) INTERAÇÃO	0,080785	0,084834	0,314732	0,126312	0,162719

Valores acompanhados de um asterisco (*) são significativos ao nível de 5 %.

Na Tabela 11 podemos observar que os valores médios de número de folhas e de ramos laterais apresentaram médias, sempre crescentes, de acordo com a relação: tratamento1 < tratamento 2 < tratamento 3 < tratamento 4 < tratamento 5. Nas variáveis altura das plantas, número de entrenós e diâmetro da base do caule também podemos observar um incremento progressivo nas médias de acordo com os tratamentos, porém no caso do diâmetro da base do caule, as médias deixaram de crescer a partir do tratamento 4, ou então começaram a apresentar reduções em relação aos tratamentos menos concentrados, como na altura, a partir do tratamento 4 e no número de entrenós a partir do tratamento 3. Através dos resultados dos testes Tukey observou-se que as maiores e mais significativas diferenças entre médias se deram entre os tratamentos iniciais e que, em algumas variáveis, os aumentos das concentrações de líquidos percolados nos últimos tratamentos não causaram diferenças significativas entre as médias.

Tabela 11: Variáveis morfológicas externas: Altura (HTOT), n° de folhas (NFOL), n° de entrenós, diâmetro da base do caule (DBASE) e de ramos laterais (RLAT) amostrados nas plantas sob os diversos tratamentos. Valores médios, em negrito; desvio padrão e erro padrão da média, respectivamente entre parênteses.

Tratamentos	HTOT (cm)	NFOL (n°)	NNOS (n°)	DBASE (mm)	RLAT (n°)
T1 (0%)	35,75 a (±7,06) (1,44)	27,25 a (±8,31) (1,69)	10,50 a (±0,93) (0,19)	8,87 a (±0,99) (0,20)	2,03 a (±1,71) (0,35)
T2 (25%)	43,67 b (±9,26) (1,89)	43,79 b (±18,23) (3,72)	11,50 b (±1,28) (0,26)	9,33 a (±0,96) (0,19)	3,75 a (±2,08) (0,42)
T3 (50%)	51,20 c (±7,12) (1,45)	55,04 bc (±25,24) (5,15)	12,67 c (±1,12) (0,23)	9,46 a (±1,10) (0,22)	6,00 b (±3,17) (0,65)
T4 (75%)	53,08 c (±10,68) (2,18)	62,00 cd (±23,24) (4,74)	12,00 cb (±1,21) (0,25)	9,58 a (±1,25) (0,25)	7,46 bd (±3,61) (0,74)
T5 (100%)	51,21 c (±10,93) (2,23)	71,37 d (±24,58) (5,02)	12,25 cb (±0,99) (0,20)	9,58 a (±1,01) (0,21)	8,79 d (±4,17) (0,85)

Valores médios numa mesma coluna, acompanhados de letras diferentes exibem diferenças significativas entre si, identificadas pelo teste Tukey ao nível de 5%. N=120

O padrão de incremento nas médias de acordo com os tratamentos pode ser melhor visualizado nas Figuras 10, 11, 12, 13 e 14.

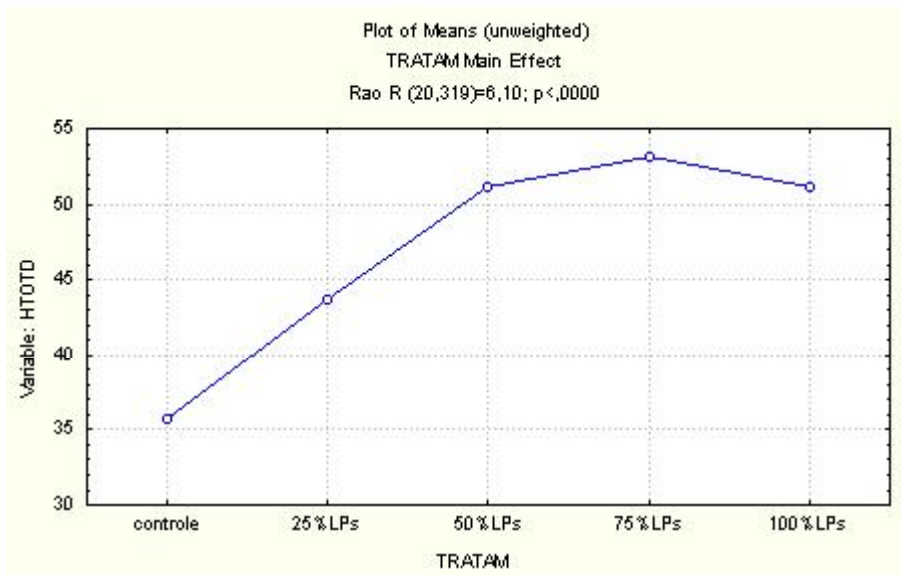


Figura 10: Alturas médias, em centímetros, amostradas nas plantas sob os diversos tratamentos.

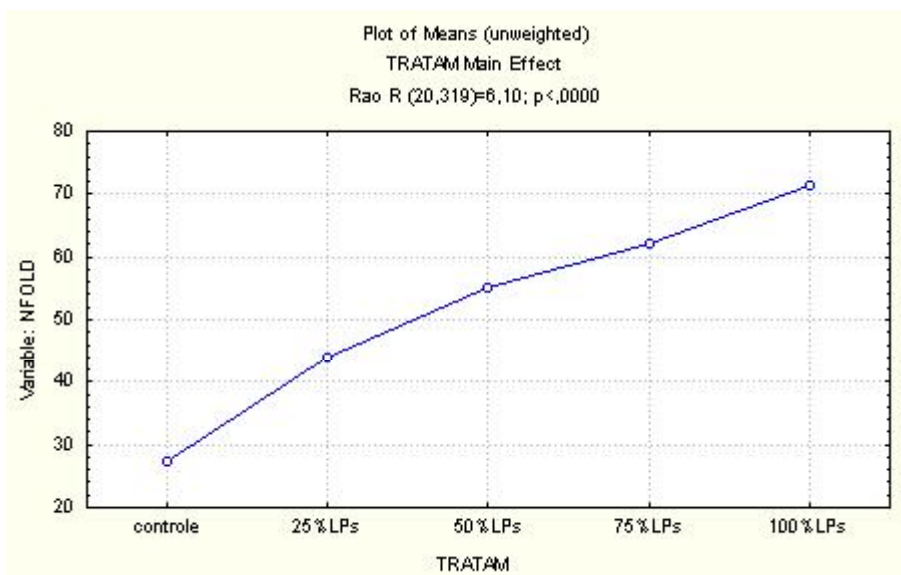


Figura 11: Médias do n° de folhas amostrados nas plantas sob os diversos tratamentos.

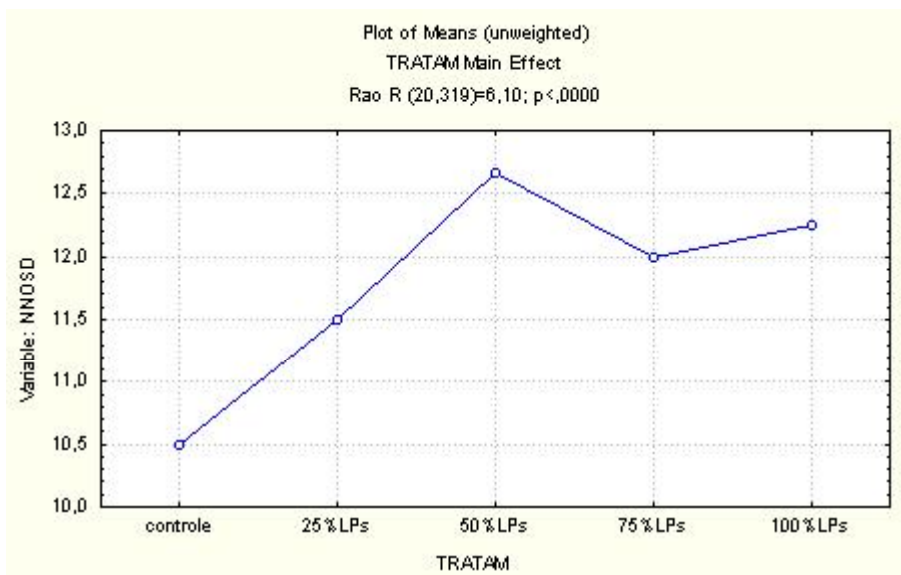


Figura 12: Médias do nº de entrenós amostrados nas plantas sob os diversos tratamentos.

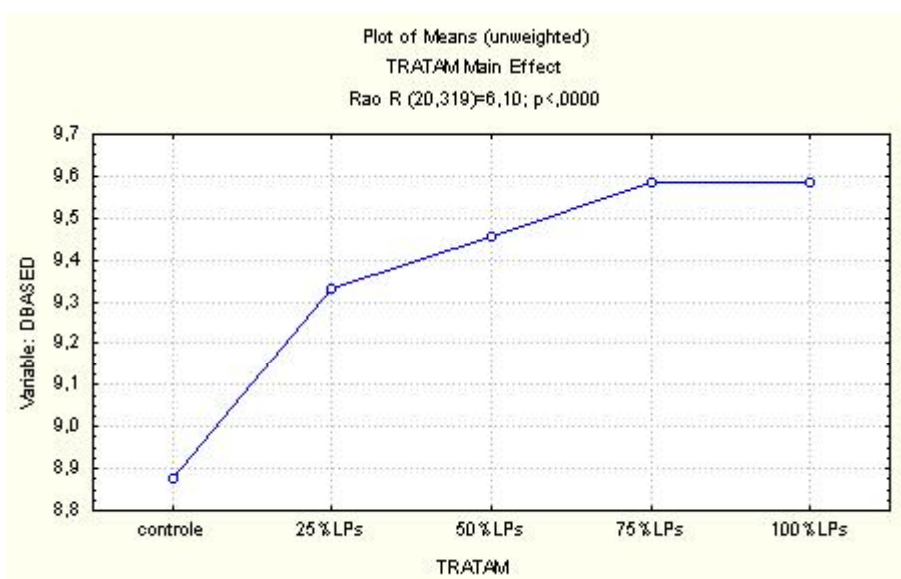


Figura 13: Médias do diâmetro da base do caule, em milímetros, amostradas nas plantas sob os diversos tratamentos.

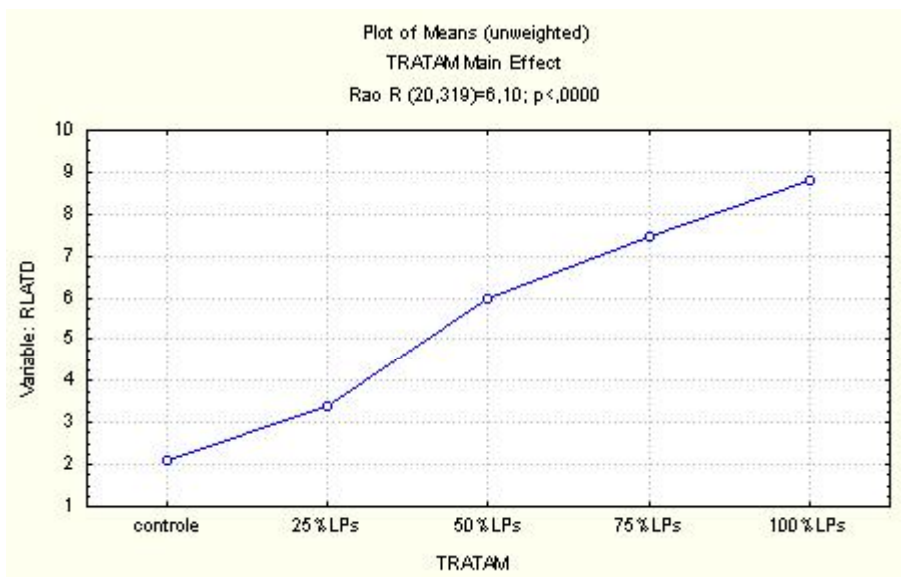


Figura 14: Médias do nº de ramos laterais amostrados em plantas sob os diversos tratamentos.

As reduções observadas nas médias das variáveis altura e número de entrenós em plantas sob tratamentos mais concentrados (T5), em relação às observadas nas médias de tratamentos menos concentrados (T3 e T4), apesar de não terem sido significativas, foram consideradas indícios de que as plantas, a partir de uma certa concentração, aparentemente começavam a exibir uma saturação da capacidade de utilizar os nutrientes, supostamente presentes nos líquidos percolados, para seu crescimento. Estas plantas não se desenvolviam tanto quanto as de tratamentos contendo concentrações imediatamente inferiores. Ou seja as médias destas variáveis, a partir de uma certa concentração, exibiam declínio nas curvas de crescimento.

Diversos trabalhos envolvendo plantas contaminadas por poluentes químicos relatam reduções em variáveis de desenvolvimento, como as utilizadas aqui. Siu & Tam (1998), num experimento de contaminação de *Kandelia candel* (espécie típica de manguezais) com líquidos percolados de um aterro de lixo, verificaram que baixas concentrações deste efluente estimulavam o crescimento. Entretanto, segundo estes autores, as plantas tratadas com concentrações maiores que 60 % exibiram reduções em variáveis, como altura e número de folhas, sendo que algumas destas plantas apresentavam-se bastante desfolhadas ou haviam morrido ao final do experimento.

Menezes *et al.* (1994) monitorando durante um ano, cerca de 700 mudas de *Rhizophora mangle* transplantadas para Cubatão, SP, uma das regiões de manguezais mais degradadas do litoral brasileiro, verificaram menores alturas nas plantas alocadas em áreas poluídas por petróleo do que as verificadas em áreas menos impactadas.

Muitos dos poluentes químicos orgânicos subprodutos do refino do petróleo como o benzeno, etilenos, estirenos e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs) que afetam áreas florestais próximas de refinarias e indústrias petroquímicas, também podem ser encontrados na composição do lixo urbano e nos líquidos percolados de aterros de lixo e podem estar relacionados com os efeitos observados nas plantas tratadas. Segundo Wu (1999) os efeitos destes poluentes químicos orgânicos ainda não são bem entendidos, porém, já se reconhecem algumas propriedades tóxicas, cancerígenas e mutagênicas em hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs); hidrocarbonetos halogenados; inseticidas, herbicidas e fungicidas e em diversas substâncias componentes dos produtos mais utilizados em atividades humanas domiciliares, comerciais e industriais como o benzeno, o etilbenzeno e o tolueno. Todos estes produtos podem ter seus efeitos deletérios drasticamente aumentados através dos processos de biomagnificação e bioconcentração decorrentes das transformações biológicas nos seres vivos. Ainda, segundo Wu (*op cit*), a alta lipofilidade exibida por estes poluentes químicos orgânicos lhes confere alta capacidade de serem absorvidos, biotransformados e desta forma persistirem impactando o meio ambiente por longos períodos de tempo.

Um efeito aparentemente contraditório, ocorreu com plantas de *A. schaueriana* transplantadas, por Cunha (2000), para uma área do manguezal do Itacorubi próxima ao aterro de lixo de Florianópolis e ao ponto de coleta de líquidos percolados utilizados no presente trabalho. Cunha *op cit*, observou que estas plantas exibiram um rápido incremento em altura, número de folhas, número de ramos, número de entrenós e diâmetro da base do caule e que existiam diferenças significativas entre as plantas causadas por algum outro fator ambiental não estudado. Estas plantas hoje exibem sintomas de contaminação por poluentes químicos e algumas plantadas próximas de pontos de afloramento de líquidos percolados, morreram ou se encontram severamente afetadas.

Metais pesados, poluentes comumente encontrados nos líquidos percolados de aterros de lixo, cujos efeitos são estudados a mais tempo e que podem de diversas maneiras exercerem efeitos negativos sobre o desenvolvimento vegetal. Estes efeitos, largamente citados na bibliografia consultada, puderam ser indiretamente relacionados com alguns sintomas observados no presente trabalho.

Segundo Kabata-Pendias & Pendias, os metais pesados mais prejudiciais aos vegetais são o cádmio, chumbo, cobre, níquel e mercúrio. De acordo com Bowen (1966), os mecanismos mais comuns da ação tóxica de metais pesados nos vegetais são: inativação de enzimas; redução da permeabilidade de membranas celulares; redução da absorção de nutrientes e moléculas orgânicas essenciais; precipitação de íons nutrientes e formação de quelatos estáveis com compostos essenciais ao metabolismo vegetal. Estes poluentes podem ainda atuar sobre o crescimento vegetal, inibindo a divisão celular e alterando as atividades cambiais e meristemáticas (Dickinson, 2000); causando alterações estruturais e ultraestruturais em células e organelas e desta forma, afetando estruturas e tecidos que desempenham funções fisiológicas vitais para o crescimento (Barceló, Vasquez & Poschenreider, 1987a). Metais pesados podem ainda afetar a captação de íons nutrientes através da competição; desta forma estes íons metálicos não essenciais, podem causar a deficiência de elementos essenciais ao crescimento da planta (Bruemer et al., 1986; Menguel & Kirkby, 1987). As conseqüências mais imediatas destes efeitos nocivos ao desenvolvimento vegetal são significativas reduções no crescimento e na produção de biomassa em caules raízes e folhas de plantas contaminadas.

5.2.2 PESO SECO

As análises de variância realizadas nas variáveis do peso seco das folhas, caules e raízes apresentaram valores de p muito significativos para o efeito TRATAMENTOS, indicando existir diferenças entre as médias destas variáveis amostradas nos diferentes tratamentos. Não se observaram valores significativos de p para o efeito INTERAÇÃO; porém, apesar de ser considerado um caso de fronteira, muito próximo do valor de teste ($p < 0,05$) no peso seco do caule observou-se um valor de p significativo (0,047) para o

efeito BLOCOS, indicando que também existiam diferenças nas médias amostradas entre plantas localizadas nos diferentes blocos de repetições. Os resultados das análises de variância se encontram na Tabela 12.

Tabela 12: Valores de p para os efeitos TRATAMENTOS, BLOCOS E INTERAÇÃO dos parâmetros: peso seco das folhas (PSFOL), peso seco do caule (PSCAU) e peso seco das raízes(PSRAIZ).

EFEITOS	PSFOL	PSCAU	PSRAIZ
(1) TRATAMENTOS	<0,000000*	<0,000000*	<0,000029*
(2) BLOCOS	0,267	0,047*	0,089
(12) INTERAÇÃO	0,276	0,171	0,272

Valores marcados com um asterisco são significativos a um nível de 5 %.

Os valores médios do peso seco de folhas, caules e raízes sob os diferentes tratamentos e os resultados dos testes Tukey, se encontram na Tabela 13, onde podemos observar um crescimento proporcional ao aumento das concentrações do efluente.

Tabela 13: Valores médios, em gramas de peso seco (em negrito), de folhas (PSFOL), caules (PSCAU) e raízes (PSRAIZ); acompanhados respectivamente, do desvio padrão e erro padrão da média (entre parênteses).

TRATAMENTOS	PSFOL	PSCAU	PSRAIZ
T1 (0%)	1,63 a (±0,53) (0,15)	3,32 a (±0,97) (0,28)	4,53 a (±1,41) (0,41)
T2 (25%)	3,31 b (±1,02) (0,29)	4,77 ba (±1,57) (0,45)	7,13 ba (±2,88) (0,83)
T3 (50%)	4,71 b (±1,65) (0,48)	6,64 bc (±2,00) (0,58)	8,68 bc (±3,24) (0,93)
T4 (75%)	6,07 bd (±1,66) (0,47)	8 c (±2,21) (0,64)	9,1 bc (±2,52) (0,73)
T5 (100%)	6,88 d (±2,03) (0,59)	8,18 c (±2,56) (0,74)	11,49 c (±4,80) (1,39)

Valores médios numa mesma coluna, acompanhados de letras iguais não exibem diferenças significativas entre si, identificadas ao nível de 5 % pelo teste Tukey. N=60.

Os resultados dos testes Tukey (Na Tabela 13) indicaram que existiam diferenças significativas entre as médias amostradas nas plantas sob os diversos tratamentos, sendo que, as maiores e mais significativas diferenças foram observadas entre o controle e os tratamentos de maiores concentrações. Em todos os parâmetros (PSFOL, PSCAU e PSRAIZ) podemos dizer que ocorreram incrementos significativos nestas médias. No caso do peso seco das folhas, os valores do tratamento 5 eram aproximadamente 400 % maiores do que o controle. Também é interessante notar que no caso do peso seco de caules e raízes, as médias aproximadamente dobraram seus valores no tratamento 3 (50 %). Porém, como nos variáveis morfológicas externas, a partir desta concentração, os tratamentos mais concentrados deixaram de causar diferenças significativas entre as médias. Na maioria dos casos, os tratamentos T3, T4 e T5 não apresentaram diferenças significativas entre si. Na Figura 15 podemos observar que, apesar dos valores médios do peso seco de folhas e caules terem apresentado médias progressivamente maiores, as diferenças eram muito pequenas entre os últimos tratamentos.

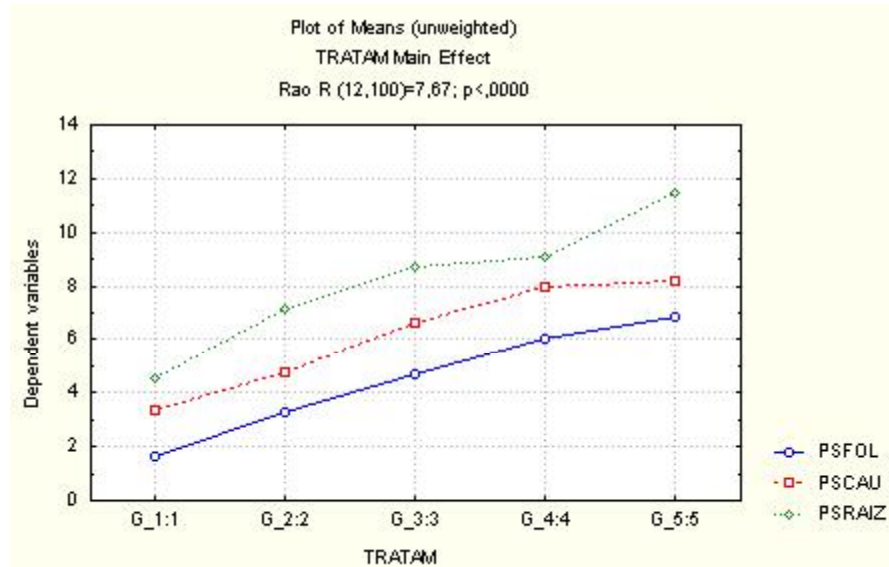


Figura 15: Valores médios, em gramas de peso seco, nas folhas (PSFOL), caules (PSCAU) e raízes (PSRAIZ) das plantas de *A.schaueriana* tratadas com diferentes concentrações de líquidos percolados do aterro de lixo.

Entretanto as análises de variância também identificaram a existência de diferenças significativas entre as médias, de peso seco do caule, amostradas entre os diferentes blocos de repetições dos tratamentos. Na Tabela 12 pudemos observar que o valor de p (0,047), para o efeito BLOCOS, apresentou-se próximo do valor crítico de p (0,05). Desta forma, foi realizado um teste Tukey complementar verificando entre quais blocos de repetições existiam diferenças significativas. Após a realização deste teste, observou-se que somente as médias dos blocos de repetições 3 e 4 apresentavam diferenças significativas entre si. Assim as médias das repetições que estavam contidas no bloco 4, foram excluídas, considerando-se apenas os valores médios das repetições dos tratamentos contidas nos blocos 1, 2 e 3. Desta forma podemos notar que ocorreu uma redução no valor médio do tratamento 5 em relação ao tratamento 4.

Após a exclusão dos valores do bloco 4, o número de unidades experimentais sob os diversos tratamentos ($N=45$) ainda permaneceu representativo e o valor de p ($p < 0,000001$) para o efeito TRATAMENTOS identificou uma redução significativa nos valores de peso seco do caule nas plantas tratadas com 100 % de líquidos percolados, T5, em relação as plantas tratadas com 75 % de líquidos percolados, T4 (Figura 16).

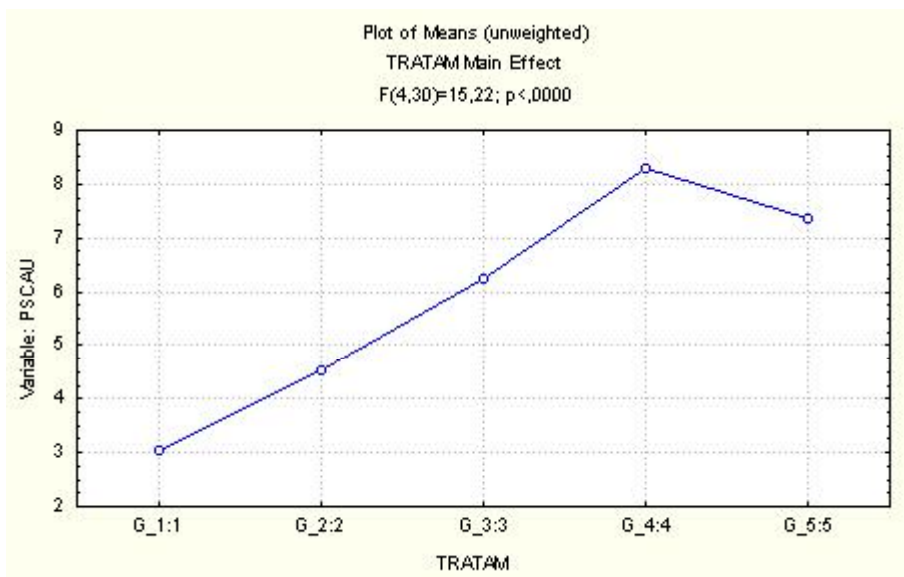


Figura 16: valores médios, em gramas de peso seco, do caule nos diferentes tratamentos após a exclusão dos valores contidos no bloco 4 de repetições. ($N=45$).

Segundo Breckle (1991), existe uma dualidade na resposta dos vegetais à contaminação por poluentes químicos. De acordo com este autor enquanto alguns metais pesados são tóxicos mesmo quando presentes em baixíssimas concentrações, outros exibem incrementos, por um curto período de tempo ou até uma determinada concentração, sobre o crescimento. Siu & Tam (1998), avaliaram os efeitos de diferentes diluições de líquidos percolados de um aterro de lixo sobre a produção de biomassa foliar e caulinar em plantas jovens de *Kandelia candel*. Estes autores observaram que havia um incremento na produção de biomassa em plantas tratadas com soluções de concentrações entre 10 e 20 % do líquido percolado. Entretanto, quando tratadas com soluções contendo de 40 a 60 % deste efluente, as plantas exibiam significativa redução na biomassa, principalmente foliar. Ao final de dois meses de contaminação, algumas plantas dos grupos tratados com soluções de concentrações maiores do que 60% do líquido percolado apresentavam biomassa bastante reduzida.

No presente experimento, as plantas de *A. schaueriana* também apresentaram um incremento significativo nas médias da maioria das variáveis de desenvolvimento amostradas nas plantas sob os diferentes tratamentos (diluições) com líquidos percolados, porém, de maneira similar, o peso seco do caule de plantas sob o tratamento 4, com menores concentrações do efluente (75% de líquidos percolados), apresentaram maiores médias do que o tratamento mais concentrado (100% de líquidos percolados), indicando um declínio na curva de crescimento.

Todos metais pesados tendem a serem tóxicos de uma maneira ou de outra. Os efeitos negativos sobre o desenvolvimento de uma planta podem ser evidenciados por uma exposição breve em altas concentrações ou por uma exposição prolongada em pequenas concentrações. O que vai determinar a resposta do vegetal a esta contaminação é o tipo de metal, a maneira como atua sobre a planta e as características da espécie em questão.

O sinergismo entre os efeitos de alguns metais pesados é citado por alguns autores como um processo capaz de potencializar os efeitos deletérios da contaminação. Breckle &

Kahle (1992) avaliaram os efeitos do chumbo e do cádmio, em diferentes concentrações, durante a contaminação de *Fagus sylvatica*, uma espécie arbórea dominante em florestas da Europa Central. Estes autores observaram que ambos metais exibiam efeitos negativos em parâmetros de desenvolvimento, na captação de nutrientes e na transpiração. Entretanto, quando aplicados juntos, menores concentrações destes metais tinham que ser utilizadas para que se verificassem os efeitos negativos sobre os indivíduos desta espécie. Estes autores verificaram que cádmio em concentrações muito pequenas e chumbo em concentrações um pouco maiores, causavam significativas reduções na biomassa. Entretanto, quando aplicado em conjunto com cádmio, o chumbo, em concentrações muito menores, exibia os mesmos efeitos tóxicos e causava igual intensidade de sintomas, nas plantas contaminadas.

Efeitos fitotóxicos causados pela contaminação por chumbo e cádmio podem ser utilizados para tentar explicar as reduções verificadas na média do peso seco do caule no tratamento 5 (100% de líquidos percolados), em relação ao tratamento 4 (75% de líquidos percolados).

Segundo Breckle (1991), os efeitos da contaminação por altas concentrações de Pb podem causar alterações na distribuição da biomassa entre as diferentes partes da planta principalmente através de reduções nas atividades de divisão e diferenciação celular e pela inibição do alongamento das células. Segundo Dickinson (2000), o incremento em valores de peso e altura pode ser reduzido pela diminuição da atividade cambial e meristemática. Barceló, Vasquez & Poschenreider (1988b), observaram significativas alterações no número e no tamanho de elementos vasculares em *Phaseolus vulgaris*, que se refletiam em reduções no comprimento e na biomassa do caule de plantas tratadas com cádmio. Estes autores verificaram que decréscimos no diâmetro dos vasos e no número destes elementos contribuíam para causar um estado de estresse hídrico nas plantas contaminadas.

Ambos metais, chumbo e cádmio foram identificados em estudos anteriores nos líquidos percolados do aterro de lixo de Florianópolis e em áreas do manguezal do Itacorubi adjacentes ao aterro de lixo: Queiroz *et al* (1993) Fe, Al, Cd, Ni; Rivail da Silva *et al* (1997) Hg, Pb, Cd, Se, As, Sn, Zn, Ni, Cu, Cr e Ag; Masutti (1999) Cd, Cu, Mn, Ni, Pb.

Apesar destes estudos, terem sido realizados em compartimentos diferentes deste ecossistema (água, sedimento e biota) e utilizando diferentes metodologias, cádmio e chumbo, foram identificados inicialmente em concentrações não muito altas; Já no estudo mais recente; Masutti (1999), coloca que o aterro de lixo, passados aproximadamente 10 anos do seu fechamento, ainda se constituía numa fonte de poluentes perigosos. A autora constatou, na área de manguezal contígua ao aterro de lixo, que compartimentos bióticos (fauna e flora) e compartimentos abióticos (água intersticial e sedimento) apresentavam altas concentrações de cádmio e chumbo e que exibiam um padrão de enriquecimento em relação a trabalhos anteriores, bem acima dos valores descritos na Res.CONAMA 020/86.

De alguma forma as concentrações de metais, liberados nos diferentes processos de degradação da massa de lixo aterrada, vem aumentando ao longo do tempo e juntamente com o efeito sinérgico da atuação de alguns metais, podem estar causando efeitos fitotóxicos relacionados com o impacto observado na vegetação de manguezal contígua ao aterro de lixo de Florianópolis. Indiretamente podemos supor que diversos metais pesados, entre eles cádmio e chumbo, estavam presentes na composição química dos líquidos percolados utilizados no presente estudo. Alguns valores de concentrações de metais pesados, obtidos em experimentos anteriores realizados em áreas do manguezal do Itacorubi, próximas ao aterro de lixo de Florianópolis são apresentados nas Tabelas 14, 15 e 16, incluindo alguns dos estudos citados acima.

Tabela 14: Valores das concentrações de metais pesados obtidas em estudos realizados por Queiroz *et al* (1993), na água do rio Itacorubi, em regiões do baixo estuário norte, próximas ao aterro de lixo de Florianópolis.

Metais/fases	aquosa (ppm - %)	Solida (ppm - %)	Total no Rio Itacorubi (ppm)
Alumínio	2.620 11,5 %	20.16 85,5 %	22.780
Cádmio	0.400 15.3 %	1.950 84.7 %	2.350
Ferro	10.890 72 %	4.215 27.9 %	15.105
Níquel	3.400 23,6 %	11.000 76.4 %	14.400

Adaptado de Queiroz *et al* (1993).

Tabela 15: Valores das concentrações de metais pesados, em $\mu\text{g/g}^{-1}$ de sedimento seco, obtidas em sedimentos de diversos manguezais da Ilha de Santa Catarina, (Rivail da Silva *et al.* 1998).

Metais/manguezais	Itacorubi	Ratones	Rio Tavares
Mercúrio	Max. 0,51	Max. 0,22	Max. 0,09
	Min. 0,12	Min. 0,03	Min. 0,05
Chumbo	Max. 56,5	Max. 28,12	Max. 26,1
	Min. 47,95	Min. 2,28	Min. 13,67
Cádmio	Max. 0,19	Max. 0,09	Max. 0,09
	Min. 0,02	Min. 0,02	Min. 0,05
Selênio	Max. 0,24	Max. 0,00	Max. 0,57
	Min. 0,00	Min. 0,00	Min. 0,00
Arsênio	Max. 31,12	Max. 16,06	Max. 12,57
	Min. 21,36	Min. 0,77	Min. 9,06
Estanho	Max. 7,28	Max. 3,43	Max. 3,19
	Min. 5,65	Min. 0,38	Min. 1,23
Zinco	Max. 97,20	Max. 78,76	Max. 65,01
	Min. 89,08	Min. 5,55	Min. 31,21
Níquel	Max. 25,04	Max. 17,15	Max. 13,84
	Min. 15,62	Min. 1,13	Min. 6,29
Cobre	Max. 46,21	Max. 21,41	Max. 24,80
	Min. 27,75	Min. 0,34	Min. 17,35
Cromo	Max. 8,82	Max. 10,05	Max. 7,26
	Min. 8,17	Min. 0,55	Min. 3,69
Prata	Max. 0,91	Max. 0,33	Max. 0,31
	Min. 0,82	Min. 0,06	Min. 0,14

Valores dados em $\mu\text{g/g}^{-1}$ de sedimento seco.

Os resultados obtidos no manguezal do Itacorubi, contém valores de amostragens realizadas próximas ao aterro de lixo de Florianópolis, no ano de 1995.

Tabela 16: Valores das concentrações de metais pesados, em mg.l^{-1} obtidas em estudos realizados na água intersticial, em áreas próximas ao aterro de lixo de Florianópolis e no rio Itacorubi em locais contíguos ao aterro (Masutti, 1999). Estes valores podem ser comparados com os limites estabelecidos para águas salobras, pela resolução do CONAMA nº020/1986.

Metais	Rio Itacorubi	Aterro de lixo de Florianópolis	Res.CONAMA nº 020/1986
Cádmio	$2,18 \times 10^{-3}$	$1,24 \times 10^{-3}$	1×10^{-3}
Cobre	$3,39 \times 10^{-1}$	$3,24 \times 10^{-1}$	2×10^{-2}
Manganês	2,28	1,94	1×10^{-1}
Níquel	$4,37 \times 10^{-1}$	$7,14 \times 10^{-2}$	$2,5 \times 10^{-2}$
Chumbo	$5,86 \times 10^{-3}$	$6,88 \times 10^{-3}$	3×10^{-2}

Acima, Na Tabela 16, podemos observar que a maioria dos metais analisados, por Masutti (1999), se encontravam em concentrações bem superiores as estabelecidas pela Res.CONAMA 020/86, para águas salobras, como seguras para a vida humana e para biota em geral, exceto apenas o chumbo, encontrado em concentrações pouco inferiores as estabelecidas. Entretanto deve ser levado em conta que, as atuações sinérgicas entre alguns destes metais, como no caso do cádmio e do chumbo, podem potencializar seus efeitos fitotóxicos; mesmo quando presentes em concentrações muito pequenas, insuficientes para isoladamente causarem estes efeitos.

5.2.3 ÁREA FOLIAR

As análises de variância identificaram diferenças muito significativas nos valores médios de área foliar amostradas entre as plantas sob os diversos tratamentos ($p < 0,000000$ - ou seja, apresentou um valor de p muito pequeno, menor do que o normalmente exibido pelo display no programa utilizado). Não foram observados valores significativos para os efeitos do posicionamento das plantas na casa de vegetação ($p < 0,285200$) e para a interação deste fator com o efeito causado pelos tratamentos ($p < 0,131651$).

De uma forma geral podemos dizer que houve um aumento significativo nas áreas foliares médias das plantas tratadas com os líquidos percolados, quando comparadas com as de plantas do controle e que o incremento era proporcional ao aumento da concentração de líquidos percolados nos tratamentos. Porém, como foi igualmente verificado em outras variáveis, a partir de uma dada concentração (50 %), os aumentos das quantidades de líquidos percolados presentes nos tratamentos deixam de causar incrementos significativos na área foliar (Tabela 17).

Tabela 17: Valores médios, desvio padrão, variância e erro padrão da área foliar média, em cm^2 , nas plantas tratadas com diferentes concentrações de líquidos percolados do aterro de lixo.

Tratamentos/ Concentrações	Média (cm^2)	Desvio padrão	Variância	Erro padrão da média
T1 (0%)	10,9 (a)	3,28	10,75	0,52
T2 (25%)	14,8 (b)	3,57	12,71	0,56
T3 (50%)	18,6 (c)	3,81	14,51	0,60
T4 (75%)	20,0 (c)	3,72	13,87	0,58
T5 (100%)	20,3 (c)	3,31	10,97	0,52

Médias acompanhadas por letras iguais não exibem diferenças significativas entre si. Letras diferentes indicam diferenças ao nível de 5 %. N=200.

Na Figura 17 podemos observar que a partir de uma determinada concentração, no tratamento 3, a curva exibe menor inclinação.

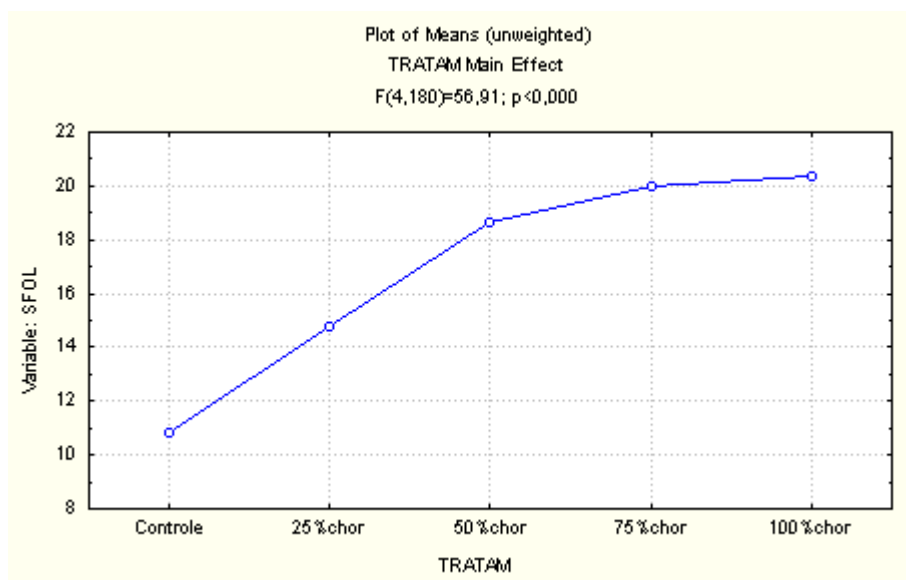


Figura 17: Médias, em cm², de áreas foliares amostradas nas plantas de *A. schaueriana* sob os diversos tratamentos.

De acordo com Lugo *et al.* (1980), em geral a área foliar demonstra-se uma boa variável para se avaliar impactos ambientais sobre as comunidades vegetais de manguezais, pois, as folhas das espécies arbóreas típicas mantêm uma relação constante entre a largura e o comprimento. Segundo este autor, pequenas variações nesta relação refletem alterações nas condições ambientais, as quais podem causar alterações no tamanho, na forma e também na susceptibilidade das folhas ao ataque por herbívoros ou patógenos.

Aparentemente, os elementos nutrientes supostamente presentes na composição dos líquidos percolados favoreceram as plantas tratadas no seu crescimento em área, volume, peso, e de uma forma geral, na maioria das variáveis utilizadas neste experimento.

Segundo Lambers, Chapin & Pons (1998), o crescimento de uma planta é suportado por um aumento correspondente na área foliar e nos tecidos fotossintetizantes deste órgão, pois a planta se utiliza principalmente de produtos da fotossíntese para crescer. De forma que o incremento na área foliar aparentemente, estaria viabilizando o processo de crescimento verificado nas plantas tratadas com os líquidos percolados do aterro de lixo.

Desta forma, e de acordo com a hipótese inicial deste trabalho era esperado que a área foliar fosse afetada negativamente pelos tratamentos contendo maiores concentrações de líquidos percolados. Entretanto, os valores, progressivamente maiores nesta variável, indicaram, como foi observado na maioria das variáveis utilizadas no presente estudo, que os líquidos percolados favoreceram o crescimento das plantas tratadas.

Efeitos similares foram observados por Panitz (1993) e posteriormente por Felipe (1998) que observaram aumentos significativos nas áreas médias foliares de plantas de *A. schaueriana* em manguezais da grande Florianópolis sob a influência de esgotos municipais. Este efluente apesar de conter quantidades de elementos nutrientes, segundo Pinto (1979), 100 vezes menores do que os líquidos percolados de aterros de lixo, provavelmente também teriam favorecido o crescimento destas plantas.

Rodriguez *et al.* (1989) e Ponte *et al.* (1993) *apud* Felipe (1998), também verificaram maiores áreas foliares médias em plantas de *A. schaueriana*, amostradas em áreas do manguezal de Bertioga SP, impactadas por petróleo. Porém, de acordo com estes autores, o aumento verificado na área média foliar destas plantas foi uma resposta compensatória a uma provável redução na atividade fotossintética causada por uma acentuada queda das folhas e por alterações fisiológicas e bioquímicas nesta atividade.

Já Mengel & Kirkby (1987), descrevem o aumento da área foliar seguido de clorose, como parte da sintomatologia de plantas tratadas com altas concentrações de zinco. No presente experimento, tanto o incremento na área foliar como a ocorrência de clorose nas folhas, fizeram parte do quadro geral apresentado pelas plantas tratadas com o efluente, indicando uma provável atuação dos efeitos tóxicos do zinco na produção destes sintomas. Os sintomas aparentemente antagônicos, de um maior crescimento em área foliar, porém, apresentando maior quantidade e intensidade de sintomas de clorose nas folhas de plantas tratadas com o efluente, estão de acordo também com a dualidade na resposta dos vegetais à poluição química, proposta por Breckle (1991) e citada anteriormente durante a discussão dos resultados do peso seco do caule.

Como já foi dito anteriormente, alguns poluentes, em especial metais pesados (alguns são micronutrientes essenciais, outros mimetizam elementos nutrientes em funções fisiológicas), incrementam o crescimento de plantas contaminadas por um certo tempo ou até uma determinada concentração, porém quando estes limites são ultrapassados, os efeitos

danosos começam a se manifestar com maior clareza através dos sintomas característicos da contaminação e dos efeitos tóxicos causados por estes poluentes.

5.2.4 VARIÁVEIS MORFOANATÔMICAS FOLIARES

As análises de variância (two ways-ANOVA/MANOVA) identificaram a existência de diferenças significativas entre as médias Das variáveis espessura da lâmina foliar (ESPLM), número glândulas de sal (NGLS) e número de estômatos (NSTOM), amostradas nas plantas sob os diferentes tratamentos. Em todos os casos os valores de p, para os efeitos dos tratamentos (TRATAMENTOS), eram muito menores do que o nível de significância estabelecido (5% ou $p=0,05$). Entretanto, na maioria dos casos, foram observados valores de p bastante significativos para os efeitos dos diferentes posicionamentos das plantas na casa de vegetação (BLOCOS) e na interação deste efeito com os tratamentos (INTERAÇÃO), verificada em todas as variáveis utilizadas. Os resultados das análises de variância (Two ways ANOVA) para os efeitos TRATAMENTOS, BLOCOS E INTERAÇÃO se encontram na tabela 18.

Tabela 18: Valores de p para os efeitos TRATAMENTOS, BLOCOS E INTERAÇÃO dos parâmetros: espessura da lâmina foliar (ESPLM), número de glândulas de sal na face adaxial (NGLSAD), número de glândulas de sal na face abaxial (NGLSAB) e número de estômatos (NSTOM).

EFEITOS	ESPLM	NGLSAD	NGLSAB	NSTOM
(1) TRATAMENTOS	<0,000000*	<0,000000*	<0,000000*	<0,000000*
(2) BLOCOS	<0,000000*	<0,000002*	<0,000076*	<0,680507
(12) INTERAÇÃO	<0,000000*	<0,000000*	<0,000000*	<0,000000*

Valores marcados com um asterisco são significativos a um nível de 5 %.

Conforme Vieira (1999), nos casos onde existe interação torna-se necessário comparar os efeitos dos tratamentos dentro de cada um dos blocos de repetições, separadamente. Assim, para cada uma das variáveis morfoanatômicas utilizadas, foram

realizadas análises de variância (One way ANOVA/MANOVA) e testes Tukey complementares entre as médias dos tratamentos dentro de cada bloco de repetições. Os resultados das análises de variância complementares para os efeitos dos tratamentos, se encontram na Tabela 19. Nela podemos observar que os valores de p indicam, em todas as variáveis, que existem diferenças significativas entre as médias amostradas nas plantas, sob os diferentes tratamentos, dentro dos diversos blocos de repetições. Apesar de subdivididos estes resultados permaneceram representativos, pois, em cada bloco de repetições dos diferentes tratamentos, existia um número de plantas calculado por uma estimativa de suficiência amostral.

Tabela 19: Valores de p para os efeitos TRATAMENTOS, obtidos após as análises de variância complementares (one ways ANOVA), nos parâmetros espessura da lâmina foliar (ESPLM), número de glândulas de sal na face adaxial (NGLSAD), número de glândulas de sal na face abaxial (NGLSAB) e número de estômatos (NSTOM) nos diversos blocos de repetições dos tratamentos.

BLOCOS DE REPETIÇÕES	ESPLM (p)	NGLSAD (p)	NGLSAB (p)	NSTOM (p)
BLOCO 1	<0,000000*	<0,000000*	<0,000000*	<0,000000*
BLOCO 2	<0,000000*	<0,000000*	<0,000000*	<0,047769*
BLOCO 3	<0,000000*	<0,000000*	<0,000000*	<0,000001*
BLOCO 4	<0,119387	<0,000000*	<0,000000*	<0,000572*

Valores marcados com um asterisco são significativos a um nível de 5 %.

Apenas em dois casos, nos valores amostrados de espessura da lâmina foliar no bloco 4 e nos números de estômatos no bloco 2, os valores de p para o efeito dos tratamentos não se mostraram significativos. Em sua grande maioria os valores indicavam a existência de diferenças significativas entre as médias. Após esta constatação e segundo o recomendado por Vieira (1999), passamos a analisar os efeitos dos tratamentos separadamente em cada bloco de repetições.

5.2.4.1- ESPESSURA DA LÂMINA FOLIAR

Os valores médios de espessura da lâmina foliar, em micrômetros (μm), amostrados separadamente nos quatro blocos de repetições dos tratamentos, podem ser encontrados na Tabela 20. Apesar de não terem apresentado um padrão definido, as médias das plantas tratadas com os líquidos percolados tendiam a serem maiores do que as de plantas do controle. Conforme o padrão de incremento no crescimento observado nas variáveis discutidas anteriormente, nos blocos de repetições 1 e 2 foram verificados aumentos significativos nas médias de plantas tratadas com líquidos percolados quando comparadas às de plantas do controle. Já no bloco 4 não foram observadas diferenças significativas entre as médias. Embora estes aumentos na espessura de lâmina foliar não fossem significativos na maioria dos casos, em todos os blocos de repetições, os valores médios de espessura da lâmina foliar, nas plantas sob os tratamentos mais concentrados, eram maiores do que os encontrados no controle. Estes incrementos nas médias se mostraram muito significativos em pelo menos 50% dos casos, indicando como foi proposto no início das discussões dos resultados, que os líquidos percolados favoreceram o crescimento nas plantas contaminadas (Figura 18).

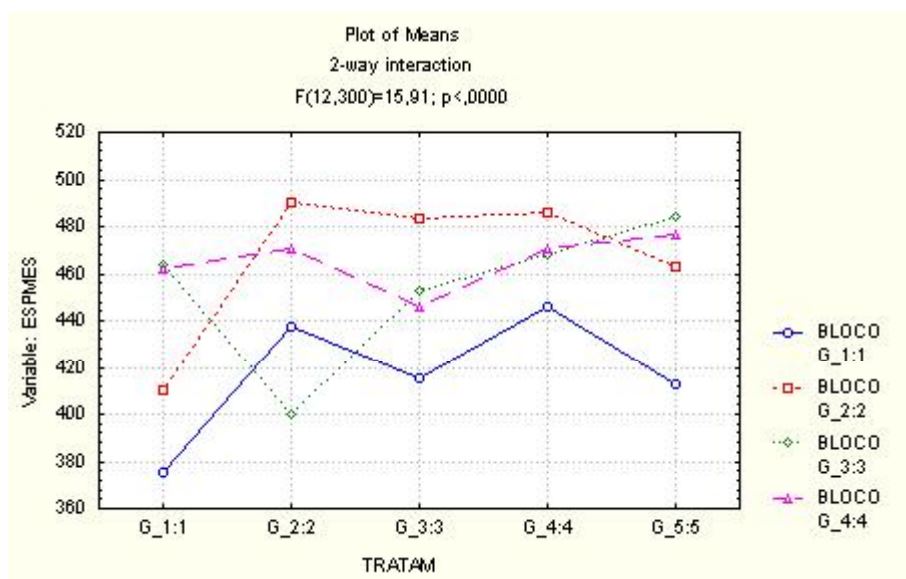


Figura 18: Espessuras médias, em micrômetros (μm), de folhas amostradas nas plantas de *A.schaueriana* sob os diversos tratamentos.

Tabela 20: Valores médios de espessura da lâmina foliar em micrômetros (μm), em negrito, o desvio padrão e erro padrão da média, respectivamente entre parênteses, obtidos separadamente em cada bloco de repetições.

Tratamentos	BLOCO 1	BLOCO 2	BLOCO 3	BLOCO 4
T1 (0%)	375,64 a ($\pm 16,59$) (4,15)	375,64 a ($\pm 16,60$) (4,15)	462,82 ac ($\pm 11,56$) (2,89)	461,92 a ($\pm 34,67$) (8,67)
T2 (25%)	437,61 b ($\pm 21,55$) (15,39)	490,52 b ($\pm 25,02$) (6,25)	399,95 b ($\pm 18,68$) (4,67)	470,50 a ($\pm 17,77$) (4,44)
T3 (50%)	415,68 c ($\pm 15,25$) (3,81)	483,37 bc ($\pm 30,11$) (7,58)	452,86 a ($\pm 25,96$) (6,49)	446,19 a ($\pm 38,18$) (9,80)
T4 (75%)	445,71 b ($\pm 11,12$) (22,78)	486,23 bc ($\pm 9,84$) (2,46)	469,11 ac ($\pm 41,67$) (10,41)	470,50 a ($\pm 37,95$) (9,49)
T5 (100%)	412,82 c ($\pm 20,25$) (25,06)	462,87 c ($\pm 30,09$) (7,52)	484,32 ac ($\pm 35,88$) (8,97)	476,22 a ($\pm 35,99$) (9,00)

Valores médios numa mesma coluna, acompanhados de letras diferentes exibem diferenças significativas entre si, identificadas pelo teste Tukey ao nível de 5%. N=120

Os incrementos verificados nas médias da espessura da lâmina foliar em plantas tratadas com os líquidos percolados podem ser explicados pelo efeito nutricional proposto anteriormente no início das discussões. As plantas sob os tratamentos mais concentrados apresentaram não só maiores espessuras foliares, mas apresentaram também maiores quantidades de folhas, com maiores áreas foliares. Por conseguinte estas plantas apresentaram maior quantidade de matéria seca foliar. Provavelmente, as plantas tratadas com líquidos percolados apresentaram maiores taxas de fotossíntese.

Segundo Da Silva (2002), plantas que se desenvolvem em ambientes ricos em nutrientes e sem restrições hídricas, exibem maiores taxas de fotossíntese e biossíntese, apresentando maior espessamento e maior conteúdo de clorofila nas folhas. Este autor utilizou a espécie Sp. *Cladium mariscus* (L) Pohl, ou capim serra como é conhecida popularmente, num experimento com efluentes domésticos (esgoto) e observou que as plantas tratadas com o esgoto apresentavam maior biomassa.

Entretanto, levantou-se a hipótese de que os aumentos na espessura das folhas também poderiam ser causados por uma possível resposta das plantas à sua contaminação com grandes quantidades de íons e outras substâncias tóxicas encontradas nos líquidos percolados do aterro de lixo. Algumas espécies vegetais são capazes, por exemplo, de minimizar os efeitos danosos da contaminação por metais pesados, compartimentalizando íons metálicos em vacúolos celulares e formando com eles complexos com ácidos orgânicos derivados do fenol (Larcher, 1986). Segundo Lamberti (1966), apesar de *A. schaueriana* apresentar estruturas excretoras, ela apresenta também uma hipoderme acumuladora de água que, devido à presença de substâncias osmoticamente ativas em suas células, é capaz de acumular íons salinos e outros restos metabólicos.

A hipótese de acumulação dos poluentes nas folhas de *A. schaueriana* está em conformidade com um estudo desenvolvido, no manguezal do Itacorubi, por Panitz (1986) que verificou em áreas próximas ao aterro de lixo de Florianópolis, concentrações elevadas de zinco nas folhas de indivíduos desta espécie, muito maiores do que em indivíduos de outras espécies encontrados nesta mesma área. MacFarlane & Burchett (1999), em um estudo com indivíduos de *A. marina* contaminados por altas concentrações de zinco, observaram que existia um gradiente, nas concentrações deste metal encontradas em diferentes partes destas plantas, com valores decrescentes do xilema para o mesófilo e através do parênquima clorofiliano em direção à hipoderme. Entretanto, através de microanálises realizadas com um microscópio eletrônico de varredura estes autores identificaram cristais de zinco e outros metais alcalinos sendo excretados pelo tecido glandular, que apresentava um significativo aumento nas concentrações de zinco em relação aos tecidos imediatamente anteriores. Num estudo subsequente os mesmos autores observaram uma alta captação de zinco nas plantas de *A. marina*, tratadas apenas com este metal e verificaram também que a captação e a translocação para as folhas aumentava muito quando este metal era aplicado em conjunto com o chumbo. Como consequência dos efeitos sinérgicos destes dois metais, as plantas tratadas exibiam sintomas graves de intoxicação (MacFarlane & Burchett, 2002). Cádmio, chumbo e zinco foram detectados nos líquidos percolados e na água intersticial do substrato de áreas do manguezal do Itacorubi próximas ao aterro de lixo (Masutti, 1999).

Conforme foi colocado anteriormente, estes metais poderiam ter atuado durante os processos de captação e translocação, causando aumento das concentrações iônicas nas folhas e desta forma induzindo um aumento do tamanho de células da hipoderme. Conseqüentemente um aumento na espessura da hipoderme, tecido com características acumuladoras, poderia ter contribuído também para os aumentos verificados na espessura da lâmina foliar de plantas tratadas com as diferentes diluições de líquidos percolados.

Entretanto, no gênero *Avicennia*, aparentemente, o processo de excreção é mais ativo e o processo de acumulação é menos desenvolvido do que em outras espécies vegetais típicas de manguezais que não apresentam estruturas excretoras (Camilleri, 1983). Desta forma, as glândulas de sal e os tricomas glandulares são as estruturas mais importantes na manutenção do equilíbrio osmótico em espécies deste gênero, tipicamente encontradas ocupando ambientes de alta salinidade nos manguezais. A importância das glândulas de sal e os efeitos no desenvolvimento destas estruturas, causados pela contaminação com os líquidos percolados são abordados a seguir no próximo item dos resultados e discussões.

5.2.4.2 NÚMERO DE GLÂNDULAS DE SAL NAS FACES ADAXIAIS E ABAXIAIS DA SUPERFÍCIE EPIDÉRMICA FOLIAR

Os números médios de glândulas de sal por unidade de área (mm²), tomados separadamente nos quatro blocos de repetições dos tratamentos são expressos nas Tabelas 21 e 22. Os números médios de glândulas de sal, em ambas as faces, adaxiais e abaxiais, da superfície epidérmica, apresentaram um padrão de redução proporcional ao aumento das concentrações de líquidos percolados nos tratamentos (Figuras 19 e 20). Na grande maioria dos casos as reduções eram muito significativas e juntamente com as reduções observadas no número de estômatos, discutidas a seguir, podem ser consideradas como um indício de que, num espaço de tempo relativamente pequeno (6 meses), os líquidos percolados do aterro de lixo afetaram o desenvolvimento das plantas tratadas. No caso do número de glândulas de sal na face abaxial, o bloco 3 de repetições chegou a apresentar uma redução de quase 300 % nos valores médios do tratamento mais concentrado (T5) em relação ao controle (T1). Em todos os outros blocos de repetições, em ambas as faces da superfície

epidérmica, os números médios de glândulas de sal nos tratamentos mais concentrados (T5) eram aproximadamente a metade dos valores médios encontrados em plantas do controle.

Tabela 21: Números médios de glândulas de sal, por mm², na face adaxial de folhas das plantas sob os diferentes tratamentos, tomados separadamente nos quatro blocos de repetições. (Valores médios, em negrito, desvio padrão e erro padrão da média, respectivamente entre parênteses).

Tratamentos	BLOCO 1	BLOCO 2	BLOCO 3	BLOCO 4
T1 (0%)	19,75 a (±4,95) (1,24)	25,00 a (±4,50) (1,12)	22,50 a (±5,24) (1,31)	20,50 ab (±5,82) (1,45)
T2 (25%)	20,00 a (±4,62) (1,15)	13,25 b (±3,17) (0,79)	14,25 bc (±5,46) (1,36)	22,75 a (±3,49) (0,09)
T3 (50%)	11,00 b (±3,72) (0,93)	18,50 c (±4,35) (1,09)	15,00 bc (±4,00) (1,00)	20,75 ab (±3,92) (0,98)
T4 (75%)	13,00 b (±3,42) (0,86)	12,50 b (±3,83) (0,96)	16,25 b (±3,42) (0,82)	16,75 b (±5,51) (1,38)
T5 (100%)	10,75 b (±3,49) (0,87)	14,00 b (±4,38) (1,09)	11,50 c (±3,83) (0,96)	12,00 c (±3,86) (0,97)

Médias numa mesma coluna, acompanhadas por letras diferentes, exibem diferenças significativas entre si, identificadas pelo teste Tukey ao nível de 5%. N=120

Tabela 22: Números médios de glândulas de sal, por mm², na face abaxial de folhas das plantas sob os diferentes tratamentos, tomados separadamente nos quatro blocos de repetições. (Valores médios, em negrito, desvio padrão e erro padrão da média, respectivamente entre parênteses).

Tratamentos	BLOCO 1	BLOCO 2	BLOCO 3	BLOCO 4
T1 (0%)	18,25 a (±3,86) (0,96)	23,50 a (±5,44) (1,36)	21,75 a (±5,26) (1,31)	18,00 a (±4,84) (1,21)
T2 (25%)	20,75 a (±5,31) (1,33)	12,50 b (±4,10) (1,02)	15,25 b (±3,92) (0,98)	25,50 b (±4,35) (1,09)
T3 (50%)	13,25 b (±3,723,17) (0,79)	12,00 b (±3,26) (0,82)	12,50 b (±3,83) (0,96)	16,75 a (±4,43) (1,11)
T4 (75%)	10,00 b (±3,27) (0,82)	13,25 b (±3,78) (0,95)	15,25 b (±4,43) (1,11)	15,00 ac (±3,42) (0,86)
T5 (100%)	11,25 b (±3,64) (0,91)	12,75 b (±3,34) (0,83)	08,25 c (±3,71) (0,93)	11,00 c (±4,95) (1,24)

Médias numa mesma coluna, acompanhadas por letras diferentes, exibem diferenças significativas entre si, identificadas pelo teste Tukey ao nível de 5%. N=120

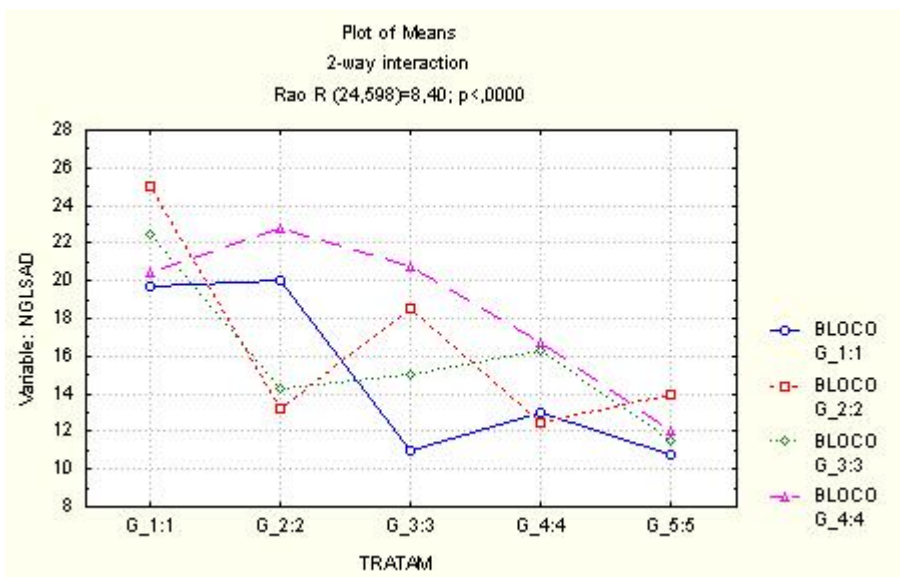


Figura 19: Números médios de glândulas de sal, por mm², na face adaxial da superfície epidérmica, em folhas de plantas sob os diferentes tratamentos, amostrados separadamente nos 4 blocos de repetições.

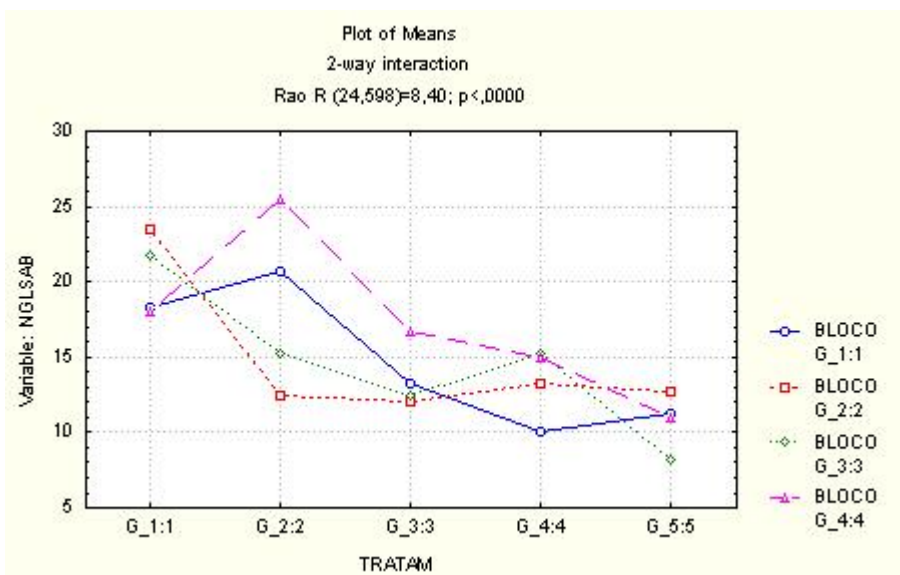


Figura 20: Números médios de glândulas de sal, por mm², na face abaxial da superfície epidérmica, em folhas de plantas sob os diferentes tratamentos, amostrados separadamente nos 4 blocos de repetições.

Alterações no número de glândulas de sal foram observadas em folhas de *A. schaueriana*, provenientes de manguezais impactados por atividades de indústrias

petrolíferas na região de Alcobaça e pela expansão urbana no município de São Francisco do Conde, no recôncavo baiano, uma das áreas mais degradadas do estado da Bahia (Araújo, 2000; Araújo *et al.* 2002). De acordo com estes autores, em ambos os trabalhos, as folhas de *A.schaueriana*, coletadas em áreas impactadas apresentavam reduções significativas nos números de glândulas de sal, quando comparadas com folhas amostradas em manguezais não impactados. As folhas, provenientes de manguezais impactados, analisadas por Araújo *et al.* (op cit) exibiam muitas glândulas de sal destruídas, efeito possivelmente causado pela poluição e degradação ambiental a que estavam submetidas estas plantas (Tabela 23). Diversos poluentes orgânicos e inorgânicos, encontrados em áreas impactadas por atividades petrolíferas, são também encontrados em aterros de lixo urbano (Tchobanoglous, 1993). Seus efeitos em comunidades naturais são bem descritos em Wu (1999) e especificamente em manguezais, os efeitos de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs), citados em Tomlinsom (1986).

Tabela 23: Números médios de glândulas de sal e estômatos, por mm², encontrados em áreas degradadas por atividades petrolíferas (Estuário de Itanhém) e não impactadas (São Francisco do Conde). Adaptado de Araújo (2000) e Araújo *et al.* (2002).

Estrutura/localidades	Manguezal, não impactado, em São Francisco do conde, BA.	Região do estuário do rio Itanhém em Alcobaça, BA.
Estômatos (superfície epidérmica abaxial)	Max: 277 Min: 175 Média: 226	Média: 122
Glândulas de sal (superfície epidérmica adaxial)	Max: 243 Min: 80 Média: 161,5	Média: 72
Glândulas de sal (superfície epidérmica adaxial)	Max: 117 Min: 40 Média: 78,5	Média: 55

No presente experimento, a provável presença de poluentes tóxicos nos líquidos coletados no aterro de lixo de Florianópolis e utilizados na irrigação das plantas tratadas com as diferentes concentrações deste efluente, pode ter estado relacionada com as significativas reduções observadas, nos números médios de glândulas de sal. Tais reduções eram proporcionais ao aumento das concentrações nos diferentes tratamentos e na maioria das vezes as médias eram significativamente menores do que o controle. Porém não foram encontradas glândulas de sal destruídas ou malformadas, indicando que outros fatores poderiam ter causado as significativas reduções observadas no número médio de glândulas de sal em folhas de plantas tratadas com o efluente.

A salinidade reconhecidamente exerce grande influência no desenvolvimento das espécies típicas de manguezais (Lamberti, 1966; Clarke & Hannon, 1970; Medina, 1998). Segundo Camilleri (1983), espécies pertencentes aos gêneros *Avicennia*, *Aegriceras* e *Achanthus*, que apresentam estruturas excretoras de sal em suas folhas, em geral exibem um acréscimo no número destas estruturas em ambientes de alta salinidade, provavelmente devido ao reduzido tamanho de tecidos armazenadores de água. Segundo a autora, estes tecidos são mais desenvolvidos em espécies que não apresentam mecanismos de excreção, e que possuem mecanismos de exclusão de sais ao nível das raízes.

No presente experimento, os valores de salinidade, amostrados nos líquidos percolados, em média 16 ‰ e no máx. 18 ‰ (Tabela 9), estiveram sempre bem abaixo da salinidade marinha. Em todos os blocos de repetições dos tratamentos, as plantas dos tratamentos mais concentrados em especial as do tratamento 5, contendo apenas líquidos percolados, *in natura*, e portanto com maiores salinidades do que os tratamentos diluídos, apresentaram menores números médios destas estruturas. Conforme o exposto acima, as plantas tratadas com maiores concentrações do efluente em questão não deveriam ter apresentado reduções nestas médias e sim acréscimos nestes valores de acordo com o aumento das concentrações de sais e outros eletrólitos nos tratamentos. Porém o que se verificou foi justamente o contrário, com os maiores valores médios desta variável sendo verificados nas plantas do controle, tratadas apenas com água destilada e reduzindo-se significativamente nas plantas sob os tratamentos de maiores concentrações, que apresentavam as maiores salinidades.

Barceló, Vasquez & Poschenreider (1988a) trabalhando com plantas de *Phaseolus vulgaris* contaminadas por cádmio, um metal pesado altamente fitotóxico, observaram que as reduções no tamanho das células e conseqüentemente na área foliar causavam um aumento no número de tricomas por unidade de área. Entretanto, conforme estes autores, o decréscimo verificado na área foliar das plantas contaminadas era conseqüência não só da redução no tamanho das células, mas também era causado pela diminuição dos espaços intercelulares. Desta forma, no presente experimento, os significativos incrementos verificados na área foliar poderiam ter contribuído na redução do número de glândulas de sal nas folhas de plantas contaminadas. Uma forma de comprovar esta hipótese seria realizar contagens e medições adicionais do número e do tamanho das células epidérmicas, utilizando-se de um procedimento semelhante ao da análise do índice estomático.

Porém o que nos leva a acreditar que as reduções nas médias do número de glândulas de sal, possivelmente, foram causadas pela presença dos líquidos percolados do aterro de lixo e pelos aumentos das concentrações deste efluente nos tratamentos, foi o fato de que os índices estatísticos eram muito significativos e deveriam ser considerados com maior cuidado. Além disto, apesar de não terem sido realizadas medições no tamanho das células epidérmicas, aparentemente não eram percebidas diferenças entre o tamanho destas células em folhas de plantas tratadas com o efluente e folhas de plantas do controle. Esta situação era notável e predominava durante as amostragens dos números de glândulas de sal em ambas faces da superfície epidérmica destas folhas (Figura 21).

Para que as diferenças no tamanho das células epidérmicas, supostamente influíssem na significância dos resultados obtidos nas médias do número de glândulas de sal, estas diferenças deveriam ser grandes e facilmente observáveis, pois as reduções nas médias de glândulas em folhas de plantas contaminadas em relação as amostradas no controle chegavam a quase 300 %. Neste sentido podemos supor que, estas reduções são indicativas de que os tratamentos afetaram o desenvolvimento morfoanatômico das folhas em plantas tratadas com o efluente coletado no aterro de lixo de Florianópolis.

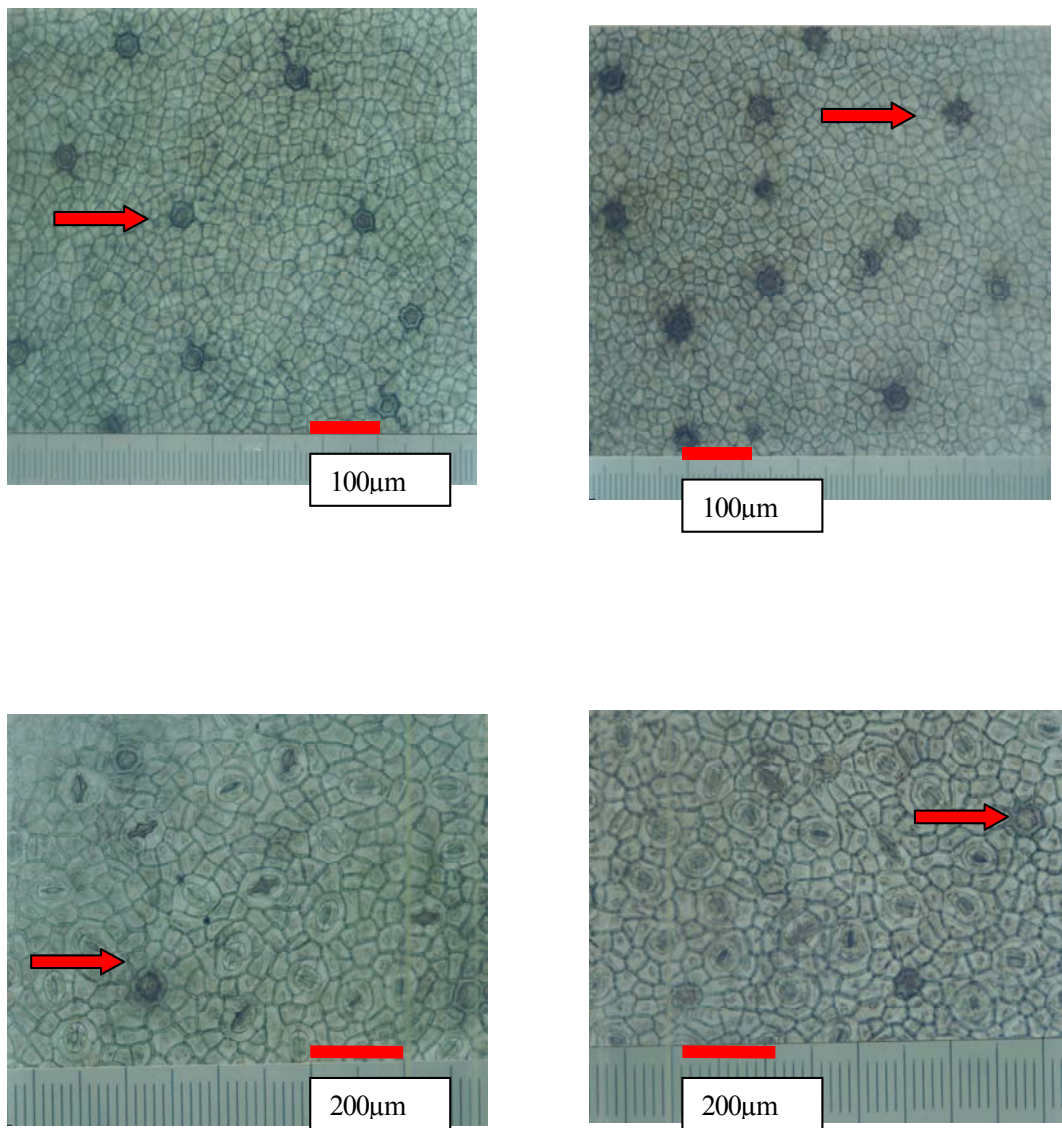


Figura 21: Fotomicroscopia óptica, apresentando à esquerda plantas contaminadas com 100 % de líquidos percolados e à direita plantas do controle. Nas duas fotografias de cima, a superfície epidérmica adaxial é mostrada em aumento de 100X e nas de duas abaixo, a superfície epidérmica abaxial em aumento de 200X.

Espécies vegetais típicas de manguezais têm desenvolvido uma série de adaptações morfológicas e fisiológicas que lhes permitem ocupar um ambiente altamente seletivo, sob intenso estresse salino, adverso à maioria dos vegetais e onde a captação de água e nutrientes é dificultada, resultando em um grande gasto de energia (Medina, 1998).

Segundo Lacerda *et al.* (1993), *A. schaueriana* é capaz de transformar as características extremamente redutoras dos solos de manguezais, translocando para as raízes o oxigênio atmosférico captado pelos pneumatóforos, criando condições oxidativas nas rhizosferas e causando grandes variações nas condições físico-químicas do substrato. Segundo estes autores, alternando em curtos espaços de tempo, estados de oxidação e redução em suas rhizosferas, as plantas desta espécie tornam instáveis diversas classes de substâncias químicas, disponibilizando grandes quantidades de íons que estavam sob formas reduzidas ou precipitadas na solução do solo. Entretanto, ainda de acordo com estes autores, esta instabilidade aumenta grandemente a disponibilidade de metais pesados, que constantemente se movem de substratos oxidados para reduzidos e vice-versa. Este processo é uma estratégia adaptativa que facilita a captação de nutrientes nas plantas de *A. schaueriana*.

Porém, sob condições de contaminação por poluentes químicos, esta característica pode se tornar prejudicial devido à captação, involuntária, de grandes quantidades de íons e substâncias tóxicas que antes estavam sob formas indisponíveis no substrato. A ausência de mecanismos excludentes de sais ao nível das raízes, torna esta espécie especialmente vulnerável à poluição química, fazendo com que, por exemplo, suas folhas sistematicamente apresentem altas concentrações de metais pesados (Scholander, 1955 *apud* Lacerda *et al.* 1993). Não possuindo estratégias adaptativas de exclusão de sais e outros íons ao nível das raízes, esta espécie não pode selecionar apenas os íons nutrientes de que precisa para o seu desenvolvimento, absorvendo uma grande quantidade de íons e outras substâncias minerais desnecessárias, que precisam ser excretadas para que não atinjam níveis tóxicos na planta.

Segundo Medina (1998), as glândulas de sal permitem a excreção do excesso de sais, mantendo o balanço de sais nas folhas e protegendo desta forma o aparato fotossintético contra os danos causados pela hiper salinidade. Estas estruturas glandulares

são de extrema importância para o desenvolvimento e sobrevivência de *A. schaueriana*, pois possibilitam não só a excreção de sais, mas também de outros íons e restos metabólicos, presentes em excesso no corpo vegetal (Chapman, 1976).

As plantas tratadas com os líquidos percolados do aterro de lixo exibiram uma grande quantidade de folhas apresentando clorose, um efeito relacionado com a intoxicação por altas concentrações de alguns elementos químicos, em especial metais pesados (Mengel & Kirkby, 1987).

Este efeito foi documentado macroscopicamente e microscopicamente, em fotografias de plantas contaminadas, inteiras e em cortes transversais de áreas do mesófilo, que apresentavam este efeito.

Uma possível consequência deste fato é que, no presente experimento, a significativa redução verificada no número de glândulas de sal, poderia ter potencializado os efeitos da contaminação através de uma diminuição na capacidade de excretar íons e substâncias tóxicas, provavelmente absorvidos do efluente.

5.2.4.3 NÚMERO DE ESTÔMATOS

As médias do número de estômatos por unidade de área (mm^2) amostradas separadamente em cada bloco de repetições dos tratamentos encontram-se na Tabela 24. Em todos os blocos de repetições, as médias amostradas em folhas de plantas tratadas apenas com líquidos percolados (T 5) eram menores do que as de plantas do controle. Nos blocos 1, 3 e 4 estas médias apresentaram reduções significativas, sendo que no bloco 1, o número médio de estômatos em folhas de plantas do tratamento 5 era quase três vezes menor do que no controle.

Tabela 24: Números médios de estômatos por mm² na face abaxial em folhas de plantas sob os diferentes tratamentos, tomados separadamente nos quatro blocos de repetições. (Valores médios, em negrito, desvio padrão e erro padrão da média, respectivamente entre parênteses).

Tratamentos	BLOCO 1	BLOCO 2	BLOCO 3	BLOCO 4
T1 (0%)	161,11 a (±39,34) (9,83)	152,78 a (±45,82) (11,45)	152,78 a (±39,65) (9,91)	113,89 a (±36,17) (9,04)
T2 (25%)	155,55 a (±39,75) (9,94)	113,89 b (±36,17) (9,04)	105,55 b (±39,34) (9,83)	147,22 a (±47,92) (11,98)
T3 (50%)	108,33 b (±36,17) (9,04)	119,44 ab (±38,81) (9,70)	138,89 ab (±42,55) (10,63)	125,00 a (±33,33) (8,33)
T4 (75%)	130,55 b (±37,95) (9,49)	125,00 ab (±33,33) (8,33)	161,11 a (±31,95) (7,99)	141,67 a (±46,52) (11,63)
T5 (100%)	66,67 c (±36,29) (9,07)	119,44 ab (±38,80) (9,70)	91,67 c (±34,31) (8,58)	86,11 c (±41,27) (10,32)

Médias numa mesma coluna, acompanhadas por letras diferentes, exibem diferenças significativas entre si, identificadas pelo teste Tukey ao nível de 5%. N=120

O comportamento exibido pelas médias dos diferentes tratamentos, amostradas separadamente em cada bloco de repetições, pode ser observado melhor na Figura 22. Apesar de também terem apresentado reduções proporcionais ao aumento das concentrações nos tratamentos, as médias amostradas nos diferentes tratamentos, não seguiram um padrão muito definido, oscilando entre tratamentos que apresentavam incrementos e tratamentos que apresentavam reduções nestes valores. Entretanto, na maioria dos casos, as médias do tratamento mais concentrado (T 5) apresentaram reduções bastante significativas quando comparadas ao controle (T 1).

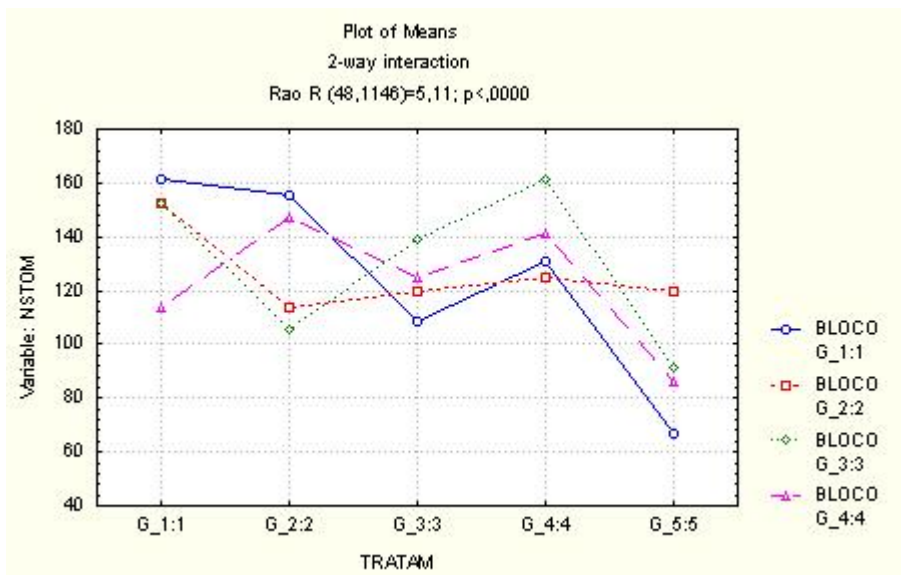


Figura 22: Números médios de estômatos, por mm^2 , em folhas de plantas sob os diferentes tratamentos, amostrados separadamente nos diferentes blocos de repetições.

As significativas reduções verificadas nas médias do número de estômatos, na maioria das repetições dos tratamentos, podem, como nos casos dos números de glândulas de sal, serem consideradas como indicativas de que os líquidos percolados do aterro de lixo afetaram o desenvolvimento das plantas tratadas com o efluente. Dickinson (2000), coloca que alterações anatômicas, como reduções na densidade estomática induzidas por fatores ambientais durante o processo de formação das folhas, exercem influências significativas na fotossíntese, podendo vir a afetar o desenvolvimento da planta como um todo.

Os estômatos são estruturas predominantemente encontradas nas folhas e consistem em um poro circundado por duas células altamente especializadas, as células-guarda, sendo que muitas vezes estas células são circundadas ainda por células subsidiárias, compondo uma estrutura, em geral denominada complexo estomático (Cutter, 1987).

Estas estruturas reconhecidamente possuem grande importância na sobrevivência e desenvolvimento de uma planta, pois, além de permitirem as trocas gasosas durante a transpiração, fotossíntese e respiração atuam também na regulação destes processos fisiológicos vitais, através do controle da abertura do poro estomático, durante a captação do CO_2 atmosférico. Ao longo do desenvolvimento de uma planta a fotossíntese fornece produtos que são amplamente utilizados nos processos de crescimento e diferenciação

celulares. De forma que o carbono captado na forma de CO₂, através da abertura estomática, e fixado durante a fotossíntese, responde por aproximadamente 40 % do peso seco de uma planta (Lambers Chapin & Pons, 1998).

Segundo Taiz & Ziegler (1991) na maioria das espécies vegetais o crescimento é limitado pelas taxas fotossintéticas nas folhas e estas dependem sobretudo das concentrações de CO₂ disponíveis para os sítios de carboxilação da enzima Rubisco presente nos cloroplastos. Entretanto, de acordo com estes autores, durante a captação de CO₂ a planta também perde grandes quantidades de água, que deixam o interior das folhas através da abertura estomática na forma de vapor, causando um dilema funcional na maioria das espécies vegetais. Segundo Taiz & Ziegler *op cit*, os vegetais administram este problema através de mecanismos fisiológicos de controle da resistência estomática, exercendo um efetivo balanço entre a perda de água e a captação do CO₂. Desta maneira, os vegetais maximizam a fotossíntese reduzem a perda de água durante a transpiração.

Assim, apesar de as plantas tratadas com os líquidos percolados terem apresentado um acentuado crescimento, poderíamos supor que significativas reduções no número de estômatos, poderiam em algum momento começar a influenciar o não só o processo de captação de CO₂, mas também causar alterações no balanço hídrico e na capacidade fotossintética das folhas, tendo como consequência uma redução na produtividade e no crescimento da planta como um todo. No presente experimento as plantas sob os tratamentos mais concentrado, apresentavam ainda muitos estômatos afetados, com uma ou mesmo ambas células-guarda destruídas ou malformadas (Figura 23).

Neste caso também não foram estabelecidas as proporções destas estruturas afetadas nos diferentes tratamentos, porém este sintoma não foi verificado nas folhas do controle e era freqüente e bastante perceptível nas plantas tratadas com maiores concentrações do efluente.

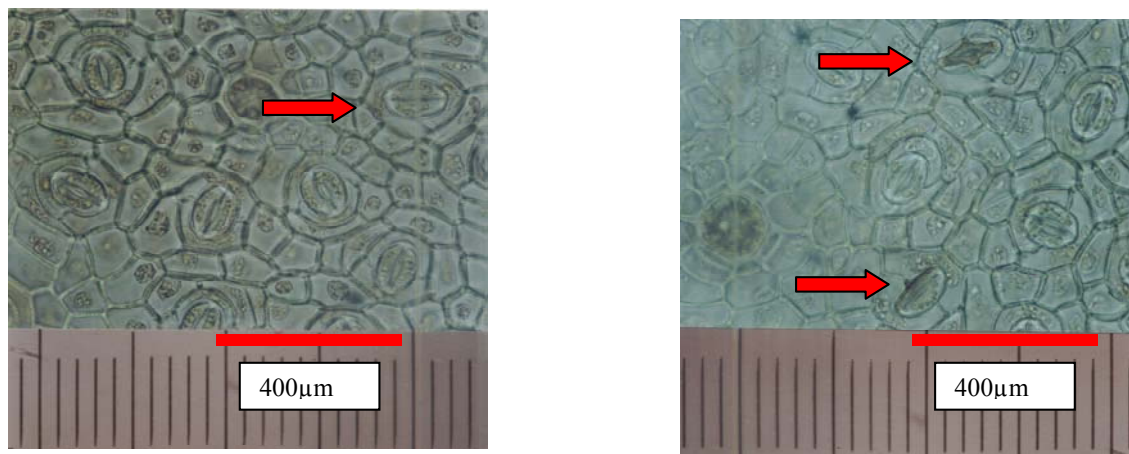


Figura 23: Fotomicroscopia óptica de cortes paradérmicos, em aumento de 400X, apresentando à esquerda, a superfície epidérmica na face abaxial da folha de uma planta do controle, com um estômato sadio destacado pela seta, e à direita, a de uma planta contaminada com 100 % de líquidos percolados. Na planta contaminada, mostrada à direita, podemos observar na parte superior da fotografia um estômato com ambas células guarda afetadas e abaixo, próximo a linha da escala, vemos um estômato com apenas uma célula guarda afetada (destacados pelas setas).

Diversos poluentes químicos orgânicos e inorgânicos, encontrados na composição do lixo urbano e nos seus líquidos percolados, exibem propriedades cancerígenas, teratogênicas e mutagênicas que poderiam estar relacionadas com alterações morfogênicas no processo de formação dos estômatos.

De acordo com Dickinson (2000), alguns poluentes químicos orgânicos como herbicidas e pesticidas, podem causar redução do número de estômatos e alterações estruturais, fisiológicas e bioquímicas que podem vir a influenciar a funcionabilidade destas estruturas. O benzeno, um dos três poluentes orgânicos encontrados com maior frequência na composição do lixo urbano, pode apresentar alterações nos processos de divisão celulares e propriedades cancerígenas (Tchobanoglous, 1993). Alterações no número de estômatos foram observadas em folhas de *A. schaueriana*, provenientes de manguezais impactados por atividades de indústrias petrolíferas e pela expansão urbana no município

de São Francisco do Conde, no recôncavo baiano (Araújo, 2000; Araújo *et al.* 2002). De acordo com estes autores, em ambos os trabalhos, as folhas de *A. schaueriana*, coletadas em áreas impactadas apresentavam reduções significativas nos números de estômatos quando comparadas com folhas amostradas em manguezais não impactados (Tabela 23). As folhas, provenientes de manguezais impactados, analisadas por Araújo *et al.* (op cit) exibiam ainda muitos estômatos e glândulas de sal destruídos, efeito possivelmente causado pela poluição e degradação ambiental a que estavam submetidas estas plantas.

O chumbo é um poderoso agente mutagênico que além de exibir alta toxidez também pode exercer efeitos negativos durante a divisão celular (Bryce-Smith, 1975 *apud* Mengel & Kirkby, 1987). Plantas de *Vaccinium vitisidaea*, contaminadas por formas altamente solúveis de níquel e cobre, apresentavam a epiderme largamente afetada, com um grande número de estômatos destruídos, provavelmente pela ação destes poluentes. O arsênio e o mercúrio também apresentam propriedades mutagênicas, teratogênicas e cancerígenas, sendo que algumas substâncias como o metil mercúrio e o dimetil arsênio, formadas durante os processos de detoxificação, apresentam estes efeitos grandemente aumentados (Tchobanoglous, 1993).

Já Martins (2002) observou significativos aumentos na densidade estomática em plantas de *Cladium mariscus*, tratadas com esgoto doméstico. Segundo este autor em ambientes enriquecidos com grande disponibilidade de nutrientes e sem limitações hídricas podemos esperar que as taxas de biossíntese e de crescimento de uma forma geral sejam mais elevadas e também que ocorra um aumento nos requerimentos de CO₂ para a fotossíntese. Desta forma, Martins *op cit*, sugere que o incremento verificado no número de estômatos poderia ser uma resposta adaptativa ao incremento nas taxas de crescimento e de biossíntese nas plantas tratadas com esgoto.

No presente trabalho, os líquidos percolados provavelmente proporcionaram uma grande quantidade de nutrientes para as plantas tratadas e apesar de as plantas também terem apresentado significativos incrementos nas médias da maioria das variáveis utilizadas, os números de estômatos apresentaram reduções significativas nas plantas tratadas com maiores concentrações do efluente, contradizendo esta hipótese.

Assim as grandes concentrações de nutrientes que provavelmente estavam presentes nos líquidos percolados estimularam grandemente o crescimento nas plantas de *A. schaueriana* durante o período do experimento. Entretanto, possivelmente, também existiam elementos e substâncias químicas tóxicas no efluente, que afetaram significativamente, não só o número de estômatos, mas também o número de glândulas de sal, nas folhas das plantas tratadas com o efluente.

Dada a importância destas estruturas, no desenvolvimento desta espécie as alterações nos números de estômatos e de glândulas de sal, verificadas, durante o desenvolvimento das folhas de plantas contaminadas, podem ter estado relacionadas com a alteração do padrão sempre crescente, apresentado pela maioria das variáveis e as reduções verificadas nas médias de plantas sob os tratamentos mais concentrados em relação às de tratamentos menos concentrados observadas na altura, no número de entrenós e no peso seco do caule. Uma das possíveis causas para o menor desempenho destas plantas, nestas variáveis, pode ter sido uma queda na produtividade, relacionada com o menor número de estômatos. Estas plantas recebendo uma quantidade maior de nutrientes, deveriam apresentar uma demanda maior de CO₂. Entretanto as plantas tratadas com 100% de líquidos percolados, em média apresentavam a metade do número de estômatos de plantas do controle. Já no bloco 1 de repetições dos tratamentos, as plantas do T5 tinham, em média, quase três vezes menos estômatos do que o controle (Tabela 20).

Talvez se o período de contaminação fosse prolongado por mais tempo as significativas reduções no número de estômatos, provavelmente viriam a comprometer a viabilidade e sobrevivência das plantas contaminadas. Ao final do experimento, algumas plantas contaminadas já se apresentavam seriamente comprometidas em seu desenvolvimento e provavelmente também na sua sobrevivência. Estas plantas foram fotografadas e são apresentadas no próximo item dos resultados, juntamente com possíveis mecanismos causadores dos sintomas observados nestas plantas.

Porém, como já foi colocado anteriormente na discussão dos resultados do número de glândulas de sal, talvez a área foliar, o número, tamanho das células epidérmicas e densidades estomáticas, ou de outras estruturas epidérmicas, devessem se referir a uma única amostra, realizada em um único indivíduo, utilizando um índice que contabiliza-se todas estas variáveis, gerando um único dado.

5.3 OBSERVAÇÕES DE SINTOMAS RELACIONADOS COM A CONTAMINAÇÃO POR POLUENTES QUÍMICOS.

Diversos sintomas característicos do estresse químico vegetal foram observados, macro e microscopicamente, e fotografados nas folhas de plantas tratadas com os líquidos percolados do aterro de lixo. Os sintomas observados mais frequentemente foram: ocorrência de áreas despigmentadas, clorose, malformações e sinais de ataques de herbívoros/patógenos ou outros organismos agressores. Estes sintomas ocorreram predominantemente nas plantas irrigadas com os líquidos percolados, sendo que, no controle a ocorrência de clorose, malformações e sinais de ataques de herbívoros/patógenos afetava uma quantidade muito pequena de folhas nestas plantas.

Nas plantas tratadas com as diferentes concentrações do efluente, 2358 folhas de um total de 5573 folhas, cerca de 42 %, apresentavam algum destes sintomas, sendo que algumas plantas exibiam mais de um tipo de sintoma, que podiam ocorrer associados numa única folha ou ainda ocorrerem de forma isolada em folhas diferentes de uma mesma planta. Nas plantas do controle, apenas cerca de 7 % das folhas apresentavam algum sinal de amarelamento, malformações ou pequenos pontos afetados por ataques de herbívoros/patógenos, causados aparentemente por processos naturais, intrínsecos à própria espécie. Desta forma a quantidade de folhas afetadas nas plantas irrigadas com o efluente, era significativamente maior que no controle. Embora as plantas tratadas com o efluente tenham exibido um padrão de crescimento notável, elas apresentavam grande número de folhas afetadas, mas que não chegou a afetar significativamente o crescimento verificado na maioria das variáveis utilizadas.

As diferentes intensidades com que estes sintomas se manifestavam em cada folha afetada, não puderam ser avaliadas objetivamente. Porém cada sinal de ocorrência foi computado uma única vez, em cada folha de cada planta. Desta forma, os resultados se referem ao total de folhas afetadas, por ocorrência de sintoma, nas unidades experimentais (plantas) em cada repetição e finalmente totalizadas por tratamento.

As análises de variância indicaram diferenças muito significativas nas proporções de folhas afetadas, entre as plantas contaminadas e as plantas do controle. Os significativos valores de $p < 0,000002$ para o efeito dos tratamentos quando comparados com os valores de

blocos (posicionamento) $p < 0,496367$ e de interação entre estes dois fatores $p < 0,695340$ confirmam esta hipótese. Testes Tukey, indicaram não haver diferenças significativas entre os índices de ocorrência destes sintomas, obtidos nas plantas sob os diferentes tratamentos. Ou seja, a presença de apenas 25 % de líquidos percolados no tratamento 2, acarretava uma taxa de 44,89 % de folhas afetadas, não sendo diferente da maior taxa, de 45,20 %, obtida no tratamento 3, nem da menor, obtida no tratamento 5, de 41,41 % e na maioria eram significativamente maiores do que no controle (Tabela 25).

Tabela 25: Números médios (em negrito), desvio padrão e erro padrão das médias (respectivamente entre parênteses) de folhas afetadas por cada sintoma e a proporção total (%), de folhas afetadas por estes sintomas, em cada tratamento.

Tratamentos	CLOROSE	HERB/PAT.	DEFORMAÇÕES	% DE FOLHAS AFETADAS	Nº médio de folhas
T1 (0%)	0,25 a (±0,74) (0,15)	1,33 a (±1,86) (0,38)	0,41 a (±1,44) (0,29)	7,74 a (±8,78) (1,79)	27,25 a (±8,31) (1,69)
T2 (25%)	9,29 b (±7,86) (1,60)	4,00 b (±2,79) (3,72)	5,67 a (±8,65) (1,76)	44,89 b (±24,95) (5,09)	43,79 b (±18,23) (3,72)
T3 (50%)	14,33 b (±21,96) (4,48)	2,75 ab (±2,40) (0,48)	9,87 b (±11,14) (2,27)	45,20 b (±28,88) (5,80)	55,04 bc (±25,24) (5,15)
T4 (75%)	10,29 b (±5,75) (1,74)	3,42 ab (±4,85) (0,99)	9,83 b (±11,32) (2,31)	41,60 b (±29,78) (6,08)	62,00 cd (±23,24) (4,74)
T5 (100%)	14,46 b (±36,29) (9,07)	4,00 b (±2,84) (0,58)	8,41 b (±9,42) (1,92)	41,41 b (±28,86) (5,89)	71,37 d (±24,58) (5,02)

Médias numa mesma coluna, acompanhadas por letras diferentes, exibem diferenças significativas entre si, identificadas pelo teste Tukey ao nível de 5%. N=120 plantas.

Segundo Larcher (1986), plantas expostas à altas concentrações de poluentes químicos, podem apresentar danos agudos e sintomas característicos exteriormente visíveis. Sob exposição prolongada, as injúrias causadas pela poluição podem evoluir para lesões crônicas e as conseqüências serem irreversíveis levando a planta à morte. Segundo este autor, em alguns casos a sintomatologia dos efeitos causados pela poluição química é muito variada e inespecífica, pois, um determinado poluente pode afetar diferentes plantas de diversas maneiras ou um sintoma em particular pode ser produzido por uma variedade de substâncias. De forma que não é correto tirar conclusões a partir de um sintoma isolado, devendo-se considerar padrões de resposta multi-paramétricos, que envolvem diversos critérios de avaliação e fornecem bases mais seguras para um diagnóstico acerca da poluição química em comunidades vegetais.

No presente experimento este fato impossibilitou identificar qual substância ou elemento químico poderia ter causado um determinado sintoma em particular. Entretanto, dada a grande quantidade de folhas afetadas e a variedade de sintomas observados nas plantas contaminadas e relacionados com sintomas característicos citados na bibliografia especializada; podemos supor que existem nos líquidos percolados diferentes elementos e substâncias químicas que, de formas diversas, afetaram o desenvolvimento natural destas plantas. Apesar deste item possuir um caráter subjetivo em suas contagens e adicional às proposições iniciais do experimento, foram verificados índices de diferenças significativamente altas destes sintomas, entre as plantas contaminadas e as do controle.

5.3.1 CLOROSE E ÁREAS DESPIGMENTADAS NAS FOLHAS

Grandes quantidades de plantas tratadas com líquidos percolados exibiam folhas apresentando áreas despigmentadas e/ou amareladas. Análises de variância indicaram a existência de diferenças significativas entre as médias de folhas afetadas nos diversos tratamentos ($p < 0,000151$), não sendo verificados valores significativos para o efeito do posicionamento, blocos, ($p < 0,100270$) nem para a interação ($p < 0,290410$). De um total de 5573 folhas amostradas nas plantas tratadas com o efluente, 1137 folhas apresentavam um destes sintomas, ou ambos. Estes dois sintomas juntos afetavam cerca de 20 % do total de

folhas nas plantas tratadas com os líquidos percolados e foram os sintomas mais frequentes observados. Nas plantas do controle, não foram observadas áreas despigmentadas nas folhas, apenas o amarelamento de poucas folhas, aparentando processos intrínsecos, como a senescência, naturais a maioria das espécies vegetais. De um total de 654 folhas amostradas nas plantas do controle, 6 folhas se apresentavam amareladas, ou seja apenas 0,9 % do total de folhas apresentavam este sintoma. A grande maioria destas plantas não apresentavam nenhum sinal de amarelamento de suas folhas. Testes Tukey indicaram diferenças significativas na ocorrência deste sintoma entre as plantas do controle e as plantas de todos os outros tratamentos. Porém não se verificaram diferenças significativas nas médias entre nenhum dos tratamentos com os líquidos percolados, indicando que os aumentos nas concentrações nos tratamentos não causaram diferenças nas proporções de folhas afetadas por este sintoma (Tabela 25).

Algumas das folhas de plantas tratadas com os líquidos percolados, apresentavam ambos os sintomas, sendo que nestas foi possível observar que havia primeiro uma despigmentação para depois ocorrer o amarelamento de uma determinada região da folha. Assim, a despigmentação e o amarelamento de partes das folhas, foram consideradas como parte de um único sintoma, descrito como clorose.

Segundo Font Quer (1982), clorose é um estado patológico próprio dos vegetais, que se caracteriza pelo amarelamento das partes verdes, principalmente folhas, causado pela diminuição da atividade fotossintética em cloroplastos de células afetadas. A ocorrência de clorose nas folhas em geral se deve a um estado de deficiência nutricional ocasionado pela falta de algum nutriente essencial, na maioria das vezes ferro ou magnésio que podem causar acentuada queda na produção de clorofila e desta forma apresentarem efeitos similares (Mengel & Kirkby, 1987).

Conforme Taiz & Ziegler (1998), os elementos que, em estados de deficiência nutricional, podem ocasionar sintomas de clorose nas folhas são: N, K, Mg, P, Ca, S, Si, Cl, Fe, Na, Zn, Cu e Mn e Mo. Segundo estes autores, as deficiências nutricionais nestes elementos podem, de diferentes maneiras, afetar processos fisiológicos e bioquímicos

relacionados com a fotossíntese e assim ocasionarem também diferentes tipos de processos cloróticos.

Diferentes fatores que induzem estados de deficiência nutricional nos vegetais, poderiam ter atuado, em conjunto ou separadamente, na produção de efeitos sobre a fotossíntese, refletindo-se nos diferentes tipos de processos cloróticos observados.

Altos conteúdos de matéria orgânica no solo influenciam a captação de elementos traço como Cu, Mn, Mo, e Zn; pois as grandes quantidades de ácidos húmicos, produzidas durante sua decomposição, retém fortemente estes elementos e podem induzir sintomas de deficiência nutricional (Kabata-Pendias & Pendias, 1987). Cu, Mn, Mo e Zn são micronutrientes essenciais que atuam ou fazem parte de compostos envolvidos na fotossíntese. Líquidos percolados de aterros de lixo, reconhecidamente contém grandes quantidades de matéria orgânica em decomposição, e contém também grandes quantidades de ácidos húmicos originados no processo de decomposição do lixo (Tchobanoglous, 1993). Assim, o aporte destas substâncias, proporcionado em maiores quantidades às plantas de tratamentos mais concentrados, poderia ter influenciado na captação de diferentes íons nutrientes essenciais, acarretando diferentes tipos de deficiências nutricionais.

A captação de elementos nutrientes essenciais também pode ser afetada pela presença de outros íons, em particular metais pesados, cujos efeitos tóxicos podem induzir efeitos bastante similares aos causados pela deficiência nutricional e podem levar a clorose nas folhas (Mengel & Kirkby, 1987, Larcher, 2000).

Breckle e Kahle, (1992) contaminando plantas de *Fagus silvatica* com Cd e Pb, observaram reduções significativas na captação de K, Ca, Mg, Fe, Zn e Mn. Estes autores verificaram ainda que estas plantas exibiam sintomas de deficiência em múltiplos elementos, causando clorose e necrose nas folhas de plantas contaminadas. Segundo Mengel & Kirkby (*op cit*) o cádmio e o chumbo atuam de forma mimética durante a captação e o comportamento bioquímico de elementos nutrientes essenciais e desta forma podem induzir sintomas característicos de deficiência nutricional.

Diversos metais pesados também podem causar efeitos negativos sobre a fotossíntese que podem acarretar diferentes tipos de clorose em plantas contaminadas por estes poluentes químicos. O cobre, em quantidades excessivas, pode causar clorose, pois desloca o ferro em importantes centros ativos de processos enzimáticos envolvidos na fotossíntese; o zinco desloca o Mg da enzima Rubisco e seus efeitos tóxicos podem ainda reduzir em até 50 % o conteúdo de clorofila; níquel, cobalto e selênio em altas concentrações também podem causar clorose (Mengel & Kirkby, 1987; Lambers, Chapin & Pons, 1998). O cádmio, afeta a fotossíntese no ciclo de Calvin e também reduz o conteúdo de clorofila nas folhas, Cu, Pb e Hg inativam diversas enzimas vitais envolvidas na fotossíntese (Lambers Chapin & Pons, 1998).

Bucher & Schenk (1999), observaram a ocorrência de clorose, acarretada pela indução da deficiência de Fe, em folhas de petúnias tratadas com Cd, Cu, Zn, e Mn e constataram ainda que a adição de sais nos tratamentos causava um incremento significativo na ocorrência deste sintoma. Estes autores sugerem que o acréscimo de sais poderia aumentar a disponibilidade destes metais incrementando a capacidade catiônica de troca na solução do solo.

No presente trabalho, a presença de sais nas soluções dos tratamentos contendo líquidos percolados, poderia ter atuado adicionalmente no agravamento dos efeitos tóxicos de determinados metais pesados e também poderiam estar relacionados com a alta frequência de folhas apresentando clorose nas plantas sob estes tratamentos. Também foram observadas diferentes formas do processo clorótico se expressar nas folhas de plantas tratadas com os líquidos percolados, indicando que os poluentes presentes neste efluente atuaram de diferentes maneiras, causando a clorose nas folhas através de efeitos tóxicos e/ou de deficiências nutricionais diferentes.

Basicamente foram observados quatro tipos de processos cloróticos. No primeiro tipo o processo aparentemente se iniciava na região da nervura central, podendo seguir através da folha causando manchas amareladas em regiões isoladas (Figuras 24 e 25). Algumas vezes este tipo de clorose ocorria associado a malformações nas folhas e causava a abscisão prematura das folhas afetadas. Ao final do experimento de contaminação com os líquidos percolados, algumas plantas eram afetadas gravemente por estes dois sintomas

associados, (Figuras 26 e 27). Estas plantas apresentavam poucas folhas e ramificações, apresentando os menores valores de produção de matéria seca foliar. Estas plantas apesar de se constituírem nos casos extremos da ocorrência destes sintomas, podendo ser consideradas exceções entre a maioria, foram consideradas severamente afetadas pelo tratamento com os líquidos percolados. Ainda que as plantas irrigadas com os líquidos percolados, fossem em média as que apresentavam os maiores valores de produção de matéria seca em geral.

Segundo Taiz & Zieger (1998), algumas plantas sob condições extremas e prolongadas de deficiência de ferro, podem apresentar clorose nas nervuras e posteriormente se espalhar por toda a folha. Este tipo de clorose é muito característico, pois de acordo com Lambers, Chapin & Pons (1998) em geral a ocorrência de clorose se verifica mais tardiamente nas nervuras da folha porque a clorofila se degrada mais lentamente nestas regiões do que em outros tecidos. Entre os diferentes tipos de clorose mencionados na bibliografia consultada, apenas a deficiência de ferro foi citada como capaz de produzir clorose nas nervuras das folhas. Entretanto, o cádmio também é amplamente reconhecido como causador de uma grande variedade de efeitos deletérios que podem levar a deformações morfológicas e anatômicas, que podem também ocorrer associadas à distúrbios na síntese de clorofila e com a ocorrência de clorose nas folhas (Lepp & Roberts, 1977; Poschenreider, 1983; Krupa *et al.* 1993, apud Gosek *et al.* 1996). Apesar dos sintomas de intoxicação por cádmio apresentarem uma clorose tipicamente intervenial, a presença deste elemento nos tratamentos poderia também ter induzido uma deficiência nutricional de ferro acarretando, numa mesma planta, uma sintomatologia de deficiência nutricional e intoxicação associadas.

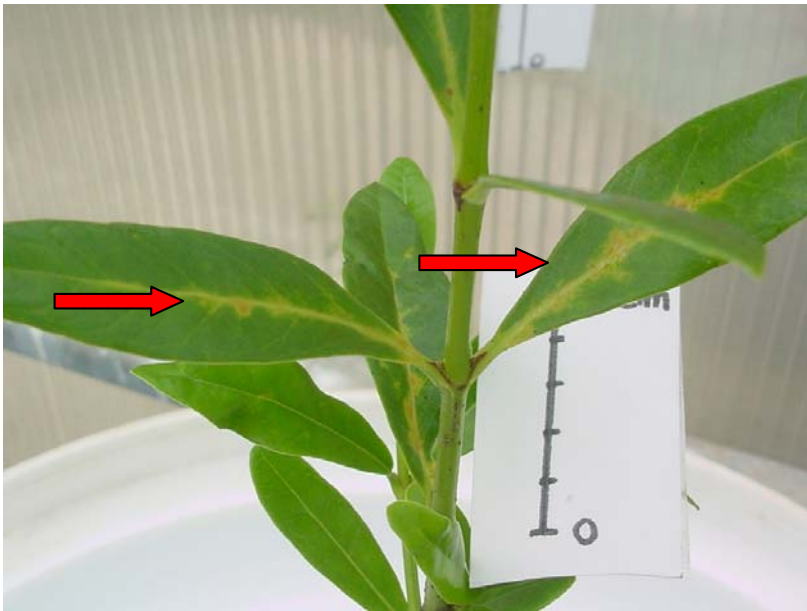


Figura 24: Sinais de clorose, indicados pela setas, afetando a nervura central das folhas, em uma planta tratada com soluções de 50 % de líquidos percolados do aterro de lixo.

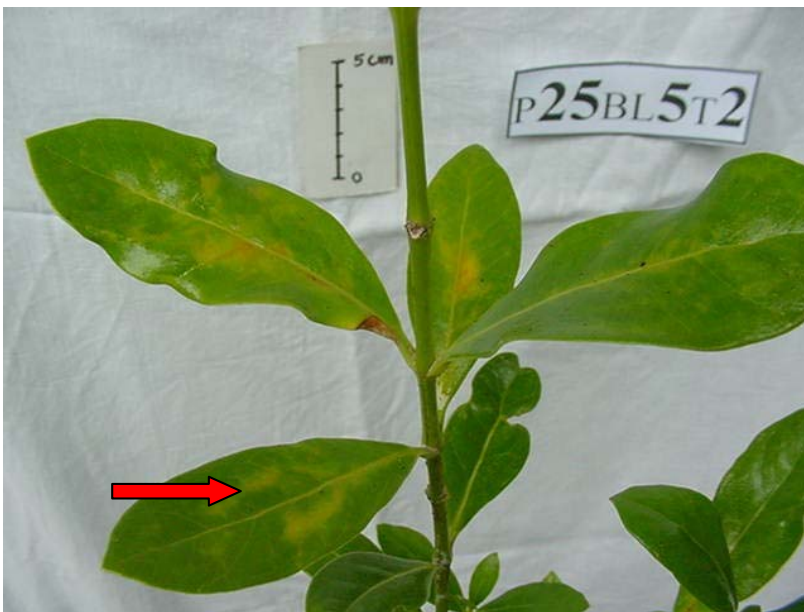


Figura 25: Sinais de clorose, iniciando na nervura central (seta) e disseminando-se pelas folhas, em uma planta tratada com soluções de 25 % de líquidos percolados do aterro de lixo.



Figura 26: Vista geral de uma planta gravemente afetada, tratada com 50 % de líquidos percolados do aterro de lixo, que apresentava um bom desenvolvimento em altura; entretanto apresentava-se bastante desfolhada, com poucas ramificações laterais e apresentando clorose, necrose e deformações nas folhas.

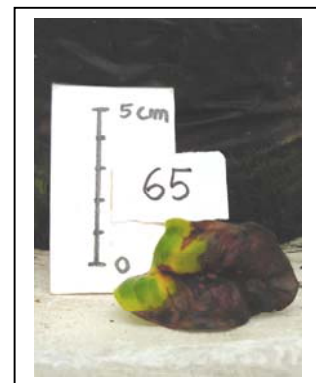
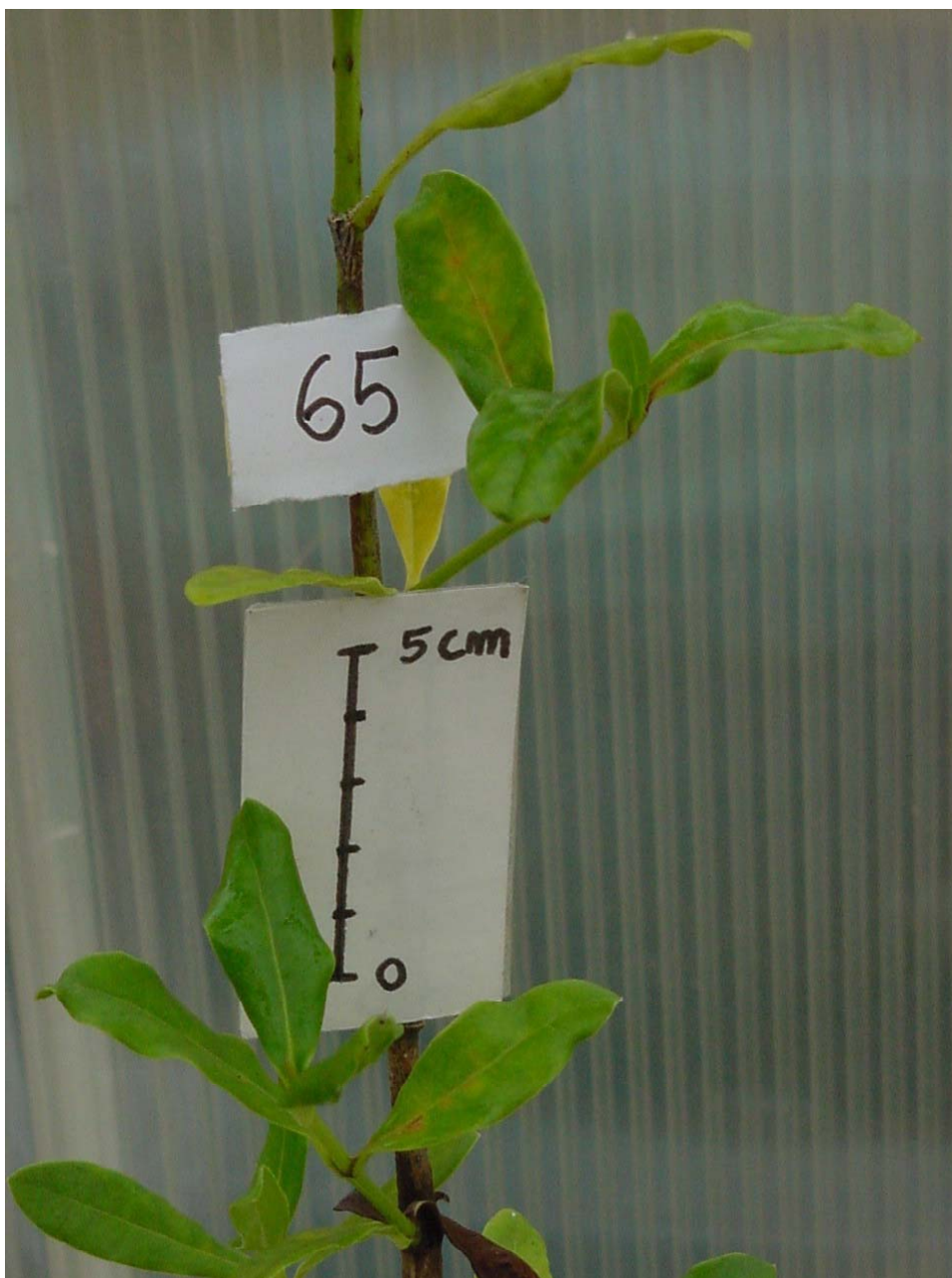


Figura 27: Outra planta gravemente afetada, tratada com 50 % de líquidos percolados e que apresentava os mesmos sintomas da planta na figura 26. No detalhe superior, à direita, uma folha abscisada precocemente apresentando clorose, necrose e deformações; no detalhe inferior uma vista geral desta planta.

Um segundo tipo de clorose apresentava um descoramento da cor verde, que se iniciava no ápice das folhas, se desenvolvia de forma uniforme por toda área da folha e depois ocasionava um completo amarelamento desta estrutura. Sintomas semelhantes foram descritos por Taiz & Zieger (1998) para a deficiência de cloro, que também pode causar necrose nas folhas, principalmente na região do ápice foliar. No presente experimento as folhas de plantas que apresentaram este tipo de processo clorótico também apresentavam regiões necrosadas no ápice foliar, evidenciando uma semelhança com os sintomas descritos por Taiz & Zieger *op cit* (Figura 28).



Figura 28: Folhas de planta tratada com 75 % de líquidos percolados, que apresentavam descoramento da cor verde, no ápice das folhas e depois ocasionavam o completo amarelamento desta estrutura. Em algumas folhas é possível verificar áreas necrosadas que provavelmente, iniciaram este processo também no ápice foliar.

No terceiro e mais freqüente tipo de clorose verificado, o processo se dava de forma localizada em pequenos pontos das folhas afetadas (Figura 29 e 30). Nestes pontos ocorria primeiro uma acentuada ausência da cor verde e depois o amarelamento da região.

Segundo Mengel & Kirckby (1987), o processo clorótico causado pela toxicidade do níquel se caracteriza, na maioria das dicotiledôneas, pela sua ocorrência em pontos bem demarcados entre as venações da folha, similares aos observados no presente experimento, entretanto este sintoma também pode ser ocasionado pela deficiência de manganês. Ambos efeitos, tanto da deficiência nutricional de Mn como os da intoxicação por Ni, podem ainda, originarem regiões necrosadas nas folhas afetadas. Porém, segundo Taiz & Ziegler (1998), no caso da deficiência de Mn, as regiões necrosadas evoluem dos pontos cloróticos entre as venações. Já a necrose causada pela toxidez do Ni se desenvolve principalmente nas margens da folha (Mengel & Kirckby *op cit*). Na Figura 31 podemos observar que, nitidamente, as regiões necrosadas se originam dentro das pequenas áreas despigmentadas. De forma que, os sintomas associados com a deficiência nutricional de Mn, aparentemente, são os que melhor se encaixam com os sintomas deste tipo de clorose.

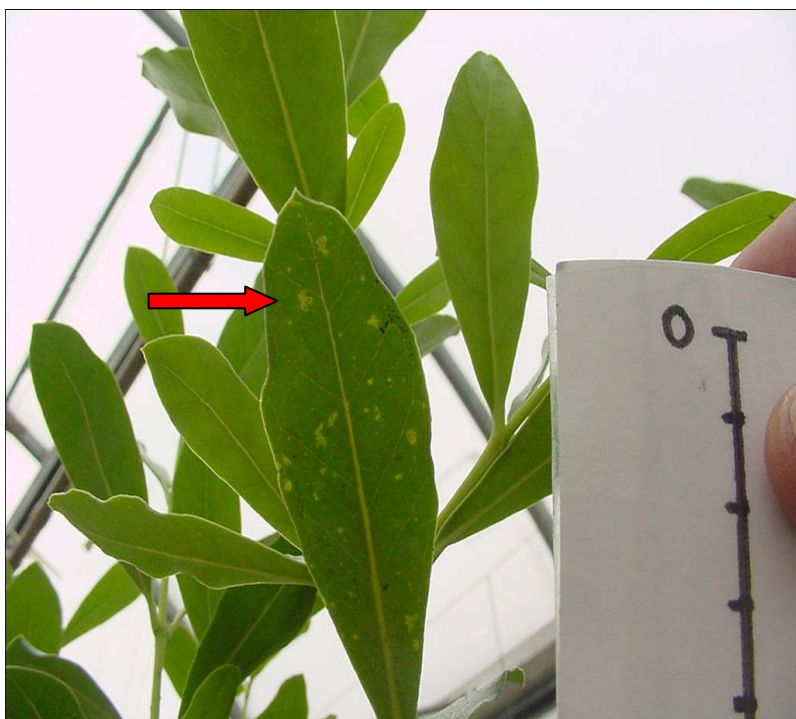


Figura 29: Planta apresentando descoloramento intenso em áreas localizadas da folha destacada pela seta.

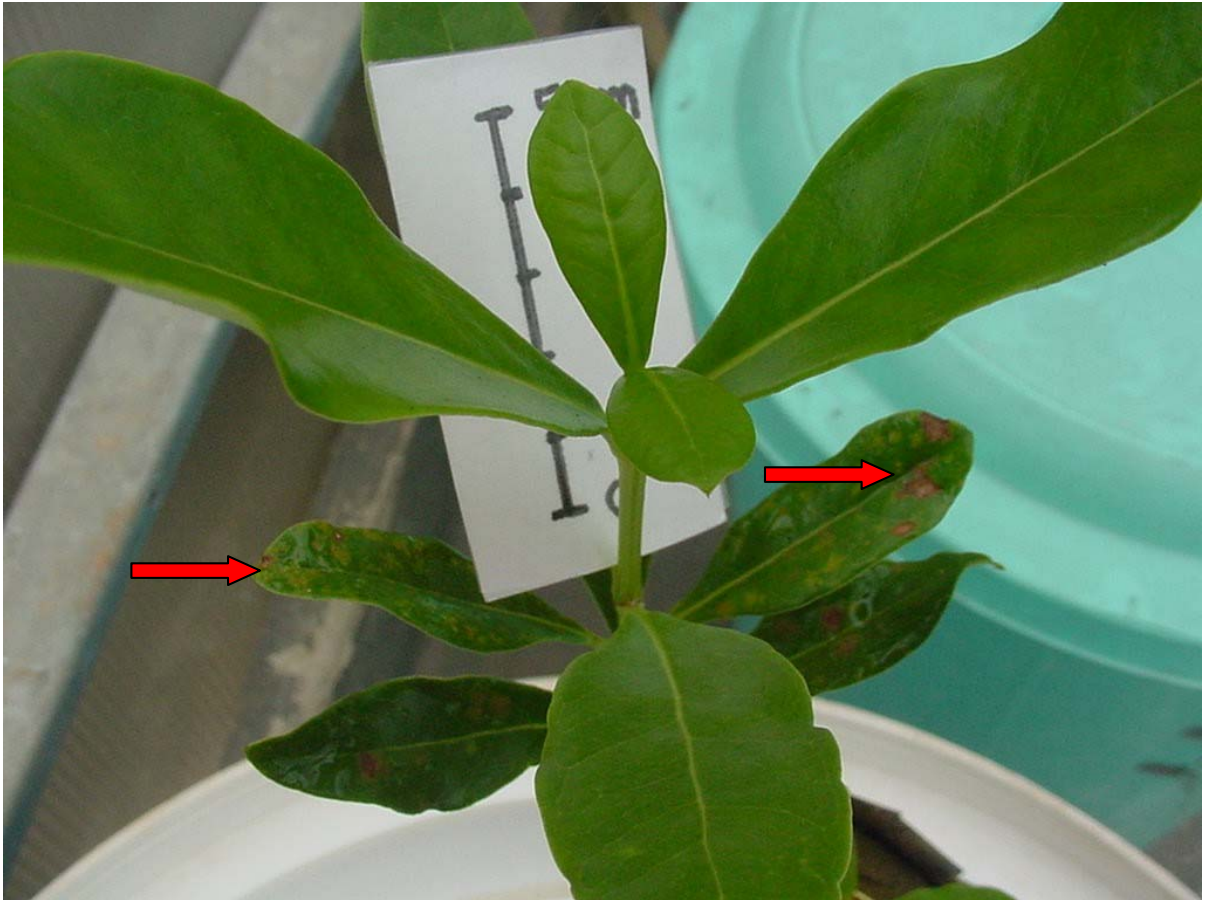


Figura 30: Planta tratada com 25 % de líquidos percolados, apresentando folhas afetadas por descoloramentos, em pontos bem demarcados, seguidos de clorose e necrose destas regiões (setas).



Figura 31: Áreas descoradas, com necrose no início do processo, ocorrendo em regiões despigmentadas bem demarcadas, de uma folha de planta tratada com 50 % de líquidos percolados do aterro de lixo (setas).

O quarto e último tipo de processo clorótico observado se dava em folhas que apresentavam cor verde, aparentemente mais escura do que em folhas não afetadas, com pequenos pontos ou áreas amareladas associados com a ocorrência de deformações nestas folhas. Segundo Taiz & Ziegler (1998), as deficiências nutricionais de fósforo e cobre causam sintomas semelhantes e ocorrem caracteristicamente em folhas que apresentam uma coloração verde escura, sendo que a deficiência de cobre também causa deformações nas folhas afetadas. Neste experimento estes sintomas também ocorriam em folhas que aparentemente apresentavam uma coloração verde mais escura (Figura 32). Entretanto, a ocorrência de deformações nas folhas de plantas tratadas com os líquidos percolados também era verificada isoladamente, em folhas mais escuras que não apresentavam sinais de clorose, necrose ou qualquer outro sintoma. Este tipo de malformação foi associado com o desenvolvimento de galhas causadas por infestações/infecções de organismos patógenos e/ou parasitas, discutidas no próximo item.



Figura 32: Folhas deformadas, apresentando uma tonalidade de verde escura e pequenas áreas com despigmentações e amarelamentos (destacada pela seta) no início do processo, em uma planta tratada com 50 % de líquidos percolados do aterro de lixo.

Aparentemente as diversas formas de processos cloróticos observadas no presente experimento eram causadas por efeitos que atuavam também de maneira diferenciada sobre as regiões do parênquima clorofiliano. Numa mesma planta era possível observar a ocorrência de diferentes tipos de clorose que exibiam diferentes formas de se expressarem histologicamente. Enquanto num tipo de clorose os cortes transversais de regiões das folhas apresentavam regiões do parênquima paliçádico onde aparentemente as células se apresentavam vazias sem a presença de cloroplastos (Figura 33 e 34), outras vezes as células do parênquima esponjoso é que se apresentavam quase destituídas de cloroplastos (Figura 35). Desta forma os sintomas cloróticos observados, diferiam não só na morfologia externa, mas exibiam também diferenças histológicas internas que reforçavam a hipótese de terem sido causados por efeitos tóxicos diferentes.

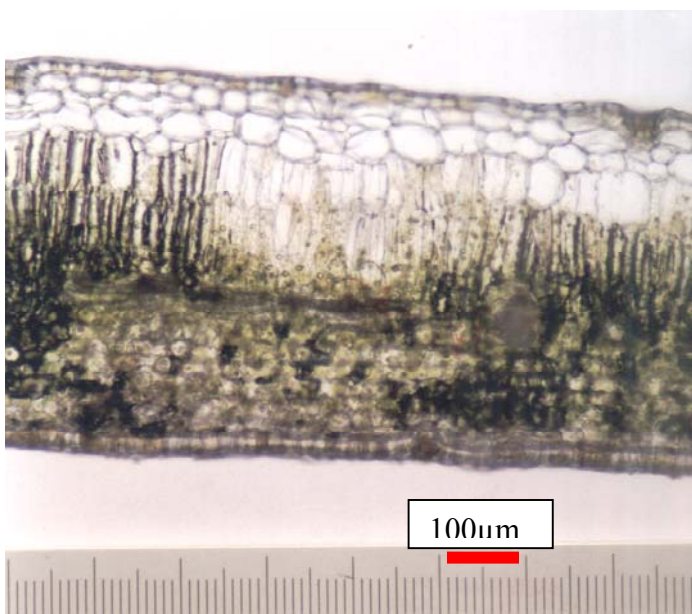


Figura 33: Fotomicroscopia óptica, em aumento de 100 X, do corte transversal na região despigmentada, de uma folha em planta tratada com 25 % de líquidos percolados, onde se observam muitas células do parênquima paliçádico desprovidas de cloroplastos ou com estas estruturas quase ausentes.

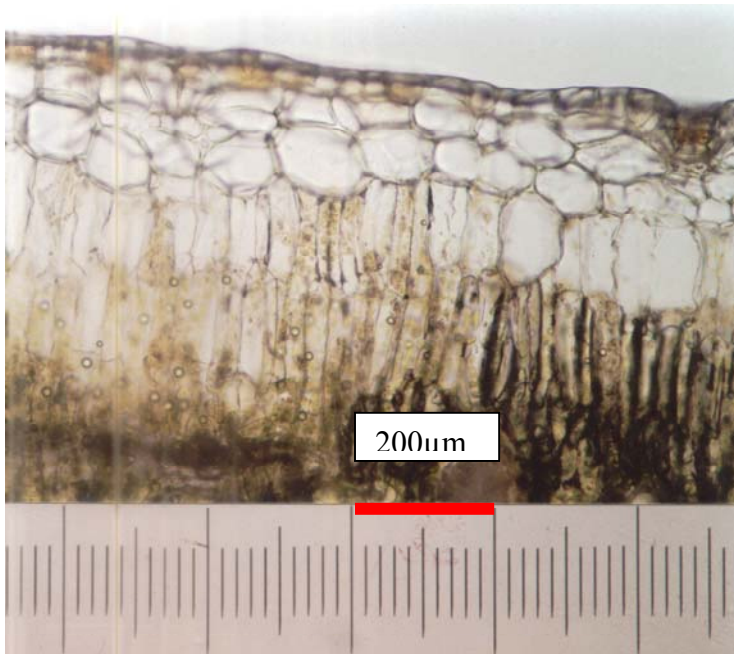


Figura 34: Detalhe em aumento de 200 X, do corte transversal da figura 33.

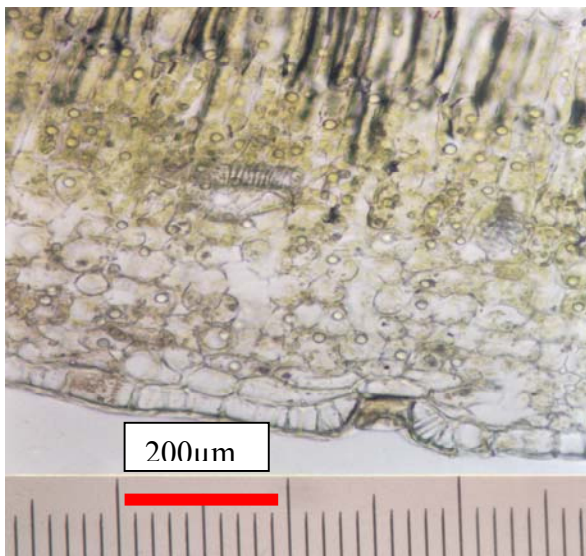


Figura 35: Fotomicroscopia óptica, em aumento de 200 X, de um corte transversal da região abaxial de uma folha amarelada, em uma planta tratada com 25 % de líquidos percolados, onde se pode observar muitas células do parênquima esponjoso, desprovidas de cloroplastos.

5.3.2 MALFORMAÇÕES E SINTOMAS RELACIONADOS COM A INFECCÃO/INFESTAÇÃO/PREDAÇÃO EM FOLHAS DE PLANTAS TRATADAS.

As análises de variância indicaram haver, apenas entre os tratamentos, diferenças significativas na proporção de folhas afetadas por este sintoma ($p > 0,003538$), não foram observados valores significativos para os efeitos de posicionamento ($p < 0,801176$) e nem na interação deste fator com os tratamentos ($p < 0,953567$). De um total de 5573 folhas, amostradas nas plantas sob os diversos tratamentos com o efluente, 881 apresentaram diferentes tipos de alterações no formato, ou seja cerca de 15,8 % das folhas de plantas irrigadas com os líquidos percolados apresentavam deformações decorrentes de torções, enrugamentos ou enrolamentos da superfície foliar (Figuras 36 e 37). Estas deformações, às vezes, ocorriam associadas a sinais de necrose, ou, como foi discutido no item anterior, com sinais de clorose (Figuras 38 e 39). Já as plantas do controle apresentavam uma quantidade insignificante de folhas com alterações no formato. De um total de 654 folhas amostradas no controle, apenas 10 folhas apresentavam alterações no formato (cerca de 1,5 %), que na maioria das vezes não chegavam a comprometer toda folha e exibiam sinais leves deste sintoma, sem comprovação histológica. Testes Tukey indicaram haver diferenças significativas nas médias de folhas afetadas por este sintoma, entre os tratamentos 3, 4, 5 e as plantas do controle, porém o controle não diferia significativamente do tratamento 2 (Tabela 25). Ou seja a adição de 25 % de líquidos percolados não acarretou diferenças significativas na ocorrência deste sintoma nas folhas de plantas sob este tratamento em relação ao controle.



Figura 36: Planta, tratada com 100 % de líquidos percolados, que apresentava a maioria das folhas com deformações causadas aparentemente por torções na borda da folha.



Figura 37: Planta, tratada com 100 % de líquidos percolados, que apresentava folhas com deformações causadas aparentemente pelo enrolamento da superfície da folha.



Figura 38: Planta tratada com 50 % de líquidos percolados, que apresentava a maioria das folhas deformadas, com sinais de clorose e necrose no início do processo. No ápice da planta, podemos observar que, o primeiro par de folhas já apresentava despigmentação (seta).



Figura 39: Planta, tratada com 50 % de líquidos percolados, que apresentava deformações causadas por torções na borda da folha. Na folha destacada pela seta, podemos observar a ocorrência de áreas despigmentadas, em pequenas áreas, bem demarcadas, características do terceiro tipo de clorose descrito no item anterior.

Cortes transversais, realizados em folhas de plantas que exibiam estes tipos de malformações, não apresentaram nenhuma alteração histológica em seus tecidos que pudesse explicar ou estar relacionada com a ocorrência deste sintoma. Ambas alterações poderiam ter sido causadas pelos efeitos tóxicos induzidos por elementos e substâncias químicas presentes nos líquidos percolados.

Já em outras folhas de plantas tratadas com o efluente, também podia ser observado um tipo, muito característico, de alteração no formato das folhas, que pôde ser verificada histologicamente e relacionada com a formação de galhas nestas folhas. As plantas contaminadas que exibiam alterações relacionadas com a formação de galhas, resultavam em alterações drásticas no formato das folhas e não exibiam nenhum outro sintoma associado. Estas plantas apresentavam folhas gravemente afetadas (Figuras 40 e 41).

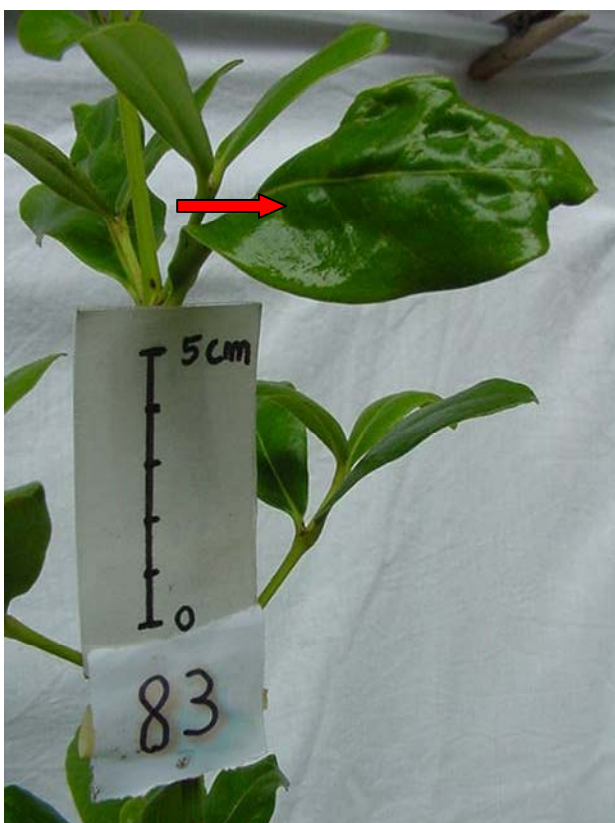


Figura 40: Planta, tratada com 75 % de líquidos percolados, que apresentava deformações decorrentes da formação de galhas, causadas, aparentemente, por algum microorganismo patogênico. A folha destacada pela seta foi analisada histologicamente, comprovando esta alteração.



Figura 41: Vista geral da planta da figura 40, que apresentava formação de galhas em muitas de suas folhas.

Galhas são sintomas histológicos que se expressam de forma plástica alterando quantitativamente e qualitativamente os componentes celulares e as próprias células nos tecidos afetados (Galli, 1978). Segundo Font Quer (1982) galhas são tumores de forma globulosa que se formam nos vegetais e que podem ser causadas pela presença de organismos patógenos/parasitas, podendo ser: animais, fungos ou bactérias. Também conhecidas como câncer vegetal, as galhas são o resultado das tentativas do vegetal isolar ou neutralizar o organismo agressor numa dada região da folha afetada .

Após a análise histológica do mesofilo destas folhas, foi possível verificar que o sintoma era acarretado pela hipertrofia (aumento do volume) e pela hiperplasia (aumento do

número) de um determinado grupo de células, em regiões específicas do mesófilo, caracterizando a formação de galhas nestas regiões (Figuras 42, 43, 44, 45, 46 e 47).

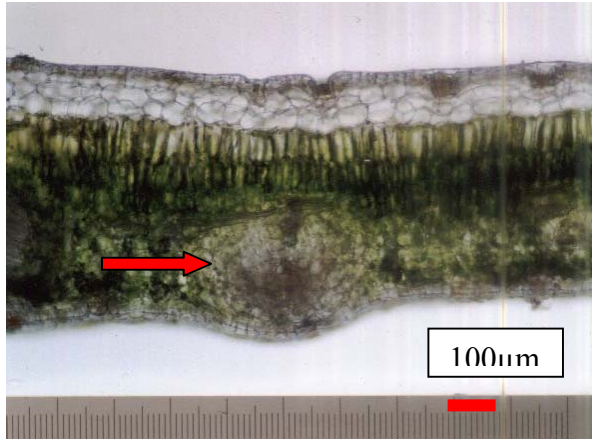


Figura 42: Fotomicroscopia óptica, em aumento de100X, do corte transversal de uma folha da planta mostrada na figura 40, apresentando uma galha em formação. A seta destaca a alteração.

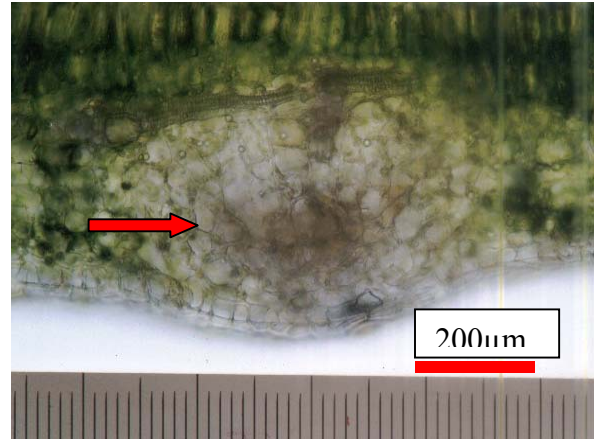


Figura 43: Detalhe, em aumento de200x, da galha mostrada na figura ao lado (seta).

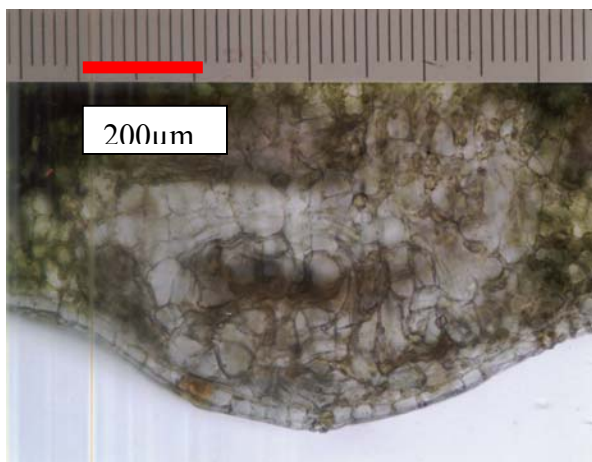


Figura 44: Fotomicroscopia óptica, aumento de200X, de corte transversal numa folha de planta contaminada (75 %) de líquidos percolados.

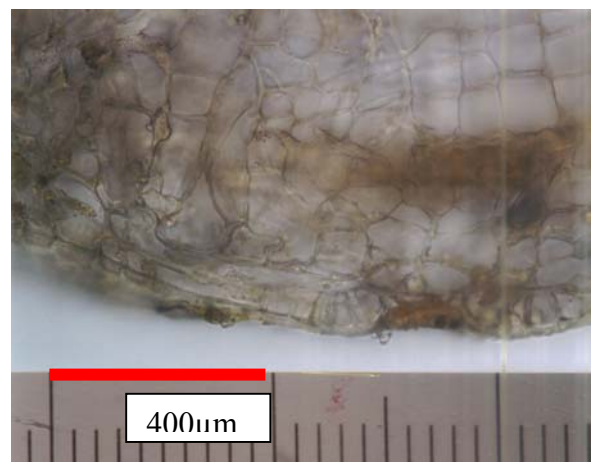


Figura 45: Detalhe da galha mostrada na figura ao lado em aumento de 400x.

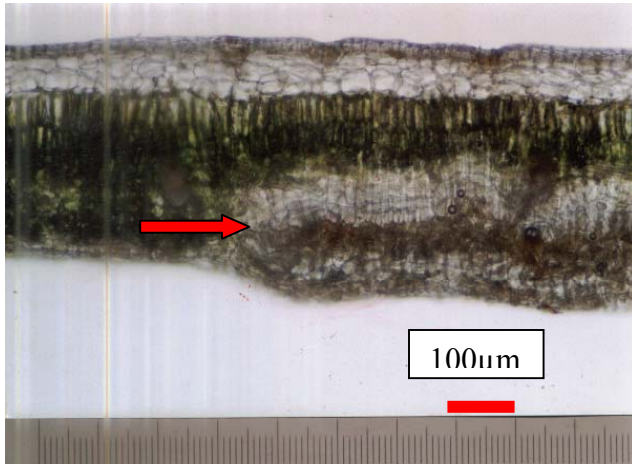


Figura 46: corte transversal de uma folha em planta contaminada com 75 % de líquidos percolados, apresentando uma galha no estágio mais avançado que foi verificado. (aumento de 100X). A seta destaca uma grande proliferação do número de células (hiperplasia).

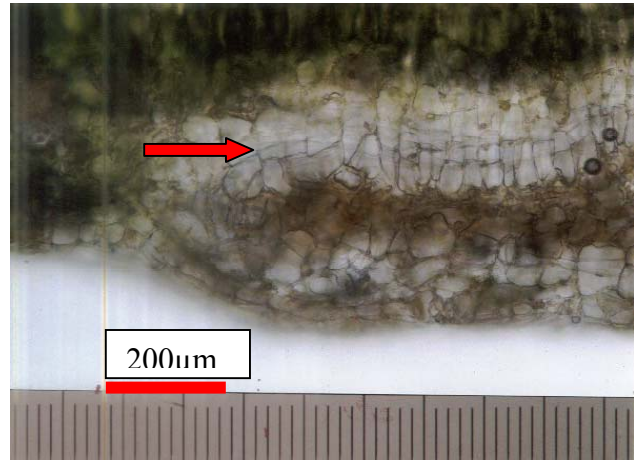


Figura 47: Detalhe da galha mostrada na figura ao lado em aumento de 200x. A seta destaca que estas células apresentavam também um tamanho aumentado (hipertrofia).

Em estágios mais avançados estas galhas assemelhavam-se com um tipo de galha verificada, em observações pessoais feitas em plantas localizadas nas áreas próximas ao aterro de lixo de Florianópolis durante a elaboração do projeto de dissertação, no primeiro semestre do ano de 2001. Durante amostragens utilizadas para desenvolver o projeto, pôde ser observado em cortes transversais, realizados em folhas coletadas nas áreas de manguezal próximas ao aterro, que a ocorrência destas galhas provavelmente era causada por reações de defesa das plantas à infestação/infecção por um tipo de fungo endofítico, que atuava predominantemente na porção abaxial do mesofilo, formando colônias côncavas, apresentando hifas e estruturas reprodutivas, na face abaxial da superfície da folha (Figuras 48 e 49). Entretanto no presente trabalho, os cortes transversais de folhas que apresentavam galhas não exibiam nenhuma evidência histológica direta da presença de micélios, hifas e esporos de fungos ou de qualquer outro organismo agressor. De forma que não foi possível identificar o agente causador deste sintoma. Entretanto, foi possível verificar que o agente causador atuava de maneira virulenta, apenas nas plantas irrigadas

com os líquidos percolados, não sendo observados sinais de formação de galhas nas plantas do controle.



Figura 48: Fotomicroscopia óptica, de um corte transversal em folha de *A. schaueriana* adulta, coletada na área de manguezal vizinha ao aterro e lixo, mostrando uma galha muito semelhante às verificadas no presente estudo, porém num estágio mais avançado, possivelmente reprodutivo. (aumento de 50X).

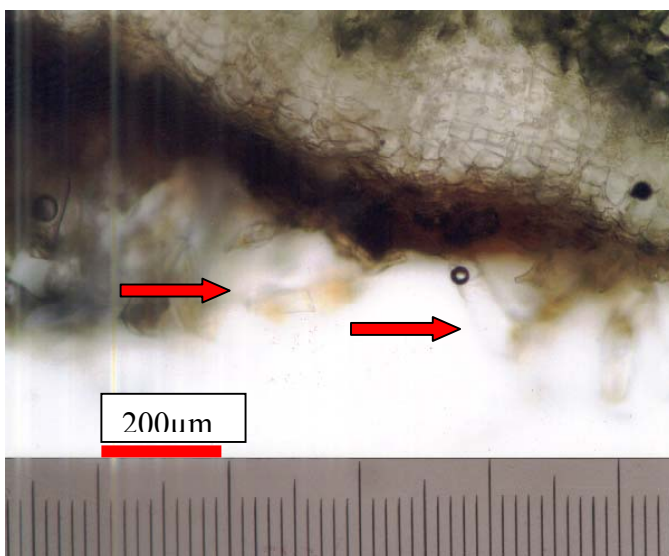


Figura 49: Detalhe, em aumento de 200x, da galha mostrada na figura 48. Na parte inferior da fotografia, podemos observar estruturas reprodutivas semelhantes a conídeos (setas).

Ainda foram observados, nas folhas das plantas tratadas, outros sinais de prováveis ocorrências de ataques de herbívoros ou patógenos (Figuras 50, 51, 52, 53 e 54). Individualmente estes sinais ocorriam numa frequência insignificante; somados afetavam 340 folhas, de um total de 5573, amostradas nas plantas contaminadas com os líquidos percolados (cerca de 6,1 %) e 48 do total de 654 folhas amostradas no controle (cerca de 4,9 %). Algumas destas regiões necrosadas, malformadas ou danificadas verificadas em folhas de plantas contaminadas, eram bastante distintas das descritas anteriormente, como possivelmente causadas por intoxicação e/ou deficiência nutricional, pois exibiam um padrão de ocorrência circular ou extremamente localizado.

De acordo com Hosfall & Dimond (1959), algumas patologias causadas por fungos, bactérias, vírus e alguns fitófagos, exibem padrões de resposta circulares envolvendo mecanismos de defesa, que atuam intensamente para erradicar ou limitar o crescimento do agressor, na menor área possível do órgão afetado.

No presente experimento estes sintomas pareceram serem o resultado de tentativas bem sucedidas nesta estratégia, que envolveram processos de defesa temporários, que após a erradicação ou controle do organismo agressor, pararam de atuar, não implicando na inutilização do órgão afetado.

As análises de variância indicaram haver diferenças significativas nas médias de ocorrência destes sintomas, apenas entre os diferentes tratamentos ($p < 0,022361$), já os efeitos do posicionamento ($p < 0,590950$) e da interação deste efeito com os tratamentos ($p < 0,577897$), não apresentaram valores significativos. Testes Tukey identificaram que as diferenças nas médias de ocorrência destes sintomas entre os diferentes tratamentos se deram apenas entre o controle e o tratamento 2, e entre o controle e o tratamento 5; porém, nestes dois tratamentos os aumentos nas ocorrências destes sintomas foram significativos em relação ao controle e devemos considerar ainda que em todos os tratamentos com os líquidos percolados, as plantas apresentaram índices de ocorrência, destes sintomas, consideravelmente maiores do que em plantas do controle (Tabela 25).

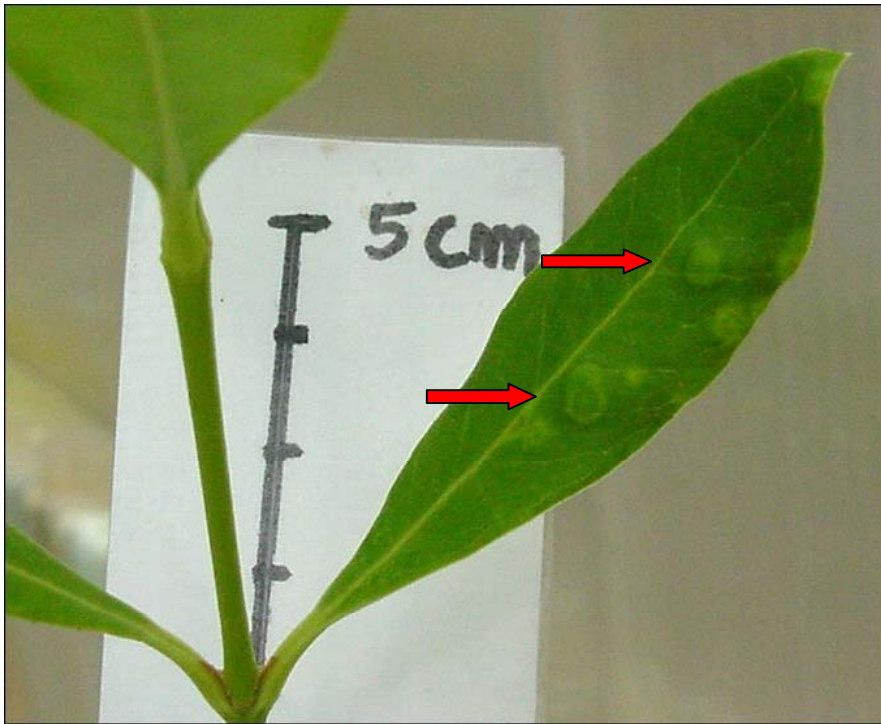
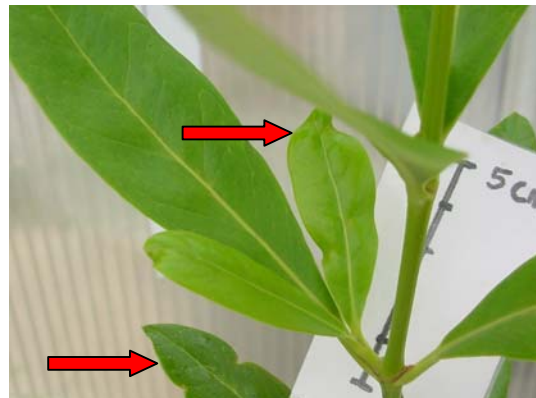
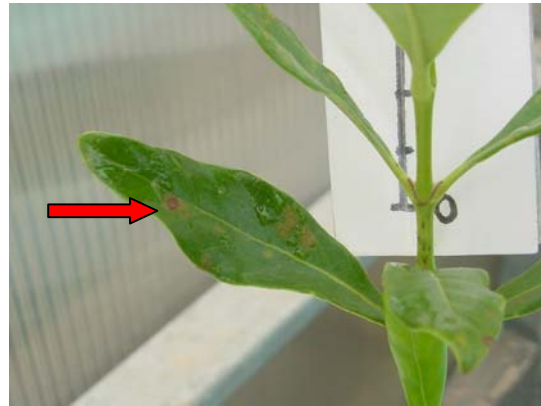
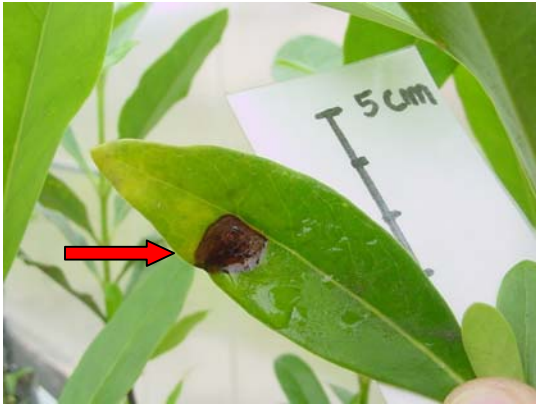


Figura 50: Planta, tratada com 50 % de líquidos percolados, que apresentava deformações circulares bem demarcadas, destacadas pelas setas, aparentemente, causadas por reações localizadas de defesa contra algum organismo agressor/invasor.



Figuras 51 e 52: Alterações no formato de folhas, em plantas tratadas com 50 % de líquidos percolados, causadas provavelmente por ataques localizados de herbívoros/fitófagos, onde as reações de defesa das plantas aparentemente resultaram na erradicação dos organismos agressores (setas).



Figuras 53 e 54: Sinais de necrose em folhas de plantas tratadas com líquidos percolados, causados possivelmente por fungos ou bactérias patogênicas e que apresentavam reações tipicamente circulares (setas).

Na natureza os vegetais estão em permanente contato com um sem número de inimigos potenciais e são constantemente acometidos pela atividade predatória das mais variadas formas de vida; desde organismos unicelulares como vírus, bactérias e fungos aos mais complexos, como os animais herbívoros pluricelulares, incluindo o próprio homem. Como não podem evitar estes ataques deslocando-se, as plantas, de uma maneira geral desenvolveram duas estratégias básicas de defesa: a proteção mecânica conferida por tecidos ou substâncias de proteção secundárias, como a periderme ou as camadas de cera adicionais da cutícula; e a produção de substâncias impalatáveis ou venenosas, que tem a função de evitar os ataques de herbívoros ou patógenos. Ambas estratégias dependem de produtos do metabolismo derivados da fotossíntese e fazem parte dos processos secundários de diferenciação celular durante o desenvolvimento do vegetal.

Segundo Rizzini (1976), crescimento e diferenciação celular se correlacionam negativamente; ou seja em condições favoráveis, sob intenso crescimento, as plantas exibem pouca diferenciação celular nos seus tecidos, produzindo menos produtos secundários relacionados com as defesas químicas e mecânicas contra herbívoros e patógenos.

Alguns efeitos causados por poluentes químicos tóxicos, oferecem uma outra explicação para a possível redução na capacidade de defesa das plantas contaminadas e a ocorrência da grande quantidade de folhas afetadas por malformações e outros sintomas de infecção/infestação por organismos herbívoros, patógenos e/ou parasitas, nestas folhas.

Segundo Larcher (2000), estados de estresse químico intenso ou prolongado podem reduzir a produção de compostos secundários relacionados com as defesas químicas contra organismos agressores e causar um aumento na susceptibilidade ao ataque destes organismos.

Diversos poluentes químicos, presentes no lixo urbano, podem ter causado alterações morfogenéticas nas folhas de plantas contaminadas que levaram à uma redução na capacidade de produção de compostos secundários defensivos. Metais pesados como o arsênio, cádmio, chumbo, mercúrio e selênio; juntamente com micropoluentes orgânicos como hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, hidrocarbonetos halogenados e organoclorados, comumente presentes na composição de líquidos percolados de aterros de lixo, exibem propriedades mutagênicas e teratogênicas que podem afetar, não só um pequeno grupo de indivíduos, mas toda uma comunidade biológica (Tchobanoglous, 1993; Wu, 1999).

Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, oriundos de derramamentos e atividades petrolíferas em áreas de manguezais, tem sido relacionados com incrementos nas taxas de mutações em genes que codificam enzimas que controlam a produção de polifenóis, acarretando um aumento na susceptibilidade da vegetação ao ataque de fungos patogênicos. em plantas contaminadas com poluentes tóxicos (Tomlinson, 1986).

Nas plantas vasculares, somados aos terpenos e compostos nitrogenados, os polifenóis constituem o principal grupo de produtos metabólicos secundários de defesa química contra herbívoros e patógenos (Taiz & Zieger, 1998). Polifenóis podem desempenhar numa planta, ambos papéis, primário e secundário; como na composição da lignina ou como na composição taninos e isoflavonóides, principais compostos de defesa contra herbívoros e patógenos.

Uma possível queda na produção destes compostos secundários em plantas contaminadas, poderia ter acarretado uma redução, não só na capacidade de defesa química, mas também na capacidade de defesa mecânica das plantas. De forma que uma possível

redução na capacidade de defesa destas plantas, poderia ter levado a um aumento na susceptibilidade ao ataque de organismos agressores e poderia explicar o grande número de plantas que exibiam estes sintomas.

6 CONCLUSÕES

- As análises físico-químicas realizadas nos líquidos percolados indicaram que o aterro de lixo de Florianópolis pode ser considerado um aterro maduro. Desativado há aproximadamente 13 anos após funcionar ininterruptamente por 38 anos, deveriam predominar na massa de lixo aterrada processos anaeróbios estritos, como confirmam os valores de E_H amostrados, que se apresentaram, em média, bastante baixos, atingindo valores negativos em determinadas ocasiões indicando, condições redutoras nos líquidos percolados. Valores baixos de E_H são característicos de aterros de lixo maduros, com muitos anos de funcionamento. Os valores de pH, relativamente baixos em determinadas amostras, indicaram condições ácidas nos líquidos percolados utilizados durante este experimento e juntamente com os altos valores de condutividade elétrica, atingindo em algumas ocasiões valores bastante altos, podem estar refletindo a grande quantidade de íons liberada durante processos acidogênicos que provavelmente ainda ocorrem na massa aterrada. Possivelmente os líquidos percolados do aterro de lixo de Florianópolis, ainda representam risco à saúde pública, pois contém uma quantidade excessiva de íons, identificada pelos valores de condutividade elétrica, que podem estar eutrofizando e/ou contaminando o ambiente com poluentes tóxicos, como metais pesados e micropoluentes orgânicos.
- Os resultados, verificados na grande maioria das variáveis utilizadas para se avaliar o desenvolvimento das plantas jovens de *A. schaueriana*, tratadas com diferentes concentrações dos líquidos percolados do aterro de lixo de Florianópolis, indicaram que o desenvolvimento destas plantas foi significativamente alterado em relação as plantas do controle. Apenas a variável diâmetro do caule não apresentou diferenças significativas entre as plantas tratadas. Os comportamentos das plantas tratadas com o efluente, exibiram duas respostas aparentemente contraditórias, mas igualmente comprováveis frente à significância dos resultados estatísticos.

- A maioria das variáveis indicavam, com grande margem de confiança, que os líquidos percolados do aterro de lixo de Florianópolis favoreceram significativamente o crescimento das plantas contaminadas. Em sua maioria os incrementos, nas médias destas variáveis, eram significativos e proporcionais aos aumentos das concentrações de líquidos percolados nos tratamentos.

- Algumas variáveis morfoanatômicas foliares, indicaram também, com grande margem de confiança, que estas plantas foram afetadas significativamente no desenvolvimento; apresentando, em relação ao controle, reduções significativas nas médias de estruturas foliares importantes, como estômatos e glândulas de sal. Tais reduções nas médias destas variáveis, também eram significativas e proporcionais aos aumentos das concentrações de líquidos percolados nos tratamentos.

- Apesar de terem apresentado maiores quantidades de folhas, as plantas tratadas com os líquidos percolados exibiram também, quantidades significativamente maiores de folhas apresentando sintomas característicos da contaminação por poluentes tóxicos, relacionados indiretamente com sintomas citados na bibliografia especializada. Alguns efeitos como a ocorrência de clorose ou de deformações originadas por agentes patogênicos causadores de galhas, puderam ser comprovados histologicamente, nas folhas de plantas contaminadas com os líquidos percolados; identificando possíveis efeitos negativos no desenvolvimento destas estruturas, como na desestruturação e mesmo destruição de tecidos ao nível celular e a baixa resistência nas defesas químicas e mecânicas contra ataques de herbívoros e patógenos, que eram mais numerosos e melhor sucedidos, nestas folhas.

- Ambos comportamentos apresentados por estas variáveis, indicaram que os tratamentos com os líquidos percolados do aterro de lixo de Florianópolis afetaram significativamente o desenvolvimento das plantas tratadas com este efluente, em relação ao desenvolvimento apresentado pelas plantas do controle.

- Não foi possível relacionar diretamente um determinado sintoma com um agente causador específico, pois, líquidos percolados de aterros de lixo contém uma infinidade de substâncias que poderiam ter causado um determinado sintoma. Ao mesmo tempo a presença de apenas um único poluente, em níveis tóxicos a esta espécie, poderia causar diferentes sintomas.
- Exceto o diâmetro da base do caule, todas as variáveis utilizadas podem ser sugeridas para avaliar o desenvolvimento de plantas jovens de *A. schaueriana*; em manguezais dominados por esta espécie, situação comum às latitudes mais altas, verificadas nos manguezais mais próximos dos limites austrais de distribuição na costa leste da América do Sul. Entretanto as variáveis número de estômatos e de glândulas de sal, podem ter identificado, mais precocemente, possíveis efeitos negativos dos líquidos percolados do aterro de lixo, que talvez já estivessem se manifestando através de alguns sintomas, característicos da contaminação com poluentes químicos, verificados nas folhas de plantas tratadas com este efluente.
- Ao final do experimento a sobrevivência foi de 100% em todos tratamentos e repetições destes. Porém, algumas plantas se encontravam severamente comprometidas em seu desenvolvimento, apresentando sintomas característicos de contaminação química, provavelmente inviabilizando sua sobrevivência dentro de um curto prazo de tempo.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Uma sugestão para trabalhos futuros é se investigarem as concentrações de metais pesados, em *A. schaueriana*, durante experimentos de contaminação com líquidos percolados de aterros de lixo, dando especial atenção ao efeito do sinergismo em metais pesados como o cádmio, chumbo e zinco.

Outra sugestão levantada durante as análises dos resultados foi verificar a hipótese de que os aumentos observados na área foliar e possivelmente no tamanho das células epidérmicas poderiam influir na significância dos resultados obtidos, que indicavam reduções nos números médios de glândulas de sal e de estômatos em folhas de plantas contaminadas. Deste modo, contagens e medições pareadas da área foliar com o número e o tamanho das células epidérmicas, utilizando-se de um procedimento semelhante ao da análise do índice estomático, seriam as mais indicadas para trabalhos semelhantes.

Experimentos com efluentes presumidamente tóxicos, utilizando esta espécie e talvez mesmo com outras espécies vegetais diferentes, deveriam passar por um período maior de contaminação. Ciente dos prazos a serem cumpridos e da dificuldade de se realizar um trabalho como este, a minha sugestão é que, o prazo de contaminação nesta espécie deveria ser de no mínimo um ano.

Uma outra sugestão para trabalhos futuros acerca dos efeitos negativos da poluição sobre a vegetação neste manguezal, é que sejam considerados as variáveis indicadas no presente trabalho, ou seja, amostrar em diferentes locais indivíduos desta espécie, observando-se os números de estômatos e de glândulas de sal e com maior cautela a altura das plantas, o número de entrenós e o peso seco do caule; tentando relacionar alterações nestas variáveis, com as condições de conservação ou impacto ambiental, em diferentes locais deste manguezal e também com sítios de referência de outros manguezais em melhores estados de conservação.

Entretanto a sugestão, talvez mais arrojada, seria a de se realizarem testes com esta espécie como biorremediadora em tratamentos de efluentes de lixões e emissões de tratamentos de esgoto em níveis secundários, terciários e também, em tanques de raízes, numa filtragem final antes de serem jogados no ambiente. Podemos então ousar um pouco mais e pensarmos na construção de ecossistemas construídos para este fim, como já vem sendo utilizado, na Europa e EUA sob o nome de “*Constructed Wetlands*”. Esta espécie demonstrou, apesar dos efeitos negativos apresentados, uma grande potencialidade na sua capacidade de utilizar os nutrientes e metais, presentes nestes poluentes para produzir grande quantidade de biomassa; atraindo, consumindo e imobilizando grandes quantidades de nutrientes e íon metálicos presentes em excesso neste tipo de efluentes e emissões tóxicas.

8. BIBLIOGRAFIA

ABRAHÃO, R. G. 1998. **Uma nova concepção paisagística em obras de engenharia em regiões litorâneas com plantas nativas de manguezal (Via Expressa Sul – Ilha de Santa Catarina – Brasil)**. Dissertação de Mestrado, Centro de Ciências Agrárias, UFSC. Florianópolis, 54p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos- Procedimentos: NBR 8419** São Paulo. 1984. 13p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Apresentação de Projetos de Aterros Controlados de Resíduos Sólidos Urbanos- Procedimentos: NBR 8449** Rio de Janeiro. 1985. 13p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Resíduos Sólidos- Classificação: NBR 10004**. São Paulo. 1987. 63p.

ARAÚJO, B. R. N. de. 2000. **Diagnóstico Geoambiental de Zonas de Manguezal do Rio Itanhém, Município de Alcobaça, Região Extremo Sul do Estado da Bahia**. Dissertação de Mestrado. Curso de Pós-Graduação em Geoquímica Ambiental/Universidade Federal da Bahia. 159 p.

ARAÚJO, B. R. N. de.; QUEIROZ, A. F. de S.; RODRIGUES, K. M. R.; CHAGAS, J. L. da C.; VIANA, J. C. C. 2002. Análise da epiderme das folhas de *Avicennia schaueriana* Stapf & leechman: Subsídio ao estudo de impacto ambiental de zonas de manguezais do município de São Francisco do Conde- BA. Salvador. *in: Livro de Resumo do 53º Congresso Nacional de Botânica*. Universidade Federal de Pernambuco. Pp 144.

BALANGANSKAIA, E. D. & KUDRAJTSEVA, O. V. 1998. Change of the morphological structure of leaves of *Vaccinium vitis-idaea* caused by heavy metal pollution. **Chemosphere**, 36(4-5): pp721-6.

BARAN, E. & HAMBREY, J. 1998 Mangrove Conservation and Coastal Management What Impact on Fishery Resources. **Marine Pollution Bulletin**. Vol. s. 8-12. pp431-440.

BARCELÓ, J.; VAZQUEZ, M. D. & POSCHENREIDER, C.H. 1988a. Structural and Ultrastructural disorders in cadmium-treated bush bean plants (*Phaseolus vulgaris* L.). **New Phytol.** 108: p 37-49.

BARCELÓ, J.; VAZQUEZ, M. D. & POSCHENREIDER, C. H. 1988(b). Cadmium-induced Structural and Ultrastructural Changes in the Vascular System of Bush bean Stems. **Botanica Acta** 101: p 254-261.

BORGES DE CASTILHOS Jr. A. 2002. **Resíduos sólidos**. Notas de Aula. Disciplina: Valorização e Eliminação de Resíduos Sólidos Urbanos. 3º Trimestre-2002/02. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental/CTC/UFSC.

BORGES DE CASTILHOS Jr. A.; LANGUE, C. L.; GOMES, L.P.; PESSIN, N. 2002^a. **Alternativas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos Para pequenas Comunidades (Coletânea de Trabalhos Técnicos)**. RiMa Artes e Textos, Ed. São Carlos-SP. 104 p.

BOSSI, R.; CINTRON, G. M. 1990. Manglares del Gran Caribe- Hacia un Manejo Sostenible, **Report** CCA, PNUMA, INSTITUTO PANOS, Kenya- Barbados. Washington, 35p.

BOWEN, H. J. M. 1966. “ **Trace metals in biochemistry**” Academic Press. 214p. London.

BRADSHAW, A. D. 1984. In: EVERED, D. & COLLINS, G. M. (Eds.). **Origins and Development of Adaption**. London, Pitman. Pp.4-19.

BRASIL, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE- CONAMA. 1986. RESOLUÇÃO N° 020/86. **D.O.U**: 30/07/1986.

BRASIL, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE- CONAMA. 1986. RESOLUÇÃO N° 001/86. **D.O.U**: 17/02/1986.

BRECKLE, S. W. 1991. Growth under heavy metal's stress. *In: Plant Roots: The Hidden Half*. Eds. Waisel, T.; Eshel, A. and Kafkafi Mercelle Dekker, U. Inc. New York, Basel, Hong Kong. Pp 351-373.

BRECKLE, S. W. & KAHLE, H. 1992. Effects of toxic heavy metals (Cd, Pb) on growth and mineral nutrition of beech (*Fagus sylvatica* L.). *Vegetatio* 101: 43-53 pp.

BRUEMMER, G.; GERTH, J. & HERMS, U. 1986. Heavy metal species, mobility and availability in soils. *Pflanzenernähr. Bondenkde*, 149: pp382-398.

BUCHER, A. S. & SCHENK, M. K. 1999. Influence of Increased Salt Contents in Compost-Peat Substrates on the Phytoavailability of Cd, Cu, Zn and Mn. *Gartenbauwissenschaft*, 64 (3), S. 111-117.

BUSCHINELLI, C. C. A. 1985. “**Contaminação do solo, plantas e água subterrânea por Cd, Pb, Cr, Cu e Zn em área de aterro de lixo em Porto Alegre**”. Dissertação de mestrado. Centro de Ecologia, Instituto de Biociências. UFRGS, Porto Alegre, 132p.

BUSTAMANTE, M. M. C. 1993. **Biomonitoring of heavy metals using higher plants growing at former mining sites**. Diss.Doktor der Naturwissenschaften, Universität Trier. 197p.

CAMILLIERI, J. C. 1983. Leaf Thickness of Mangroves (*Rhizophora mangle*) Growing in Different Salinities. **BIOTROPICA** 15 (2) 139-141 pp.

CARUSO, M. M. L. 1990. “**O desmatamento da Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais**”. Ed. UFSC, 2^o edição, Florianópolis, 258p.

CASTILHOS JR, A. B.; SILVEIRA , S.S. B. 1992. “Caracterização física, química e granulométrica dos resíduos sólidos urbanos do município de Florianópolis-SC ” **Anais do Primeiro Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental** , 2: 22-34, Tomo III. Rio de Janeiro.

CECCA. 1989. **Unidades de conservação e áreas na Ilha de Santa Catarina: caracterização e legislação**. Ed. Insular, Florianópolis,. 160p.

CECCA/FNMA. 1996. **Uma cidade numa ilha: relatório sobre os problemas sócio ambientais da Ilha de Santa Catarina**. Ed. Insular, Florianópolis.

CETESB. 1979. “**Resíduos sólidos no mangue do Itacorubi, Florianópolis – Impacto Ambiental**”. Proposta CETESB n^o 702425. 86p.

CETESB. 1997^a . **Aterros sanitários em valas**. “Apostilas Ambientais” (Texto Básico). Ed. GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO/SMA/CETESBE. São Paulo, SP. 40p. São Paulo, SP. 34p.

CETESB. 1997^b . **Aterro Sanitário**. “Apostilas Ambientais” (Texto Básico). Ed. GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO/SMA/CETESBE. São Paulo, SP. 40p.

CETESB. 1997^c. **Resíduos Sólidos Domiciliares e de Serviços de Saúde: Tratamento e Disposição Final** “Apostilas Ambientais” (Texto Básico). Ed. GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO/SMA/CETESBE. São Paulo, SP. 40p.

CHAPMAN.V.J. 1976. MANGROVE VEGETATION. *In: der A.R. Gantner Verlag Kommanditgesellschaft. J.CRAMER Ed. FL-9490 VADUZ.*427 p.

CLARKE, L. D. & HANNON, N. J. 1970. THE MANGROVE SWAMP AND SALT MARSH COMMUNITIES OF SIDNEY DISTRICT. III. PLANT GROWTH IN RELATION TO SALINITY AND WATERLOGGING. **The journal of ecology**. Vol. 58, No. 2. Pp. 351-369.

CUNHA, R. P. 2000. **“Avaliação do plantio experimental de *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman em uma área degradada do manguezal do Itacorubi; Florianópolis-SC”**. Trabalho de Conclusão de Curso. Centro de Ciências Biológicas, UFSC. 77p.

CUTTER, E. G. 1987. **Anatomia Vegetal- Experimentos e interpretação: Segunda Parte-Órgãos**. Ed. LIVRARIA ROCA, São Paulo-SP.

DA LUZ, L. B. 1998. **Estudo da Toxicidade dos Líquidos Percolados do Aterro de Lixo da Cidade de Biguaçu, SC**. Trabalho de Conclusão de Curso. UFSC. 79 pp.

DA SILVA, J.D. 2002. **Monitoramento da Geração de Líquidos Percolados em Instalações Experimentais pelo Método do Balanço Hídrico**. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental CTC/UFSC. Florianópolis, 47 p.

DE LA CORTE, F. S. 1995.”**Contribuição para o conhecimento do balanço de importação/ exportação de matéria entre o manguezal do Rio Itacorubi e a Baía Norte proximal (Ilha de Santa Catarina, Brasil)”**. Trabalho de conclusão de Curso. Centro de Ciências Biológicas, UFSC. Florianópolis.

DICKINSON, W. 2000. **Integrative Plant Anatomy**. Harcourt-Academic Press, USA.

DUARTE, P.A. 1986. **Cartografia Básica**. Série Didática. Ed. Da UFSC. Florianópolis, SC. 152 pp.

ETTALA, M. & ROSSI, E. 1994. SCREENING OF CHEMICAL SPILL RISKS TO MUNICIPAL SEWAGE TREATMENT PLANTS. **Wat. Sci. Tech.** Vol. 30 No. 4. Pp 25-34.

EYSINK, G. G. J.; BACILIERI, S. C.; SIQUEIRA, M. P. S. L.; BERNARDO, L.; SILVA, D.; SUMMA, S. M.; ACHKAR, N. D. VIGAR. 1998a . Avaliação da manutenção da viabilidade de propágulos de *Rhizophora mangle* acondicionados em estufa, visando o seu uso na recuperação de manguezais degradados. **Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros**, ACIESP. v. 1, pp. 38-47.

EYSINK, G.G.J.; M.P.S.L.; BERNARDO; L.S.; SILVA; S. BACILIERI; M.C., SIQUEIRA; D. SUMMA, N.D. VIGAR, S.M. ACHKAR. 1998b. Replântio de plântulas de *Laguncularia racemosa* visando o seu uso em programas de recuperação de manguezais degradados.. **Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros**, ACIESP. v.1, pp. 48-55.

FAO, 1994. **Mangrove Forest Management Guidelines**. FAO, Roma. 319p.

FARNSWORTH, E. J.; ELLINSON, A. M. 1997. The Global Conservation Status of Mangroves. **Ambio** Vol. 26 N°. 6, Sept. Pp.328-334.

FIELD, C. D.1996. **La restauracion de Ecossistemas de manglar**. Editora de Arte, Manágua, 280p.

FIELD, C.D. 1992. A mangrove paradox. **ISME Newsletter** 5:2-3.

FELIPE, A. 1998. **Área foliar como um Indicador Ecológico da Qualidade Ambiental dos Manguezais da Grande Florianópolis, SC.** Trabalho de Conclusão de Curso. Centro de Ciências Biológicas, UFSC. 79 pp.

FONT QUER, P. 1982. **DICCIONARIO de BOTÁNICA.** EDITORIAL LABOR, S.A. Barcelona/Calabria/Madrid.

FROIDEFOND, J. M.; SORIANO-SIERRA, E. J.& KLINGEBIEL, A. 1997. Methode de teledetection des mangroves de l'île de Santa Catarina a partir de données SPOT. Pp. 151-162. In: Sierra de Ledo, B.; Klingebiel, A. & Soriano-Sierra, E. J. (Eds.) **Manejo costeiro de Ilha de Santa Catarina.** UFSC/Univ. Bordeaux/Comunidade Européia. 276p.

GALLI, F. 1978. **Manual de Fitopatologia. Segunda edição Vol.1.** Editora Agronômica Ceres, LTDA. São Paulo-SP. 333 p.

GARRELS, R. M. & CHRIST, C. L. 1988. **“Solutions, minerals and equilibrium”** Harper & Row Editora. pp 458.

GODBOLD, D.L.; FRITZ, E. & HUTTERMANN, A. 1988. Aluminium toxicity and forest decline. **Proc. Natl Acad. Sci. U.S.A.**, 85: pp3888-92.

GOFORTH, H. W. Jr.; THOMAS, J. R. 1984. Planting of red mangroves (*Rhizophora mangle L.*) for stabilization of marl shoreline in the Florida Keys (a five year study). In COLE. D. P. (ed) Hillsborough Community College, **Proceedings of the 6th annual Conf. on wetlands restoration and creation**, 6, Tampa, Flórida., pp.207-230.

GOSEK, A.; KWIATTKOWSKA, M.; DUSZYNSKY, R. 1997. THE EFFECT OF CADMIUM ON GROWTH OF VEGETATIVE THALLUS AND DEVELOPMENT OF

GENERATIVE ORGANS OF *Chara vulgaris* L. AFTER SHORT TIME OF CULTIVATION. **Acta Societatis Botanicorum Poloniae**-Vol. 66, N° 1: 67-72 pp.

HANNAN, J. Aspects of red mangrove reforestation in Flórida. 1976. **In** LEWIS,R.R (Ed.) Hillsborough Community College.proceedings of the 2ND Annual Conference on Restoration oc Coastal Vegetation in Florida, 2. Tampa. Florida. p.112-121.

HARBINSON, P. 1986. "Mangrove muds- a sink and a source for trace metals". **Marine Pollution Bulletin**, 17 (6) pp. 246-250.

HORSFAL, L. & DIMOND, S. R. 1959. **Plant Pathology-Vol 1**. Ed. Academic Press. Sam Francisco/London. Pp 647.

KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. 1986. **Trace Elements in Soils and Plants**. 4th Printing, United States, Library of Congress Card. 315p.

KJERFVE, B.; LACERDA, L.D. 1993. Mangroves of Brazil. In LACERDA; L. D. (ed) Conservation and sustainable utilization of mangrove forests in Latin America and Africa regions. Part I –Latin America . **ITTO/ISME**, Okinawa, Japão. Pp.245-272.

KUSLER, J. A.; KENTULA, M. F. 1990. **In** D. C.: KUSLER, J. A.: KENTULA, M. F.(eds.). **Wetlands creation and restoration**. Washigton Island Press.. p.17-25.

L'HUILLIER, L.; DAUZAC, J.; DURAND, M. & MICHAUDFERRIERI, N. 1996. Nickel effects on two maize (*Zea mays*) cultivars: Growth, structure, Ni concentration, and localization. **Can. J. Bot.**, 74(10): pp 1547-54.

LACERDA, L. D. & RESENDE, C. E. 1987. Metal geochemistry in mangrove sediments. **Simpósio sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira: Síntese dos Conhecimentos**. Cananéia, São Paulo. Pp. 123-131.

LACERDA, L. D.; CARVALHO C. E. V.; TANIZAKI, K. F.; OVALLE, A. R. C.; REZENDE, C. E. 1993. "The biogeochemistry and trace metals distribution of mangrove rhizospheres. **Biotropica** 25 (3), pp252-257.

LACERDA, L. D.; ITTEKKOT, V.; PATCHIMEELAM, S. R. 1995. "Biogeochemistry of mangrove soil organic matter: a comparison between *Rhizophora* and *Avicennia* soils in south-eastern Brazil". **Estuarine, Coastal and Shelf Sci.** (40), pp. 713-720.

LACERDA, L. D.; RESENDE, C. E.; JOSÉ, D. M. V.; WASSERMAN, J. C.; FRANCISCO, M. C. 1985. "Mineral concentrations in leaves of mangrove trees". **Biotropica**, 17(3): pp260-262.

LACERDA, L.D.1998. "Trace metals biogeochemistry and diffuse pollution in mangrove ecosystems". ISME Mangrove ecosystems occasional papers. n ° 2, 65pp.

LAMBERTI, A. 1966. **CONTRIBUIÇÃO AO CONHECIMENTO DA ECOLOGIA DAS PLANTAS DO MANGUEZAL DE ITANHAÉM**. Tese de doutorado. Departamento de Botânica, FACULDADE DE CIÊNCIAS E LETRAS. USP. São Paulo, SP. 208p.

LAMBERS, H.; CHAPIN, F. S. & PONS, T. L. 1998. **Plant Physiological Ecology**. New York Springue inc.

LARCHER, W. 1984. **Ecofisiologia Vegetal**. Editora Pedagógica e Universitária, Ltda. USP.

LARCHER, W. 2000. **Ecofisiologia Vegetal**. RiMa Artes e Textos (Ed.), São Carlos/SP.

LEWIS, R.R. 1989. Wetlands Restoration/Creation/Enhancement. Terminology: Sugestions for Standardization. Wetland Creation and restoration: The status of **Science**.v.2. p. 1-7.

LEWIS, R.R. ;DUSTAN, F.M. 1975. Possible role of *Sparina alterniflora* Loisel. **In** LEWIS, R.R. (Ed.). Hillsborough. Community stablishment of mangroves: Proceedings of the 2nd annual conference on restoration on coastal vegetation in florida. 2 Tampa. Florida. p. 81-100.

LEI DE CRIMES AMBIENTAIS: Lei N° 9.605/98. **D.O.U** de 17/02/98.

LEGISLAÇÃO DO ESTADO DE SANTA CATARINA. **Lei** N° 5.793 de 15 de outubro de 1980.

LEGISLAÇÃO DO ESTADO DE SANTA CATARINA. DECRETO N° 14.250, de junho de 1981, Regulamenta a Lei N° 5.793 de 15 de outubro de 1980. **D.O.S.C** de 09/06/81.

LUGO, A. E.; SNEDAKER, S. C. 1974. The ecology of mangroves. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, 5: pp 39-64.

LUGO, A. E.; CINTRON, GM. & GOENAGA, C. 1980. El Ecosistema del Manglar Bajo Tension. *In* : **Memorias del Seminario sobre el Estudio Cientifico e Impacto Humano en El Ecosistemas de Manglares**. Montevideo. UNESCO. Ofic. Reg, Cienc. Tecnol. Amer. Lati. Caribe. Montevideo, p 261-85.

MacFARLANE, G. R. & BURCHETT, M. D. 1999. Zinc distribution and excretion in the leaves of gray mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierth. **ENVIROMENTAL AND EXPERIMENTAL BOTANY**. 41 (2): 167-175 pp.

MacFARLANE, G. R. & BURCHETT, M. D. 2002. Toxicity, growth and accumulation relationships of copper, lead and zinc in the gray mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierth. **MARINE ENVIROMENTAL RESEARCH**. 54 (1) JUL.65-84 pp.

MARTINS, J. M. 2002. **Aspectos estruturais de *Cladium mariscus* (L.) Pohl (CYPERACEAE) submetida a dois ambientes distintos**. Dissertação de Mestrado. Setor de Ciências Biológicas/Universidade Federal do Paraná. Curitiba-PR. 57 p.

MEDINA, E. 1998. Mangrove physiology: The challenge of salt, heat and lighth stress under recurrent flooding. Anais do IV Simpósio de ecossistemas brasileiros. Aguas de Lindóia, São Paulo Brasil. **ACIESP**, 32p.

MARTENS, E. E. 1993. **Coastal wetland utilization**. Wetlands of Kenya. Gland (Switzerland): IUCN. Pp. 115-134.

MASSUTTI, B. M. 1999. **O manguezal do Itacorubi como barreira biogeoquímica: estudo de caso**. Tese de mestrado. PGEA, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico. UFSC. Florianópolis, SC.196p.

MENEZES, G.V., POFFO, I.R.F.; EYSINK, G.G.P.; HATAMURA, A.; MORAES, R.P. POMPEIA, S.L. 1994. Manguezais: projeto de revegetação na baixada santista, SP, Brasil. **Anais do I Simpósio sul americano e II simpósio nacional de recuperação de áreas degradadas**. Foz do Igauçu, Paraná, Brasil. pp 343-353.

MENGUEL, K. & KIRKBY, E. A. 1987. **Principles of Plant Nutrition**. 4th Edition. International Potash Institut, Worblaufen-Bern/Switzerland.

MORAES, C. M; QUEIRÓZ, R. R. U.; SOUZA, I. G.; SIERRA DE LEDO, B; SORIANO SIERRA, E. J. 1997. “O mangezal do Itacorubi: estudo da distribuição das espécies de ferro”. **Atlas Colóquio Franco-Brasileiro**. Aquitaine Ocean, n^o 3 pp. 179-186.

Departement de Geologie et Oceanographie – URA/ CNRS 197 – Univerité de Bourdeaux
I. Talence,

MOSCATELLI, M.; DE CARLI, C. & ALMEIDA J.R. 1993. Legalidade teórica e realidade prática na defesa de manguezais: estudo de caso em Angra dos Reis, Rio de Janeiro. **Anais do III Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira. Subsídios para um gerenciamento ambiental.** Serra Negra, SP. ACIESP. v.1 pp 293-296.

MOSCATELLI, M. & ALMEIDA, J. R. 1994. Avaliação de crescimento e sobrevivência de *Rhizophora mangle* em restauração de manguezais no município de angra dos reis-RJ. **Anais do I Simpósio Sul-Americano e II Simpósio Nacional. Recuperação de Áreas Degradadas.** Foz do Iguaçu, Pr. pp. 487-498.

MOSCATELLI, M.; DE CARLI & ALMEIDA, J.R. 1994. Avaliação preliminar de reflorestamento de manguezais, Lagoa Rodrigo de Freitas. **Anais do Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira: subsídios a um gerenciamento ambiental.** v.I, p. 131-134.

OLÍMPIO, J. 1995. In Centro de Estudos. Cultura e Cidadania Fundo Nacional do Meio Ambiente. **Caracterização e Conservação dos Ecossistemas da Ilha de Santa Catarina.** Florianópolis: Editora da UFSC

OUZOUNIDOU, G.; ELEFThERIOU, E. P. & KARATAGLIS, S. 1992. Ecophysiological and ultrastructural effects of copper in *Thlaspi ochroleucum* (Cruciferae). **Can. J. Bot.**, 70: pp. 947-57.

PANITZ, C. M. N. 1986. “**Produção e decomposição de serrapilheira no mangue do Itacorubi, Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil (27° 35’ S – 48° 31’ W)**”. Tese de doutoramento. PPG-ERN, Departamento de Ciências Biológicas, UFSCar. São Carlos, 601pp.

PANITZ, C. M. N. 1992 “Ecological aspects of a saltmarsh ecosystem in Santa Catarina island, Brasil” *in: Coastal Plant Communities of Latin America*. U. Seeliger. Academic Press. New York.

PANITZ, C. M. N. 1993. “**Manguezais de Santa Catarina (limite austral); estrutura, função e manejo**”. Trabalho apresentado ao Depto de Biologia UFSC como requisito para concurso público para professor titular. Florianópolis, Santa Catarina.

PANITZ, C. M. N. 1997. Ecological description of the itacorubi mangrove, Ilha de Santa Catarina, Brazil. p. 204- 225. *In* Kjervfe, B.; Lacerda, L.D.& Diop, S. El Haddji eds. **Mangrove Ecosystem Studies in Latin America and Africa**. ISME, UNESCO, Paris.

PINTO, D. S. M. A.1979. **A COLETA E DISPOSIÇÃO DO LIXO NO BRASIL**. Fgv-Instituto de Documentação/Editora da Fundação Getúlio Vargas. Rio de Janeiro, RJ. 228 p.

QUEIROZ, R. U.; STADLER, E.; SIERRA DE LEDO, B.;SORIANO-SIERRA,E. J.; HASS, P. 1993. Heavy metal pollution of Santa Catarina Island, Brazil. Proc. VIII Symp. **Coastal and Ocean. Manag.**, 3: 3326-3333.

QUEIROZ, R. U.; SIERRA DE LEDO, B.; SORIANO-SIERRA, E. 1994. “Ocorrência e ciclagem de metais pesados no manguezal do Itacorubi, Sc, Brasil.”**ACIESP 1**, pp 371-375. São Paulo.

QURESHI, T. 1990. Experimental Plantation for rehabilitation on mangrove forest in Pakistan. **Mangrove ecosystems occasional papers**, UNDP/UNESCO, v.4, pp.1-37.

RABINOWITS, D.1978. Early growth of mangrove seedlings in Panamá, and an hipotesis concerning the relationship of dispersal and zonation. **Journal of biogeography 5**, p113-133.

RAO, K. J. & SHANTARAM, M. V. 1995. Contents of heavy metals in crops treated with urban solid wastes. **J. Environmental Biol.** 16 (3), pp225-232.

RAO, K. J. & SHANTARAM, M. V. 1995^a. CONCENTRATIONS AND RELATIVE AVAILABILITIES OF HEAVY METALS IN URBAN SOLID WASTES OF HYDERABAD, INDIA. **Bioresource Technology** 53; pp53-55.

RAO, K. J. & SHANTARAM, M. V. 1996. Effect of urban solid wastes on dry matter yield, uptake of micronutrients and heavy metals by maize plants. **J. Environmental Biol.** 17 (1), pp25-32

RIVAIL DA SILVA, M.; LAMOTTE, M.; DONARD, O. F. X. SORIANO-SIERRA, E. J. & ROBERT, M. 1998. Contaminação por metais presentes em sedimentos de superfície de mangues, lagoas e da Baía Sul, na Ilha de Santa Catarina. **Ecologia e gerenciamento do Manguezal do Itacorubi**. NEMAR/CCB/UFSC. SDM/PEPEMA, cap.25, p. 337-360. Florianópolis, 1998.

ROUSSEAU, P.; CASTILHOS Jr, A. B.; VERMANDE, P.; NAVARRO, A. 1989. “Estimativa da distribuição dos teores dos metais pesados nas diversas frações dos resíduos urbanos no Brasil”. **Anais do 15º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol.2, tomo II, pg. 523-534. Belém.

SAMANTARAY, S.; PANI, S. S.; ROUT, G. R. & DAS, P. 1998. **Fresenius Envir. Bull.** 7: 295-301.

SANITÀ DI TOPPI, L. & GABBRIELLI, R. 1999. Response to cadmium in higher plants. **Environmental and Experimental Botany** 41. Pp105-130.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. & CINTRON-MOLERO, G. 1994. MANGUEZAIS BRASILEIROS: UMA SÍNTESE SOBRE ASPECTOS HISTÓRICOS (SÉCULOS XVI a XIX), ZONAÇÃO ESTRUTURAS E IMPACTOS AMBIENTAIS. III **Simpósio de**

Ecosistemas da Costa Brasileira: Subsídios a um gerenciamento ambiental, Serra Negra, 1994. São Paulo. Academia de Ciências do Estado de São Paulo, pp 333-341.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. 1995. **Manguezal. Ecosistema entre a terra e o mar**. Caribbean Ecological Research. Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico da USP. São Paulo. S.P. Brasil. 64pp.

SIERRA DE LEDO, B.; SORIANO-SIERRA, E.J. 1998. Fontes de energia auxiliar no ecossistema do manguezal do itacorubi, Ilha de Santa Catarina, Brasil. *In* E.J. Soriano-Sierra & B. Sierra de Ledo (Eds.). **Ecologia e Gerenciamento do Manguezal do Itacorubi**. NEMAR/UFSC. Florianópolis, Brasil. 290p.

SIERRA DE LEDO, B.; SORIANO-SIERRA, E. J. 1985. "Mangrove swamps and coastal lagoons: uses and stressors". **Proc. 4 ° Symposium on Coastal and Ocean Management/ Coastal Zone 85**, ASCE, 1:1170-1178. Baltimore.

SILVA, C. A. R.; LACERDA, L. D.; REZENDE, C. E. 1990. Metal Reservoir in a Red Mangrove Forest **Biotropica**, 22(4): pp339-344.

SAVAGE, T. Flórida Mangroves as shoreline stabilizers. 1972. Flórida Department of Natural Resources. **Professional Papers Series**, n.19, 16p.

RIZZINI, C. T. 1976. **Tratado de Fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos**. São Paulo. HUCITEC Ed. Da Universidade de São Paulp 327 p.

SIU, D. H. M. & TAM, N. F. Y. 1998. EFFECT OF LANDFILL LECHATE ON GROWTH OF YOUNG MANGROVE PLANTS, *KANDELIA CANDEL*. **2ND International Conference on Marine Pollution and Ecotoxicology**. Hong Kong.

SOBRINHO, R. J. S., BRESOLIN, A.; KLEIN, R. M. 1969. Os manguezais na ilha de Santa Catarina. **Insula** n° 2., UFSC, Florianópolis, 21p.

SOKAL, R.R. & RAHLF, F.J. 1999. **Biometry**. San Francisco. Freeman and Company, 776p.

STOYANOVA., D. P. & TCHAAKALOVA, E. S. 1993. The effect of lead and copper on the photosynthetic apparatus in *Elodea canadensis* Rich. **PHOTOSYNTHETICA** 28 (1): pp 63-74.

SORIANO- SIERRA, E. J.; SILVA, J. R. B. M.; BRANCO, J. O. 1986. **Aspectos Ecológicos do manguezal do Itacorubi, Santa Catarina, Brasil**. NEMAR, UFSC. Série de Contribuições Científicas, nº 16,. Florianópolis, SC. 32p.

SORIANO-SIERRA, E. J. & SIERRA DE LEDO, B. 1998. MAN-MADE NUTRIENT ENRICHMENT IN A MANGROVE SYSTEM OF SANTA CATARINA ISLAND, BRAZIL: PROBLEMS AND PROPOSAL FOR RESTORATION. *In*: SORIANO-SIERRA, E. J.; SIERRA DE LEDO, B. (eds.). **Ecologia e gerenciamento do Manguezal do Itacorubi**. NEMAR/CCB/UFSC. SDM/PEPEMA, cap.25. Pp. 369-378. Florianópolis, 1998.

SORIANO-SIERRA, E. J. 1993. “**Caracterização ecológica dos biótopos e sua ocupação pelas comunidades vegetais no manguezal do Itacorubi (Ilha de santa Catarina, SC, Brasil)**”. Trabalho apresentado ao Depto de Biologia UFSC como requisito para concurso público para professor adjunto. Florianópolis,124p.

SORIANO-SIERRA, E. J. 1997. Fluxos de maré e interferências antropogênicas à hidrodinâmica no interior de um manguezal naturalmente estressado. Estudo de caso. Atlas Colóquio Franco-Brasileiro. **Aquitaine Ocean**, nº 3 Departement de Geologie et Oceanographie – URA/CNRS 197 – Université de Bourdeaux 1. Talence,.,pp. 163-178.

STOYANOVA., D. P. & TCHAAKALOVA, E. S. 1993. The effect of lead and copper on the photosynthetic apparatus in *Elodea canadensis* Rich. **PHOTOSYNTHETICA** 28 (1): pp 63-74.

TAIZ, L. & ZEIGER, E. 1991. **PLANT PHYSIOLOGY**. Benjamin/Cummings Publishing Company, Inc. CALIFORNIA-USA.

TAIZ, L. & ZEIGER, E. 1998. **PLANT PHYSIOLOGY**. Sinauer Associates, Inc. SUNDERLAND-USA.

TAM, N. F. Y.; LI, S. H.; CHEN, G. Z.; LI, M. S.; WONG, Y. S. 1995. "Nutrients and heavy metal contamination of plants and sediments in Futian mangrove forest". **Hydrobiologia**, vol. 295, pp.149-158. Belgium.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. 1993. **Integrated Solid Waste Management- Engineering Principles and Management Issues**. McGraw-Hill Ed. 978p.

TEAS, H.J.1977. Ecology and restoration of mangrove shoreline in Florida. **Environmental Conservation**. v.4, n.º1, p.51-58.

THOMAS, J. S. III. 1987a. Effects of Seed Predators and Light Level on the Distribution of *Avicennia marina*(Forsk.) Vierth. In Tropical, Tidal Forests. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 25, pp. 43-51

THOMAS, J. S. III. 1987b. Effects of light and intertidal position on seedling survival and growth in tropical tidal forests. **J. Exp. Mar. Ecol.** Vol. 110, pp. 133-146. Elsevier Science Publisher Ed., Australia.

TOMLINSON, P. B. 1986. **The Botany of Mangroves**. Cambridge University Press, Cambridge. 413p.

UNEP (1991). The State of The World Environment. **United Nations Environmental Programme**, Nairobi. 48 p.

WHITING, S. T.; LEAKE, J. R.; McGRATH, S. P. & BAKER, A. J. M. 2000. Positive responses to Zn and Cd by roots of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. **New Phitol.**, 145, pp199-210.

WU, R. S. S. 1999. Eutrophication, Water Borne Pathogens and Xenobiotic Compounds: Enviromental Risks and Challenges. **Marine Pollution Bulletin**. Vol. 39 Nos.1.12, pp 11-22-12.

VIEIRA, S. 1999. **Estatística Experimental**. Segunda edição. Editora ATLAS S.A. São Paulo-SP. 185 p.

YENIGUM, O.; KIZILGUM, F.& YILMAZER,G. 1996. INHIBITION EFFECTS OF ZINC AND COPPER ON VOLATILE FAT ACID PRODUCTION DURING ANAEROBIC DIGESTION. **Enviromental Technology**. Vol. 17. Pp. 1269-1274.

YLARANTA, T. 1996. Uptake of heavy metals by plants from airborne deposition and polluted soils. **AGRICULTURAL AND FOOD SCIENCE IN FINLAND**, VOL. 5; pp 431-447.