



**TERESA CRISTINA LARA LANZA DE SÁ E MELO MARQUES**

**CRESCIMENTO E ABSORÇÃO MINERAL DE MUDAS DE ESPÉCIES ARBÓREAS  
EM MATERIAL DE SOLO CONTAMINADO COM METAIS PESADOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Agronomia, área de concentração em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de "Mestre".



**Orientador**

**Prof. JOSÉ OSWALDO SIQUEIRA**

**LAVRAS  
MINAS GERAIS - BRASIL**

**1996**

Ficha Catalográfica preparada pela Seção de Classificação e Catalogação da  
Biblioteca Central da UFLA

Marques, Teresa Cristina Lara Lanza de Sá e Melo  
Crescimento e absorção mineral de mudas de espécies  
arbóreas em material de solo contaminado com metais  
pesados / Teresa Cristina Lara Lanza de Sá e Melo  
Marques. -- Lavras : UFLA, 1996.  
116 p. : il.

Orientador: José Oswaldo Siqueira.  
Dissertação (Mestrado) - UFLA.  
Bibliografia.

1. Essência florestal. 2. Metal pesado - Tolerância.  
3. Crescimento. 4. Nutrição mineral - Absorção. 5. Matéria  
seca. 6. Árvore - Muda. I. Universidade Federal de Lavras.

II. Título.

CDD-634.97

TERESA CRISTINA LARA LANZA DE SÁ E MELO MARQUES

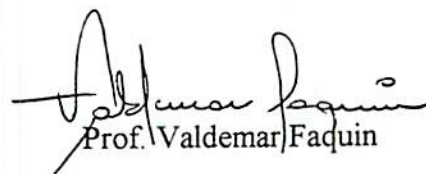
**CRESCIMENTO E ABSORÇÃO MINERAL DE MUDAS DE ESPÉCIES ARBÓREAS  
EM MATERIAL DE SOLO CONTAMINADO COM METAIS PESADOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Agronomia, área de concentração em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de "Mestre".

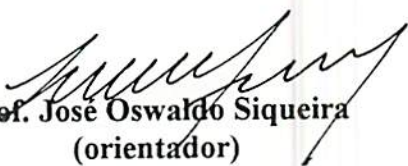
APROVADA em 30 de Agosto de 1996



Prof.<sup>a</sup> Fátima Maria S. Moreira



Prof. Valdemar Faquin



Prof. José Oswaldo Siqueira  
(orientador)

## DEDICATÓRIA

À Deus pela força e proteção em todas  
as horas na realização de todos os  
projetos de minha vida,

## AGRADEÇO

Aos meus pais Maurício e Maria do Carmo  
pela educação e pela confiança.  
Ao meu marido João José, pelos incansáveis  
auxílios e pelo carinho,

**DEDICO**

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela oportunidade de realizar o curso e pela concessão da bolsa de estudos.

À Companhia Mineira de Metais (CMM) - Três Marias, MG pelo apoio financeiro para realização deste estudo.

Ao Professor José Oswaldo Siqueira pelos ensinamentos transmitidos, estímulo e pelo entusiasmo na orientação.

Aos Professores Valdemar Faquin e Fátima Maria S. Moreira pelas críticas e sugestões ao texto da dissertação.

Aos Professores do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras, e em especial à Professora Janice Guedes de Carvalho pelas sugestões na interpretação dos resultados.

Aos funcionários do Departamento de Ciência do Solo, especialmente Manoel A. da Silva e José Roberto Fernandez, pela grande colaboração para a execução do presente trabalho.

À Adriana, Henrique, Ivo, Luiz Arnaldo e demais colegas de curso pelo companheirismo e agradável convívio.

Às amigas Josiane M. Guissem e Ronize A. Ferreira pelo incentivo e apoio emocional para alcançar este objetivo.

Aos estagiários Alexandre Matsuda, Wagner Luiz Pontes e Waldo Flores pelo auxílio durante a realização deste trabalho.

À Maria da Conceição Lara Lanza, minha irmã, pela colaboração numa difícil etapa deste trabalho.

## SUMÁRIO

	Página
LISTA DE TABELAS .....	vi
LISTA DE FIGURAS .....	xi
RESUMO .....	xiii
SUMMARY .....	xv
1 INTRODUÇÃO .....	1
2 REFERENCIAL TEÓRICO .....	3
3 MATERIAL E MÉTODOS .....	9
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	14
4.1 Crescimento Vegetativo .....	14
4.1.1 Altura Final de Plantas .....	14
4.1.2 Incremento em Altura .....	16
4.1.3 Taxa de Crescimento Diário .....	18
4.1.4 Produção de Matéria Seca .....	21
4.1.5 Sintomas de Fitotoxidez .....	26
4.2 Teores de P, K, Ca e Mg nos Tecidos Vegetais .....	27
4.3 Teores de Metais Pesados nos Tecidos Vegetais .....	38

	Página
4.4 Relação entre Teores e Produção de Matéria Seca .....	60
4.5 Acúmulo de P, K, Ca e Mg .....	70
4.6 Acúmulo de Metais Pesados .....	76
5 CONCLUSÕES .....	94
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	95
7 APÊNDICE .....	101

## LISTA DE TABELAS

Tabela		Página
1	Características químicas e físicas dos materiais de solo e vermicomposto antes da aplicação dos tratamentos. ....	10
2	Características químicas das misturas dos solos estudados. ....	10
3	Lista das espécies arbóreas estudadas e altura média das mudas por ocasião do plantio nos vasos. ....	12
4	Altura final média e regressão para os níveis de contaminação, das espécies, após 90 dias crescimento. ....	15
5	Taxa de crescimento diária (mm/dia) e quociente de crescimento relativo (QCR) <sup>1</sup> das espécies nos diversos níveis de contaminação, para os períodos de 15 a 45 e de 45 a 75 dias após transplantio. ....	19
6	Sintomas visuais de fitotoxidez observados nas plantas, ao longo de 90 dias de crescimento das plantas em solos com diferentes níveis de contaminação. ....	28
7	Médias e regressão para teor de P na raiz e na parte aérea total das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais pesados. ....	31
8	Médias e regressão para teor de K na raiz e na parte aérea total das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais pesados. ....	33
9	Médias e regressão para teor de Ca na raiz e na parte aérea total das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais pesados. ...	35
10	Médias e regressão para teor de Mg na raiz e na parte aérea total das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais pesados. ...	37



Tabela	Página
11 Razão dos teores de P na matéria seca raiz e matéria seca da parte aérea (R/PA) para as espécies arbóreas estudadas nos diferentes níveis de contaminação. ....	39
12 Razão dos teores de K, Ca e Mg na matéria seca raiz e matéria seca da parte aérea (R/PA) para as espécies arbóreas estudadas nos diferentes níveis de contaminação. ....	40
13 Médias e regressão para teor de Zn na raiz e na parte aérea total das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais pesados. ...	41
14 Médias e regressão para teor de Cd na raiz e na parte aérea total das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais pesados. ...	43
15 Médias e regressão para teor de Pb na raiz e na parte aérea total das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais pesados. ...	45
16 Médias e regressão para teor de Cu na raiz e na parte aérea total das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais pesados. ...	47
17 Médias e regressão para teor de Mn na raiz e na parte aérea total das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais pesados. ...	48
18 Médias e regressão para teor de Fe na raiz e na parte aérea total das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais pesados. ...	50
19 Relação entre os teores de Fe e Zn (Fe/Zn) na parte aérea das espécies arbóreas, para todos os níveis de contaminação. ....	51
20 Razão dos teores de Cd, Mn e Zn na matéria seca raiz e matéria seca da parte aérea (R/PA) para as espécies arbóreas estudadas nos diferentes níveis de contaminação. ....	53
21 Razão dos teores de Fe, Cu e Pb na matéria seca raiz e matéria seca da parte aérea (R/PA) para as espécies arbóreas estudadas nos diferentes níveis de contaminação. ....	55
22 Coeficiente de impacto no teor proporcional do metal entre raiz e parte aérea, entre o solo contaminado e sem contaminação (CITR), de Zn, Cd, Pb, Fe, Mn e Cu. ....	58
23 Níveis críticos de toxidez (teor foliar) dos metais pesados para uma redução na produção de matéria seca de 10 e 50%. ....	65

Tabela	Página	
24	Coefficientes de regressão linear múltipla em “backward” entre a produção de matéria seca relativa da parte aérea e os teores foliares dos metais pesados estudados, para todas as espécies arbóreas. ....	68
25	Razão dos acúmulos de P, K e Ca entre a matéria seca da raiz e a matéria seca da parte aérea (RA-R/PA), para as espécies arbóreas estudadas e nos diferentes níveis de contaminação. ....	72
26	Razão dos acúmulos de Mg entre a matéria seca da raiz e a matéria seca da parte aérea (RA-R/PA), para as espécies arbóreas estudadas e nos diferentes níveis de contaminação. ....	75
27	Médias e regressão para acúmulo de Zn na raiz e na parte aérea das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais. ....	77
28	Médias e regressão para acúmulo de Cd na raiz e na parte aérea das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais. ....	78
29	Médias e regressão para acúmulo de Pb na raiz e na parte aérea das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais. ....	80
30	Médias e regressão para acúmulo de Cu na raiz e na parte aérea das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais. ....	82
31	Médias e regressão para acúmulo de Mn na raiz e na parte aérea das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais. ....	83
32	Médias e regressão para acúmulo de Fe na raiz e na parte aérea das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais. ....	85
33	Razão dos acúmulos de Cd, Mn e Zn entre a matéria seca da raiz e a matéria seca da parte aérea (RA-R/PA), para as espécies arbóreas estudadas e nos diferentes níveis de contaminação. ....	86
34	Razão dos acúmulos de Fe, Cu e Pb entre a matéria seca da raiz e a matéria seca da parte aérea (RA-R/PA), para as espécies arbóreas estudadas e nos diferentes níveis de contaminação. ....	89
35	Coefficiente de impacto no acúmulo proporcional do metal (Zn, Cd, Pb, Fe, Mn e Cu) entre raiz e parte aérea, entre o solo com 60% de contaminação e sem contaminação (CIAR), para as espécies arbóreas. ....	92

Tabela	Página
1A	Resumo da ANAVA para os parâmetros vegetativos estudados, para as espécies arbóreas e os níveis de contaminação ..... 102
2A	Equações de regressão para a matéria seca da parte aérea e da raiz e os níveis de contaminação com metais pesados, para todas as espécies. .... 103
3A	Resumo da ANAVA para os teores de nutrientes e metais pesados encontrados na raiz, para as espécies e níveis de contaminação estudados..... 104
4A	Resumo da ANAVA para os teores de nutrientes e metais pesados encontrados na parte aérea, para as espécies e níveis de contaminação estudados. .... 105
5A	Comportamento dos teores de nutrientes na parte aérea em função da contaminação. .... 106
6A	Resumo da ANAVA para a relação dos teores de nutrientes e metais pesados encontrados na matéria seca da raiz/parte aérea (RT-R/PA), para as espécies e níveis de contaminação. .... 107
7A	Equações de regressão para a produção de matéria seca relativa da parte aérea em função dos teores dos metais pesados na parte aérea. .... 108
8A	Resumo da ANAVA para os acúmulos de nutrientes e metais pesados encontrados na raiz, para as espécies e níveis de contaminação estudados. ... 110
9A	Resumo da ANAVA para os acúmulos de nutrientes e metais pesados encontrados na parte aérea, para as espécies e níveis de contaminação estudados. .... 111
10A	Médias e regressão para acúmulo de P na raiz e na parte aérea das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais. .... 112
11A	Médias e regressão para acúmulo de K na raiz e na parte aérea das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais. .... 113
12A	Médias e regressão para acúmulo de Ca na raiz e na parte aérea das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais. .... 114
13A	Médias e regressão para acúmulo de Mg na raiz e na parte aérea das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais. .... 115

Tabela	Página
14A Resumo da ANAVA para a relação dos acúmulos de nutrientes e metais pesados encontrados na matéria seca da raiz/parte aérea (RA-R/PA), para as espécies e níveis de contaminação. ....	116

## LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1	Ganho relativo em altura (incremento no tratamento sem contaminação=100%), 90 dias de crescimento, das 20 espécies arbóreas nos níveis de contaminação 20, 40 e 60% .....	17
2	Respotas de mudas de espécies arbóreas a níveis de contaminação com metais pesados. Equações de regressão na Tabela 2A. ....	22
3	Matéria seca total (raiz e parte aérea) no nível 60% de contaminação, relativa a máxima obtida no experimento (atribuindo 100%), para cada espécie. ....	24
4	Respotas de mudas de espécies arbóreas a níveis de contaminação com metais pesados. Equações de regressão na Tabela 2A .....	25
5	Relação da matéria seca da raiz/parte aérea total (R/PA) das espécies arbóreas em solo contaminado com metais pesados .....	26
6	Principais sintomas observados na parte aérea de plantas afetadas por metais pesados. a-clorose das folhas novas (rede verde fina das nervuras sobre fundo amarelado) em <i>S. macranthera</i> ; b-clorose das folhas novas em <i>C. langsdorffi</i> ; c-clorose das folhas novas seguidas de branqueamento em <i>Pip. gonoacantha</i> ....	29
7	Principais sintomas observados na parte aérea de plantas afetadas por metais pesados. a-clorose das folhas novas seguida por branqueamento e redução no crescimento em <i>A. peregrina</i> ; b-redução no crescimento em <i>M. umbellata</i> ; c-desfolhamento e redução no crescimento seguida por morte da planta em <i>M. nictitans</i> .....	30
8	Curvas de regressão para a massa de matéria seca da parte aérea relativa e seus teores de Zn. Equações de regressão na Tabela 7A. ....	61

Figura		Página
9	Curvas de regressão para a massa de matéria seca da parte aérea relativa e seus teores de Cd. Equações de regressão na Tabela 7A. ....	62
10	Curvas de regressão para a massa de matéria seca da parte aérea relativa e seus teores de Pb, Cu, Fe e Mn. Equações de regressão na Tabela 7A. ....	63

## RESUMO

MARQUES, Teresa Cristina Lara Lanza de Sá e Melo. **Crescimento e absorção mineral de mudas de espécies arbóreas em material de solo contaminado com metais pesados.** Lavras: UFLA, 1996. 105p. (Dissertação - Metrado em Solos e Nutrição de Plantas)\*

Conduziu-se por 90 dias, um experimento em casa de vegetação no Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras, objetivando avaliar, o crescimento e absorção de diversos elementos em mudas de vinte espécies arbóreas em mistura de solo contendo níveis crescentes de diversos metais pesados. Foram estudadas as seguintes espécies: *Acacia mangium* L., *Anadenanthera peregrina* (Benth.) Speg., *Casearia lasiophylla* Eichler, *Cedrella fissilis* Vell, *Copaifera langsdorffii* Desf., *Cordia trichotoma* (Vell.) Arrab., *Dendropanax cuneatum* (DC) Dcne. & Planch., *Hymenaea courbaril* L., *Machaerium nictitans* Benth., *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth., *Myroxylon peruiferum* L. f., *Myrsine umbellata* Mart., *Peltophorum dubium* (Spreng) Taub., *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) Macbr., *Platypodium gonoacantha* (Mart.) Macbr., *Sebastiania schottiana*, *Senna macranthera* (Vell.) I & B., *Solanum granuloso-leprosum* Dun., *Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl. e *Trema micrantha* Blume. Mudas com tamanho ideal para o plantio foram transplantadas para vasos com 3,3kg do material de solo contaminado contendo teor total em mg/kg: Zn=18600, Cd=135, Pb=600, Cu=596. Este solo foi diluído nas proporções de 60, 40, 20 e 0% por volume com solo LE, não contaminado. Os materiais de solo receberam calcário e superfosfato simples antes das misturas, visando padronizar a fertilidade entre as diversas misturas e todos os vasos receberam vermicomposto, na base de 100g/kg de solo. Todas as espécies apresentaram algum sintoma de fitotoxidez, sendo *H. courbaril*, *C. fissilis*, *A. mangium*, *C. langsdorffii* e *T. impetiginosa* as menos afetadas em termos de crescimento. As espécies *A. peregrina*, *Pip. gonoacantha* e *M. nictitans* foram as que

---

\*Orientador: Prof. José Oswaldo Siqueira. Membros da Banca: Prof<sup>ª</sup> Fátima Maria S. Moreira e Prof. Valdemar Faquin.

apresentaram menor tolerância a multicontaminação do solo. Os sintomas da fitotoxidez foram bastante variados, sendo cloroses das folhas novas, indicativo de deficiência induzida de Fe, os sintomas mais comumente observados nas espécies estudadas. A absorção, acúmulo e translocação dos nutrientes e metais pesados foram influenciados pelo nível de contaminação do solo, sendo estes efeitos diferenciados para cada espécie estudada e também por interações iônicas no solo e na planta, comportando-se de modo muito diferenciado entre as espécies. Os metais responsáveis mais relacionados à redução no crescimento das plantas foram Zn, Cd e Pb, os quais apresentaram concentrações marcadamente mais elevadas que aquelas consideradas críticas para a fitotoxidez em plantas cultivadas. O nível crítico de toxidez de Zn e Cd pode ser estimado para diversas espécies variando de 50 a 270 e 0,11 a 0,64mg/kg de massa seca, respectivamente. Verificou-se que a tolerância das espécies à contaminação se relaciona diretamente com a capacidade destas em absorver ou acumular os metais na raiz. As espécies *H. courbaril*, *C. fissilis*, *A. mangium*, *C. langsdorffi* e *T. impetiginosa* apresentam potencial para estudos adicionais, visando a revegetação de solo contaminado com estes metais. A espécie *H. courbaril* pode ser considerada como excludora, enquanto *C. fissilis* limita a absorção dos metais poluentes.



## SUMMARY

### GROWTH AND MINERAL UPTAKE OF WOODY SPECIES OUTPLANTS IN HEAVY METAL

An experiment was carried out under glasshouse at the Soil Science Department of the Federal University of Lavras aiming evaluate the effects of heavy metal multicontamination on initial growth and uptake and translocation of plant nutrients and heavy metals by woody outplant of twenty species. Plantable size outplants were transferred to contaminated soil mixes and allowed to grow for 90 days in plastic pots containing 3.3kg soil, when they were harvested and assessed for growth and mineral composition. The studied species were: *Acacia mangium* L., *Anadenanthera peregrina* (Benth.) Speg., *Casearia lasiophylla* Eichler, *Cedrella fissilis* Vell., *Copaifera langsdorffii* Desf., *Cordia trichotoma* (Vell.) Arrab., *Dendropanax cuneatum* (DC) Dcne. & Planch., *Hymenaea courbaril* L., *Machaerium nictitans* Benth., *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth., *Myroxylon peruiferum* L. f., *Myrsine umbellata* Mart., *Peltophorum dubium* (Spreng) Taub., *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) Macbr., *Platypodium gonoacantha* (Mart.) Macbr., *Sebastiania schottiana*, *Senna macranthera* (Vell.) I & B., *Solanum granuloso-leprosum* Dun., *Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl. e *Trema micrantha* Blume. Samples from a heavy metal contaminated soil (Zn=18600, Cd=135, Pb=600 and Cu=596mg/kg) and from a uncontaminated Dark-Red Latosol (Oxisols) were utilized for preparing soil mixes containing 0, 20, 40 and 60% of contaminated soil by volume. In order to standardize growing conditions soil mixes received lime, superphosphate and organic manure. All species exhibited some symptom of phytotoxicity. In terms of vegetative growth, *H. courbaril*, *C. fissilis*, *A. mangium*, *C. langsdorffii* and *T. impetiginosa* were the least affected ones, whereas *A. peregrina*, *Pip. gonoacantha* and *M. nictitans* were the most affected by soil contamination. Phytotoxicity symptoms were quite variable among species, but young leaf chloroses indicating iron-induced

deficiency was the most commonly found symptom. Nutrient and heavy metal uptake, accumulation and translocation to shoots were also highly influenced by soil contamination. Such effects were related to plant species and ionic interactions. Dry matter yield depressions were related to Zn, Cd and Pb uptake, which showed tissue concentration above those considered phytotoxic for cultivated plants. Critical phytotoxic levels of Zn and Cd were estimated for several species and ranged from 50 to 270 and 0.11 to 0.64mg/kg of dry matter, respectively. It was found that species tolerance to soil contamination was directly related to their ability to absorb and to accumulate toxic metal in the roots. The species *H. courbaril*, *C. fissilis*, *A. mangium*, *C. langsdorffi* and *T. impetiginosa* exhibited some potential for further studies aiming revegetation of heavy metal polluted soils. *H. courbaril* can be considered as excluder, while *C. fissilis* exhibited limited uptake of phytotoxic metals.

## 1 INTRODUÇÃO

A crescente demanda de produtos industriais resultante do aumento populacional, é a principal causa do aumento de áreas contaminadas por metais pesados. Estes elementos entram no ecossistema e seguindo ciclos biogeoquímicos, causam sérios problemas ambientais (Kabata-Pendias e Pendias, 1985), tornando-se de grande relevância a recuperação destas áreas.

No Brasil, desde o final da década de 80, as empresas que atuam em atividades poluidoras como impacto sobre a vegetação, são obrigadas por lei a implantar programas de recomposição florística das áreas afetadas. A revegetação destas áreas é essencial para alcançar um desenvolvimento sustentável, e deve acontecer desde a implantação das atividades poluidoras até um longo período após encerrada a atividade extrativista (Motta Neto, Moraes e Ribeiro Júnior, 1994).

Considerando a revegetação como o melhor caminho para se recuperar solos degradados quimicamente, espécies vegetais tem sido testadas quanto sua capacidade de estabelecer e crescer em solos contaminados por metais pesados (Wu e Antonovics, 1975). Essencialmente, o solo contaminado afeta não apenas a distribuição das espécies vegetais, mas também o seu crescimento e ciclo biológico. Espécies tolerantes à metais pesados são morfologicamente pouco afetadas quando comparadas as espécies menos tolerantes ou sensíveis aos metais. No entanto, as espécies tolerantes diferem bioquímica e fisiologicamente quanto a tolerância a metais pesados, embora os mecanismos de tolerância sejam pouco conhecidos (Baker, 1987).

Espécies herbáceas são mais adaptadas e tolerantes a solos contaminados com metais pesados (Eltrop et al., 1991), mas o uso de espécies arbóreas é muito interessante, considerando que os metais pesados absorvidos por elas ficarão mais tempo imobilizados em seus tecidos, permanecendo menos tempo no solo. A capacidade de espécies arbóreas de revegetarem áreas com solos metalíferos, é bastante estudada em regiões de clima temperado e respostas positivas de

tolerância destas espécies à contaminação, tem sido encontradas. Os resultados sobre os efeitos de metais pesados nas espécies arbóreas temperadas, indicam que essas respondem de maneira distinta aos metais, havendo evidências de relação entre a resposta à contaminação e ao grau de tolerância das espécies (Baker, 1981). Entretanto, nenhum trabalho foi encontrado relatando o impacto de metais pesados e tolerância de espécies arbóreas nativas dos trópicos, onde intensa atividade de mineração e industrialização de metais ocorre.

O presente estudo tem como objetivo avaliar o impacto da contaminação múltipla do solo com metais pesados no crescimento inicial e na absorção de metais pesados de espécies arbóreas, pertencentes a doze famílias e que apresentam potencial para programas de recomposição florística em áreas degradadas.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

A revegetação de áreas contaminadas, é muitas vezes exigida por força legal, podendo ser conseguida pelo crescimento de espécies remanescentes na área ou através do plantio de mudas de espécies nativas ou exóticas. Muitas espécies de plantas são conhecidas por ter desenvolvido tolerância a metais em respostas a solos metalíferos (Antonovics, Bradshaw e Turner, 1971) depois de serem introduzidas na área. Outras espécies menos tolerantes ou não tolerantes tem seu crescimento muito afetado, apresentando sérios sintomas de toxidez, os quais impossibilitam sua sobrevivência em áreas contaminadas.

Tolerância é portanto, a aquisição de mecanismos fisiológicos específicos os quais coletivamente permitem à planta a crescer normalmente mesmo na presença de altas concentrações de elementos potencialmente tóxicos (Baker, 1987). O mecanismo de tolerância para cada metal é diferente e também varia com a espécie de planta (Antonovics, Bradshaw e Turner, 1971; Brown e Brinkmann, 1992). A natureza e o grau de tolerância são precisamente determinados pelas condições de solo em um local particular. Em áreas contaminadas, maior tolerância ao metal está associada com maiores concentrações do metal no solo (Wu e Antonovics, 1975) isto é, a tolerância usualmente está bem correlacionada com os metais pesados disponíveis no solo onde as plantas ocorrem (Foy, Chaney e White, 1978; Cox e Hutchinson, 1980), indicando que plantas toleram diferentes níveis de contaminação no solo, dentro do seu limite.

Plantas crescendo em solos multicontaminados com metais pesados, podem possuir tolerância a todos os metais presentes em concentrações potencialmente tóxicas (Baker, 1987), porém a tolerância a um metal não confere necessariamente tolerância a outro. A tolerância múltipla a dois ou mais metais é exibida somente quando todos os metais reunidos estão disponíveis à planta em solos em concentrações potencialmente tóxicas (Cougherty e Martin,

1978; Foy, Chaney e White, 1978; Cox e Hutchinson, 1980) e a co-tolerância ou tolerância cruzada, ocorre quando a tolerância a um metal confere tolerância a outro (Patra, Lenka, e Panda, 1994). A co-tolerância entre metais é bastante complexa e depende de vários fatores como: espécie de planta, quais metais que se encontram no solo e o tipo de interações entre eles; de suas concentrações no solo; de sua função na planta, se ele é elemento nutriente ou não; da. Wu e Antonovics (1975) verificaram que os mecanismos de absorção de Zn e Cu permanecem independentes em *Agrostis stolonifera*, mesmo quando eles atuam no mesmo indivíduo, ou seja, mesmo quando a espécie está crescendo no solo contaminado por estes metais. Simon (1977) encontrou que em solos de mina de Zn e Pb, um grande número de indivíduos tolerantes a Zn e Pb foram também tolerantes ao Cd, mas Cd também estava presente em quantidades substanciais no solo. Apesar de muitos estudos, a co-tolerância é ainda bastante conflitante. Cougherty e Martin (1978) verificaram que em uma população de *Holcus lanatus*, o comprimento radicular foi significativamente aumentado com as combinações de Zn e Cd, comparados ao uso de Cd sozinho. Por outro lado, Brown e Brinkmann (1992) não observaram nenhuma evidência do Zn sendo capaz de diminuir os efeitos tóxicos do chumbo em clones de *Festuca ovina*, levemente tolerante ao chumbo e altamente tolerante ao zinco, concluindo que o mecanismo de tolerância envolvido opera independentemente um do outro. Diversos fatores como concentração e disponibilidade dos contaminantes no solo para as plantas interferem nas respostas destas à multicontaminação. De qualquer forma, o efeito de um ou mais metais, é diretamente observado nos parâmetros vegetativos e nos sintomas visuais de partes da planta. Verkleij e Prast (1989) estudando quatro populações de *Silene vulgaris* tolerante ao cádmio, verificaram redução da massa fresca total bem inferior nas populações tolerantes do que nas não tolerante, quando submetidas a concentrações crescente de Cd no solo.

4) As espécies de plantas lenhosas, parecem apresentar menor grau de tolerância à níveis tóxicos de metais pesados do que as gramíneas e outras espécies herbáceas (Eltrop et al., 1991).

No entanto, plantas arbóreas são capazes de armazenar metais em seus tecidos por mais tempo, evitando que o elemento retorne mais rápido ao solo, sendo portanto estrategicamente mais interessantes para a biorremediação ou revegetação de solos contaminados. Por isso, o uso de espécies arbóreas na recuperação de áreas degradadas vem sendo muito estudado nas regiões de clima temperado (Eltrop et al., 1991; Gussarsson et al., 1995; Denny e Wilkins, 1987), porém

MULTI  
INTE  
RIR

pouco se sabe da capacidade de tolerância das espécies arbóreas tropicais à metais. O gênero *Betula*, que inclui várias espécies pioneiras de clima temperado, é frequentemente encontrado em solos contaminados com grande quantidade de vários metais pesados (Brown e Wilkins, 1985; Eltrop et al., 1991; Denny e Wilkins, 1987). Denny e Wilkins (1987) observaram que o crescimento da raiz e do caule de genótipos tolerantes e não tolerantes de *Betula* spp, tiveram comportamentos semelhantes, porém com resultados finais diferentes. Tanto os genótipos tolerantes quanto os não tolerantes a concentrações tóxicas de Zn, apresentaram redução linear nos parâmetros vegetativos analisados, com o aumento da concentração deste elemento, porém o comprimento radicular e a produção de matéria seca foram superiores nos genótipos tolerantes.

No Brasil, a utilização de espécies florestais na recuperação de solos quimicamente degradados, tem sido estudado principalmente, em áreas de mineração de xisto e bauxita. Franco et al. (1994) verificaram que em área de rejeito de mineração de bauxita há possibilidade de revegetação com espécies arbóreas micorrizadas e associada a microrganismos diazotróficos, sem necessidade de adição de compostos orgânicos, desde que seja feita adição de nutrientes, exceto N. Motta Neto, Moraes e Lucchesi (1994) encontraram que um solo degradado quimicamente pela mineração de xisto, a combinação de adubação química e orgânica promoveram elevadas produções de matéria seca e aumentos nos teores de fósforo e na CTC do solo. Outros estudos utilizando resíduos siderúrgicos como corretivos e como fonte de nutrientes tem sido realizados. Amaral Sobrinho et al. (1993) verificaram aumento nos teores de P e K disponíveis no solo e diminuição no teor de Al trocável, com a adição de doses crescentes de resíduo siderúrgico. Estes resultados foram confirmados, quando adicionaram-se doses crescentes de resíduo siderúrgico, em amostras de solo com elevada saturação por alumínio e observou-se que houve aumento na produção de massa seca da raiz e da parte aérea de plantas de milho, com o resíduo aplicado (Amaral Sobrinho et al., 1994).

Diversas evidências indicam que plantas crescendo em solos contaminados por metais pesados não conseguem evitar a absorção destes metais, mas somente limitar sua translocação e, conseqüentemente, os metais acumulados em seus tecidos terão diferentes graus de concentrações (Baker, 1981). Segundo este autor, a estratégia de sobrevivência de espécies que crescem em solos contaminados está em sua capacidade de tolerar e não de anular a toxicidade do metal. Geralmente a concentração e o acúmulo do elemento nos tecidos da planta são funções

FALTA  
INVESTIGAR  
RIZ

de sua disponibilidade na solução do solo. A concentração dos metais pesados na raiz e na parte aérea aumentam com o aumento da concentração de metais em solução (Gussarsson et al., 1995; Baker, 1987; Denny e Wilkins, 1987; Labrecque, Teodorescu e Daigle, 1995). Espécies tolerantes, geralmente acumulam maiores concentrações de metais pesados, na raiz em relação a parte aérea (Verkleij e Prast, 1989; Baker, 1987).

Plantas tolerantes diferem em suas características de absorção o que pode variar para cada metal e espécie. Segundo Baker (1981), as espécies tolerantes podem ser caracterizadas, de acordo com o local e a concentração de acúmulo na planta, e podem estas serem consideradas acumuladoras, indicadoras e excludoras, o que permite comparar diferentes espécies crescendo em solos contaminados, de acordo com as concentrações relativas de metais na raiz e na parte aérea. As espécies excludoras no geral, não regulam a absorção de metais, mas limitam o transporte da raiz para a parte aérea. Nas indicadoras a concentração interna do metal reflete a concentração externa. Nas espécies acumuladoras a absorção pelas raízes e o transporte são mais ou menos balanceados, mas metais podem acumular nas raízes. Outras espécies acumuladoras possuem a característica de reter quantidades extremamente altas de certos metais pesados sem sofrer consequências prejudiciais. Casos há em que as plantas tem mais de 100mg/kg de Cd, 1000mg/kg de Ni e Cu ou 10000mg/kg de Zn e Mn de matéria seca quando crescendo em solos ricos nos metais, sendo chamadas de hiperacumuladoras (Brown et al., 1995). Estes autores encontraram na parte aérea da espécie *Thlaspi caerulescens* concentrações de Zn e Cd de 32500 e 1270mg/kg, respectivamente, concluindo que a espécie pode ser usada para desenvolver tecnologia de fitorremediação, isto é, a retirada de Cd e Zn dos solos com concentrações muito elevada destes metais.

Muitas espécies são ditas não tolerantes por apresentarem maior concentração de metais na parte aérea do que na raiz quando comparadas as espécies tolerantes. Verkleij e Prast (1989) encontraram maior concentração de Cd nas raízes e menor na parte aérea de populações tolerantes. Estes autores verificaram maior relação parte aérea/raiz para *Silene*, entre 0,05-0,25, dependendo da concentração externa de Cd e da população e concluíram que a localização de Cd dentro da raiz forma a base de tolerância à Cd nas populações tolerantes.

O nível crítico de um nutriente no solo, é o teor mínimo disponível no solo, abaixo do qual há grande possibilidade de resposta à sua aplicação, e acima do qual essa probabilidade



diminui. A necessidade de se conhecerem os níveis críticos de um elemento no solo para as espécies vegetais, fundamenta-se nas exigências nutricionais destas espécies. A determinação dos níveis críticos não é feita apenas para elementos essenciais para as espécies vegetais, pois as raízes das plantas parecem não possuir um mecanismo hábil suficientemente para evitar a absorção de elementos não essenciais, que também podem ser absorvidos em excesso, sendo acumulados em altas concentrações. Alguns metais pesados são essenciais para as plantas, embora tóxicos em concentrações elevadas. Na literatura, é apresentada uma faixa de concentração para os níveis de toxidez dos metais pesados sem grandes especificações. Kabata-Pendias e Pendias (1985) apresentaram uma faixa de valores para a concentração total de metais pesados considerada como níveis fitotoxicamente excessivos na superfície do solo: 3-8 mg/kg de Cd; 75-100 mg/kg de Cr; 60-125 mg/kg de Cu; 1500-3000 mg/kg de Mn; 100-400 mg/kg de Pb e 70-400 mg/kg de Zn no solo. Na Holanda, segundo Berton (1992), as concentrações máximas aceitas no solo são:  $< 1$  mg/kg de  $Pb^{2+}$  e  $CrO_4^{2-}$ , entre 1-1000 mg/kg de  $Cd^{2+}$ ,  $Cr^{3+}$ ,  $Fe^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ , e  $Cu^{2+}$ ,  $> 1800$  mg/kg de  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  e  $K^+$  no solo. As diferenças observadas na determinação dos níveis tóxicos, estão principalmente relacionado com as variações das características dos solos, indicando a necessidade de maiores estudos.

O nível crítico na planta é a concentração do elemento nos tecidos vegetais, abaixo do qual o crescimento, a produção ou a qualidade são reduzidos. Okhi citado por Dechen, Bataglia e Santos (1995) definiu o nível crítico de deficiência e toxidez como sendo a concentração do nutriente que reduz em 10% a produção da planta. Esse critério tem sido bastante utilizado no Brasil onde já existe vasta experimentação procurando estabelecer índices apropriados para diversas culturas nas mesmas condições. No entanto, informações sobre os níveis críticos dos nutrientes em espécies arbóreas são bastante escassas e somente para pinus e eucalipto foi encontrado sobre a determinação dos seus níveis críticos para alguns metais pesados. Gonçalves et al. (1992) em estudo sobre a capacidade de absorção e eficiência do uso de nutrientes por espécies arbóreas tropicais de diferentes grupos sucessionais, encontraram na parte aérea de mudas com porte médio, bom vigor vegetativo e aparentemente sem deficiências nutricionais, para *Hymenaea courbaril* em mudas com 237 dias, concentrações de 10,8 g/kg de N; 3,7 g/kg de P; 8,3 g/kg de K e 1,9 g /kg de Ca na matéria seca. Para *Peltophorum dubium* em mudas com 128 dias, concentrações de 90 g/kg de N; 2,5 g/kg de P; 7,8 g/kg de K e 7,4 g/kg de Ca na

matéria seca. Dechen, Bataglia e Santos (1995) apresentaram os níveis críticos dos nutrientes e alguns metais que são micronutrientes, para plantas de pinus cultivadas: 10,3 g/kg de N; 2 g/kg de P; 10 g/kg de K; 2 g/kg de Mg; 2g/kg de S; 60 mg/kg de B; 5 mg/kg de Cu; 100mg/kg de Fe e 200 mg/kg de Mn na matéria seca. Os níveis tóxicos dos metais pesados para as plantas são encontrados em Tabelas sem especificações de espécies. Mengel e Kirkby (1987) apresentam concentrações críticas de alguns metais pesados em plantas, acima das quais são consideradas tóxicas: 5-10mg/kg de Cd; 1-2 mg/kg de Cr; 15-20 mg/kg de Cu; 10-20 mg/kg de Pb e 150-200 mg/kg de Zn na matéria seca. Malavolta (1994) também apresenta uma faixa para os teores considerados como tóxicos no tecido vegetal, porém os seus valores são mais amplos do que os citados acima, sendo: 10-50mg/kg de Cd; 1-9mg/kg de Cr; 14-22mg/kg de Cu; 225-1200mg/kg de Mn e 175-390mg/kg de Zn na matéria seca.

Apesar da existência de algumas faixas de concentrações críticas para metais pesados encontradas na literatura, muito ainda precisa ser estudado, principalmente para espécies arbóreas, que ultimamente vem tornando de grande interesse na recuperação de áreas degradadas.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em de casa de vegetação no Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras-UFLA, no período de janeiro a abril de 1996. Utilizaram-se amostras de um solo contaminado por metais pesados, coletado em área industrial da Companhia Mineira de Metais - CMM, no município de Três Marias-MG, e de um Latossolo Vermelho-Escuro (LE) não contaminado, coletado na camada superficial (0-20cm), no município de São Sebastião da Vitória-MG (Tabela 1). Devido ao elevado grau de contaminação do solo CMM (teores totais em mg/kg de solo: Zn=18600, Cd=135, Pb=600 e Cu=596, além de outros em menores teores), este foi diluído em diferentes proporções com o LE não contaminado de modo a obter as seguintes proporções 0, 20, 40 e 60% (v/v) de solo contaminado, sendo estes considerados níveis de contaminação no presente estudo.

Os solos foram secos ao ar e passados em peneira de malha 5mm. Baseando-se na análise química do material (Tabela 1) procedeu-se a correção da acidêz e do nível de P do solo, com CaO puro, de forma a elevar a saturação por base do solo diluente (LE) e com superfosfato triplo (200mg de P/kg), para atingir valores próximos do solo contaminado, antes da diluição. O LE foi incubado por 15 dias com o teor de umidade em torno de 70% do volume total de poros (VTP). Passado este período, prepararam-se as misturas já mencionadas as quais receberam vermicomposto (10% por peso úmido). As misturas foram completamente homogenizadas e colocadas em vasos plásticos (3,3kg de solo por vaso). Amostras foram retiradas, de cada nível de contaminação para a determinação da análise química (Tabela 2). As análises de fertilidade foram realizadas nos laboratórios da UFLA, utilizando-se a metodologia de Vettori (1969) modificada pela EMBRAPA (1979) e Camargo et al. (1986) e a determinação dos metais pesados feitos no laboratório da Companhia Mineira de Metais-CMM, em Três Marias-MG, com digestão por água régia (Foster,

TABELA 1. Características químicas e físicas dos materiais de solo e vermicomposto antes da aplicação dos tratamentos.

Material	pH	mat org	P	K	Ca	Mg	H+Al	Al	Fe	Cu	Mn	Zn	areia	silte	argila
	água	g/kg	... mg/kg ...			mmol/dm <sup>3</sup>					mg/kg		g/kg		
LE	5,1	25	1	25	3	1	45	3	64,1	9	1,5	2,6	120	270	610
CMM	6,0	23	46	41	26	4	21	1	2,6	448	1,0	2238	430	350	220
Vermicomposto	6,2	131	224	779	73	104	24	1	10	10	99	797			

Análises realizadas nos laboratórios da UFLA.

TABELA 2. Características químicas das misturas dos solos estudados.

Níveis de contaminação	pH	mat. org.	P	K	Ca	Mg	H+Al	Al	Fe	Cd	Cu	Zn	Mn	Pb
	agua	g/kg	mg/kg			mmol/dm <sup>3</sup>					mg/kg			
0%	6,6	43	27	120	31	17	26	1	73200	2	30	76	100	20
20%	6,4	40	37	128	28	20	23	1	68900	35	390	3878	354	202
40%	6,3	35	43	103	26	19	21	1	59500	75	1000	8800	586	427
60%	6,4	34	44	133	26	13	17	1	47700	106	1490	14461	862	707

Análises de fertilidade realizadas nos laboratórios da UFLA e dos metais pesados na CMM.

1995) composta por ácido nítrico e ácido clorídrico na de 3:1 e determinação por espectrofotometria de absorção atômica do teor total no solo.

O experimento constou-se de um fatorial 20 x 4 com 5 repetições, sendo 20 espécies arbóreas (Tabela 3) e os 4 níveis de contaminação. O plantio foi realizado através de mudas com raízes semi-nuas com desenvolvimento adequado para o plantio no campo, apresentando idade variando de 6 a 13 meses e altura 5 a 95cm dependendo da espécie (Tabela 3). As mudas foram formadas em sacos plásticos, em substratos composto de terra de subsolo misturado com palha de arroz carbonizada, no viveiro da CEMIG em Itutinga - MG, sendo transplantadas uma planta por vaso. No transplante, o substrato foi eliminado para reduzir a interferência na resposta das plantas à contaminação. Verificou-se nesta ocasião, a ocorrência de nódulos de rizóbio em *A. mangium*, *A. peregrina*, *M. nictitans*, *Pl. gonoacantha*, *Pip. gonoacantha* e *M. caesalpiniaefolia*. O experimento foi conduzido por 90 dias em casa de vegetação, mantendo-se o solo com umidade próxima de 60% do VTP. Aos 15, 45, 75 e 90 dias após os transplantios (DAT) das mudas, foram avaliadas as alturas das plantas e a presença de sintomas visuais de fitotoxicidade de metais. Foram dados 15 dias após transplante para as plantas se adaptarem. As plantas foram colhidas aos 90 dias após transplante e separadas em raiz, caule e folhas, secos em estufa com circulação de ar a 70°C, pesados e moídos. Posteriormente, efetuou-se a digestão nitro-perclórica do material seco e moído, determinando-se nos extratos, o P pelo método colorimétrico; o K por fotometria de chama; os teores de Ca e Mg por espectrofotometria de absorção atômica (Malavolta, Vitti e Oliveira, 1989). Também por espectrofotometria de absorção atômica foram analisados os metais Cu, Cd, Fe, Mn e Pb e o teor de Zn por espectrofotometria atômica de emissão de plasma, realizados na CMM.

Para os parâmetros vegetativos, avaliaram-se a produção de matéria seca da raiz e da parte aérea (folha e caule), a relação entre a matéria seca da raiz e da parte aérea (R/PA) e a altura final aos 90 dias. Calculou-se a taxa de crescimento diária para os períodos de 15 a 45 DAT (dias após transplante) e de 45 a 75 DAT com sendo:

$$TCD_1 = (\text{altura com 45 DAT} - \text{altura com 15 DAT})/30$$

$$TCD_2 = (\text{altura com 75 DAT} - \text{altura com 45 DAT})/30$$

TABELA 3. Lista das espécies arbóreas estudadas e altura média das mudas por ocasião do plantio nos vasos.

Nome comum	Nome científico	Família	Altura (cm)
Acácia	<i>Acacia mangium</i> L.	Mimosaceae	16,6
Angico amarelo	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng) Taub.	Caesalpinaceae	16,2
Angico vermelho	<i>Anadenanthera peregrina</i> (Benth.) Speg.	Mimosaceae	26,2
Bico de pato	<i>Machaerium nictitans</i> Benth.	Fabaceae	28,8
Cedro	<i>Cedrella fissilis</i> Vell	Meliaceae	22,3
Espeto	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	Flacourtiaceae	37,7
Fedegoso	<i>Senna macranthera</i> (Vell.) I & B.	Caesalpinaceae	20,2
Gravitinga	<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dun.	Solanaceae	14,6
Ipê-roxo	<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart.) Standl..	Bignoniaceae	9,5
Jacarandá branco	<i>Platypodium gonoacantha</i> (Mart.) Macbr	Fabaceae	26,4
Jacaré	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	Mimosaceae	12,7
Jatobá	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Caesalpinaceae	45,9
Louro	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab.	Boraginaceae	29,1
Maria mole	<i>Dendropanax cuneatum</i> (DC.) Dcne. & Planch	Araliaceae	43,4
Óleo balsamo	<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f.	Fabaceae	19,3
Óleo copaíba	<i>Copaifera langsdorffi</i> Desf.	Caesalpinaceae	13,2
Pororoca	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Myrsinaceae	24,9
Sabiá	<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.	Mimosaceae	49,8
Sebastiania	<i>Sebastiania schottiana</i>	Euphorbiaceae	82,4
Trema	<i>Trema micrantha</i> Blume	Ulmaceae	21,2

Avaliou-se também o ganho relativo em altura através do incremento em altura após 90 dias de crescimento nos tratamentos para os níveis 20, 40 e 60% de contaminação, atribuindo-se valor igual 100% ao controle:

$$\text{ganho relativo} = \frac{\text{altura aos 90 DAT} - \text{altura aos 15 DAT no contaminado}}{\text{altura aos 90 DAT} - \text{altura aos 15 DAT no controle}} \times 100$$

A produção de matéria seca relativa foi também calculada considerando-se como 100% o valor da produção obtida. Avaliaram-se os teores e as quantidades acumuladas de nutrientes (P, K, Ca e Mg) e metais pesados (Zn, Cd, Pb, Cu, Fe e Mn) nos tecidos das plantas na raiz e na parte aérea. Para a determinação da quantidade absorvida, bem como a translocação e a acumulação na planta, calcularam-se as razões dos teores (RT-R/PA) e dos acúmulos (RA-R/PA) dos nutrientes e metais pesados entre a matéria seca da raiz e da matéria seca da parte aérea em cada nível de contaminação, como seguem:

$$\text{RT-R/PA} = \frac{\text{teor do elemento na raiz}}{\text{teor do elemento na parte aérea}}$$

$$\text{RA-R/PA} = \frac{\text{quantidade acumulada na raiz}}{\text{quantidade acumulada na parte aérea}}$$

Baseando nas razões dos teores e acúmulos de nutrientes e metais pesados, calcularam-se os coeficientes de impacto da contaminação no teor e acúmulo relativo (CITR E CIAR, respectivamente) como sendo:

$$\text{CITR} = \frac{\text{RT-R/PA no 60\% contaminado}}{\text{RT-R/PA no controle}}$$

$$\text{CIAR} = \frac{\text{RA-R/PA no 60\% contaminado}}{\text{RA-R/PA no controle}}$$

Os dados foram submetidos à análise da variância, testes de médias e regressões lineares e quadráticas pelo programa estatístico SANEST (Sarriés et al., 1992), sendo o cálculo das correlações lineares e outras regressões feitas por meio do programa SAEG (Universidade Federal de Viçosa, s.d.).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Crescimento Vegetativo

Verificou-se efeito significativo para espécies e níveis de contaminação, em todos os parâmetros avaliados (Tabela 1A), com exceção da relação raiz/parte aérea que foi significativo apenas para o fator espécie.

#### 4.1.1 Altura Final de Plantas

A altura final das plantas e os efeitos da contaminação do solo sobre estes parâmetros, encontram-se na Tabela 4. A altura final das espécies variou de 9,4cm para *T. impetiginosa* no nível de 40% de contaminação até 102cm para *S. schottiana* no mesmo nível. Verificou-se que a maioria das espécies reduziu a altura com a contaminação do solo. *C. fissilis* foi a única espécie a aumentar a altura com a contaminação, obtendo o maior valor na contaminação de 60%. Onze espécies responderam linear e negativamente aos níveis de contaminação, sendo que *A. peregrina*, *C. lasiophylla*, *M. nictitans*, *Pip. gonoacantha* e *T. micrantha* mostraram redução linear mais acentuada. Outras três espécies, *H. courbaril*, *M. peruiferum* e *S. granuloso-leprosum*, apresentaram redução da altura de forma menos acentuada, respondendo de forma quadrática. As espécies *C. fissilis*, *C. langsdorffi*, *C. trichotoma*, *Pl. gonoacantha*, *S. macranthera* e *T. impetiginosa* não apresentaram ajustes aos modelos polinomiais testados. As espécies menos afetadas pela contaminação, apresentaram crescimento lento, como por exemplo *C. langsdorffi*. A espécie *Pip. gonoacantha* que apresenta crescimento rápido, (Carvalho, 1994) foi mais afetada,



TABELA 4. Altura final média e regressão para os níveis de contaminação, das espécies, após 90 dias de crescimento.

Espécie	Níveis de Contaminação, %				Regressão	
	0	20	40	60	Mod	r <sup>2</sup>
	..... cm .....					
<i>A. mangium</i>	32,7	26,0	19,6	23,2	L	0,66*
<i>A. peregrina</i>	42,7	40,3	23,9	28,1	L	0,72**
<i>C. lasiophylla</i>	39,8	30,6	24,5	26,3	L	0,78**
<i>C. fissilis</i>	25,8	27,8	26,7	32,8	s.a.	
<i>C. langsdorffi</i>	17,8	15,0	17,1	11,1	s.a.	
<i>C. trichotoma</i>	32,5	31,9	29,0	28,2	s.a.	
<i>D. cuneatum</i>	51,8	50,8	43,1	35,5	L	0,92**
<i>H. courbaril</i>	55,8	45,3	42,9	48,7	Q	1,00*
<i>M. nictitans</i>	43,1	39,9	29,3	25,7	L	0,95**
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	84,0	80,2	65,1	58,2	L	0,95**
<i>M. peruiferum</i>	39,2	20,2	20,2	15,7	Q	0,92*
<i>M. umbellata</i>	35,1	34,4	26,8	27,2	L	0,81*
<i>P. dubium</i>	30,8	24,8	19,8	20,3	L	0,85*
<i>Pip. gonoacantha</i>	41,1	27,8	17,6	11,6	L	0,97**
<i>Pl. gonoacantha</i>	33,8	24,6	22,4	26,3	s.a.	
<i>S. schottiana</i>	100,8	95,0	102,1	82,3	L	0,78**
<i>S. macranthera</i>	30,5	29,3	18,4	29,2	s.a.	
<i>S. granuloso-leprosum</i>	34,9	25,3	26,4	31,1	Q	0,96*
<i>T. impetiginosa</i>	10,9	11,7	9,4	11,3	s.a.	
<i>T. micrantha</i>	57,7	60,9	39,4	35,8	L	0,79**

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a. - sem ajuste.

L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.

reduzindo em mais de 70% a sua altura no nível 60% de contaminação, em relação ao nível não contaminado.

#### 4.1.2 Incremento em Altura

O ganho relativo em altura fazendo-se o controle igual a 100%, para cada nível de contaminação, encontra-se na Figura 1. Para todos os níveis de contaminação, as espécies que apresentaram ganho relativo em altura superior a 80%, foram consideradas pouco sensíveis à contaminação; as espécies que encontraram-se entre 50-80% consideradas moderadamente sensíveis e abaixo de 50% considerada sensível à contaminação. O ganho de crescimento em altura foi superior a 80% do controle em nove espécies no nível de 20% de contaminação e em apenas duas espécies nos níveis mais elevados. No nível baixo de contaminação (nível de 20%), apenas *Pl. gonoacantha* e *M. peruiferam* foram inferiores a 50%, indicando serem mais afetadas pelos metais pesados no solo. Nos níveis 40 e 60% de contaminação, apenas duas espécies atingiram incremento relativo superior a 80%, *S. schottiana* e *C. fissilis*. No nível intermediário de contaminação, *M. caesalpiniaefolia*, *C. fissilis* e *S. granuloso-leprosum* mostraram crescimento em altura moderadamente afetado, apresentando ganho relativo em altura entre 50 e 80%. A maioria das espécies apresentou incremento relativo inferior a 50% no mais alto nível de contaminação, indicando a elevada fitotoxicidade do solo. *S. Scottiana*, apesar de ser a única espécie a apresentar ganho relativo em altura superior a 80% no nível intermediário (40% de contaminação), teve o crescimento bastante afetado quando passou do nível de 40 para 60% de contaminação (Figura 1), onde apenas *C. fissilis* cresceu satisfatoriamente.

As espécies *M. umbellata*, *C. trichotoma*, *C. lasiophylla* e *D. cuneatum* apresentaram ganho relativo em altura no nível 20% de contaminação, superior a 80%, evidenciando baixa inibição em baixos níveis de contaminação. Nos níveis mais elevados de contaminação, portanto, houve forte redução e o ganho relativo foi inferior a 50% (Figura 1). Essas diferenças de comportamento podem estar relacionadas a diferentes capacidades de tolerar níveis tóxicos de metais, através dos diferentes metabolismos das espécies. A espécie *T. impetiginosa* foi marcadamente inibida com a contaminação no nível de 20%, nas contaminações seguintes o ganho

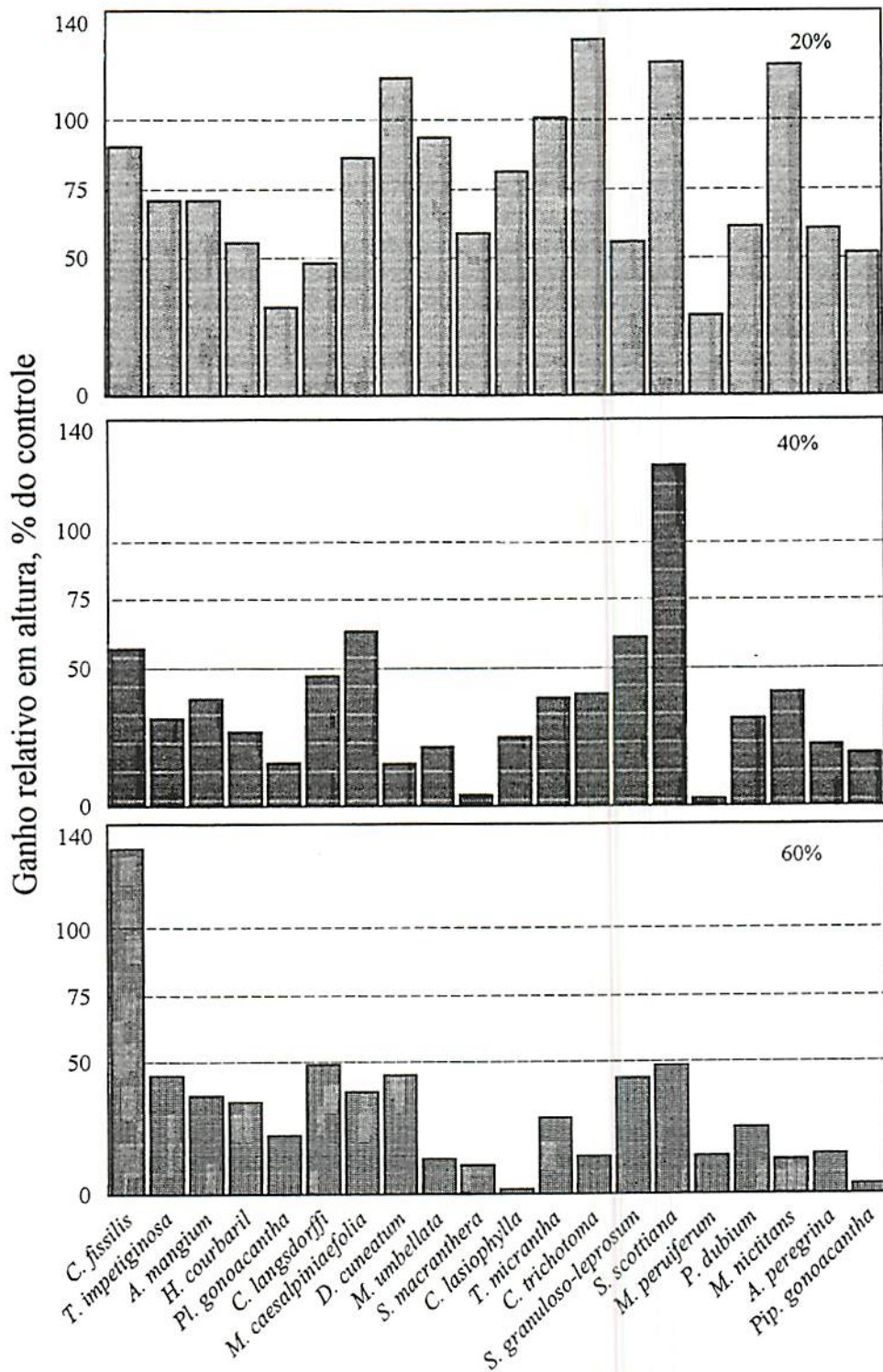


FIGURA 1. Ganho relativo em altura (incremento no tratamento sem contaminação=100%), das 20 espécies arbóreas nos níveis de contaminação 20, 40 e 60%, 90 dias de crescimento.

relativo em altura foi inferior a 50%, enquanto que *C. langsdorffi* apresentou ganho relativo próximo a 50% e permanecendo em todos os níveis de contaminação.

O crescimento de *C. fissilis* foi reduzido até o nível de 40% de contaminação, depois no nível seguinte houve um acréscimo no ganho de altura, indicando que a espécie foi capaz de aumentar seu crescimento com alta contaminação, através da indução de algum mecanismo de tolerância. Baker et al. (1986) encontraram que *Holcus lanatus* foi capaz de induzir tolerância a Cd, quando cresceu em solo rico nesse metal, apresentando resposta estimulatória ao crescimento radicular.

A contaminação reduziu drasticamente o crescimento em altura de todas as espécies, exceto para *C. fissilis* no nível de maior contaminação, que apresentou ganho relativo em altura superior ao controle.

#### 4.1.3 Taxa de Crescimento Diário

As taxas de crescimento diário (TCD) das vinte espécies arbóreas crescidas nos quatro níveis de contaminação com metais, nos períodos de 15 a 45 (TCD<sub>1</sub>) e de 45 a 75 (TCD<sub>2</sub>) dias após transplântio das mudas, encontram-se na Tabela 5. As espécies são comparadas na coluna dentro de cada nível, pelo teste de média e o comportamento da espécie em relação aos níveis de contaminação, é analisado por regressão polinomial. Os modelos polinomiais que se ajustaram à TCD<sub>1</sub>, em função da contaminação, foram lineares, sendo que não foi encontrado ajuste para onze espécies, embora a redução da TCD<sub>1</sub> tenha sido elevada. Algumas espécies apresentaram TCD muito elevada no solo sem contaminação, variando de 85,4mm/dia para *T. micrantha* a apenas 4,2mm/dia para *C. lasiophylla*, nos primeiros 45 dias (Tabela 5). Já no solo com 60% de contaminação os valores de TCD variaram de 29,0mm/dia para *S. schottiana* a apenas 1,5mm/dia para *C. trichotoma*, evidenciando o crescimento lento da espécie.

Para comparar entre as espécies o efeito da contaminação na taxa de crescimento diária, calculou-se o quociente de crescimento relativo (QCR), que considera a TDC no controle igual a 100%. A maioria das espécies foram afetadas já nos primeiros 45 dias após transplântios para o solo contaminado. As espécies *A. peregrina*, *C. trichotoma*, *H. courbaril*, *M. nictitans* e *Pip. gonoacantha* foram as mais afetadas no primeiro período, enquanto *C. fissilis* e *C. langsdorffi*,

TABELA 5. Taxa de crescimento diária (mm/dia) e quociente de crescimento relativo (QCR)<sup>1</sup> das espécies nos diversos níveis de contaminação, para os períodos de 15 a 45 e de 45 a 75 dias após transplântio.

Espécie	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>	QCR %	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>	QCR %
	0	20	40	60			0	20	40	60		
	15 a 45 dias						45 a 75 dias					
<i>A. mangium</i>	24,5bcdef	20,6cde	13,6abc	12,5abc	s.a.	51	17,3cd	13,7bcd	6,1cd	7,8ab	L 0,81**	45
<i>A. peregrina</i>	43,7bcd	33,1cde	14,5abc	8,2abc	L 0,97**	19	12,2cd	0,3d	0,9d	0,4b	L 0,59*	3
<i>C. lasiophylla</i>	4,2f	2,1e	2,1c	1,6c	s.a.	38	2,0cd	3,3cd	3,2cd	0,6b	s.a.	30
<i>C. fissilis</i>	4,6f	6,3e	3,5c	11,8abc	s.a.	258	1,0d	2,3d	1,3cd	1,9b	s.a.	193
<i>C. langsdorffi</i>	8,5ef	5,9e	5,6bc	7,9abc	s.a.	93	3,4cd	0,9d	2,1cd	0,3b	s.a.	9
<i>C. trichotoma</i>	8,6ef	13,5cde	3,8c	1,5c	s.a.	16	5,5cd	1,0d	0,73d	1,4b	s.a.	25
<i>D. cuneatum</i>	11,8def	21,0cde	3,5c	6,2abc	s.a.	53	13,5cd	10,1bcd	1,5cd	6,3ab	s.a.	47
<i>H. courbaril</i>	16,2cdef	15,2cde	4,4c	3,1c	L 0,87*	19	12,1cd	2,9d	4,6cd	6,9ab	s.a.	57
<i>M. nictitans</i>	33,1bcdef	39,5abcd	12,9abc	5,3abc	L 0,77**	16	13,7cd	1,2d	8,5cd	0,7b	L 0,43*	5
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	52,3b	54,9ab	41,5a	24,4abc	L 0,82**	47	52,3ab	41,6a	25,8ab	17,7a	L 0,97**	34
<i>M. peruiferum</i>	15,3cdef	5,9e	2,7c	6,4abc	s.a.	42	10,9cd	5,7cd	0,3d	0,5b	L 0,88*	5
<i>M. umbellata</i>	9,5ef	6,7de	4,1c	2,1c	s.a.	23	10,3cd	10,6bcd	1,3cd	1,2b	L 0,79**	12
<i>P. dubium</i>	28,7bcdef	16,9cde	9,8abc	7,3abc	L 0,92**	26	7,3cd	7,3bcd	3,2cd	1,9b	s.a.	26
<i>Pip. gonoacantha</i>	31,4bcdef	20,7cde	14,3abc	4,1bc	L 0,99**	13	67,7a	27,1abc	4,6cd	0,7b	L 0,88**	0,9
<i>Pl. gonoacantha</i>	10,4ef	10,9cde	7,4bc	7,1abc	s.a.	69	21,7cd	3,2cd	0,9d	2,7b	Q 0,97**	12
<i>S. schottiana</i>	39,6bcde	40,3abc	37,2ab	29,0a	s.a.	73	22,3cd	29,8ab	28,2a	1,8b	Q 0,97**	8
<i>S. macranthera</i>	22,2bcdef	14,4cde	2,1c	5,3abc	L 0,80*	24	6,0cd	4,6cd	0,9d	0,3b	s.a.	4
<i>S. granuloso-leprosum</i>	44,2bc	25,7bcde	24,4abc	19,8abc	L 0,80**	45	20,3cd	8,4bcd	14,2bc	8,1ab	s.a.	40
<i>T. impetiginosa</i>	4,7f	1,9e	1,1c	1,6c	s.a.	34	0,9d	1,1d	0,7d	4,3b	s.a.	458
<i>T. micrantha</i>	85,4a	69,7a	42,1a	28,6ab	L 0,98**	33	28,7bc	46,7a	5,8cd	5,7ab	L 0,51**	20

Médiass seguidas por letras distintas na coluna diferem entre si (Tukey 5%).

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a. - sem ajuste; L- Regressão Linear.

<sup>1</sup>QCR=(TCD no nível 60% de contaminação/TCD no nível 0% de contaminação)x100

foram menos afetadas apresentando QCR próximo ou superior a 100% (Tabela 5). Todas as espécies que apresentaram alta taxa de crescimento na primeira época, se ajustaram aos modelos polinomiais testados, com exceção de *S. schottiana* que não se ajustou a nenhum modelo. Neste período, *T. micrantha* e *S. schottiana* foram as espécies que apresentaram maior taxa de crescimento, exceto para o nível 60% de contaminação (Tabela 5). O crescimento rápido destas espécies pode ser ocasionado por maior absorção de metais, afetando o estabelecimento da planta nos níveis de maior concentração. Este efeito tem relação com a absorção e será abordado mais adiante. O comportamento das espécies *M. caesalpiniaefolia* e *S. granuloso-leprosum* que também apresentaram rápido crescimento, foram muito semelhante a *T. micrantha*, indicando já nos primeiros 45 dias forte efeito dos metais nestas espécies.

A TCD<sub>2</sub> foi afetada e negativamente pela contaminação em oito espécies e em apenas duas espécies verificou-se resposta quadrática (Tabela 5). O efeito da contaminação na redução da TCD<sub>2</sub> neste período foi também muito variável e diferente da TCD<sub>1</sub> nos primeiros 45 dias de crescimento. Nesta época, verificou-se que a maioria das espécies reduziu a TCD<sub>2</sub> em relação ao período de avaliação anterior, mesmo na ausência de metais pesados. No controle apenas *D. cuneatum*, *M. umbellata*, *Pip. gonoacantha* e *Pl. gonoacantha* aumentaram a TCD<sub>2</sub> e *M. caesalpiniaefolia* não alterou. O acréscimo observado na TCD<sub>2</sub> para *Pip. gonoacantha*, nos níveis de 0 e 20% de contaminação, evidenciou ainda mais o grande efeito da contaminação, sobre a espécie, pois verificou-se forte redução na TCD<sub>2</sub> nos níveis de maior contaminação.

O quociente de crescimento relativo (QCD) obtido pela TCD<sub>2</sub> no nível 60% de contaminação em relação ao controle, mostrou que a maioria das espécies, reduziu o QCD em relação a primeira época, indicando que as espécies foram mais afetadas após 45 dias do transplante isto provavelmente devido ao acúmulo dos elementos fototóxicos pela absorção. A *T. impetiginosa* aumentou bruscamente a TCD<sub>2</sub> no nível 60% de contaminação, mostrando ter sido estimulada pela alta concentração de metais no solo e *C. fissilis* continuou apresentando alto QCD. As espécies *A. peregrina*, *M. nictitans*, *C. langsdorffi*, *M. peruiferum*, *Pip. gonoacantha*, *S. schottiana* e *S. macranthera* tiveram a TCD<sub>2</sub> mais afetada pela contaminação, apresentando baixos valores de QCR.

A *C. fissilis* apresentou em ambas as épocas baixa TCD em todos os níveis de contaminação (Tabela 5), porém verificou-se um acréscimo na taxa de crescimento nos níveis 20 e

60% de contaminação, indicando o menor efeito tóxico da contaminação sobre a espécie. A *M. caesalpiniaefolia* que apresentou alta TCD em todos os níveis de contaminação, nos dois períodos estudados, foi muito afetada pelos excessos de metais. *P. dubium* e *S. macranthera* TCD<sub>1</sub> mostraram alta taxa de crescimento com respostas lineares à contaminação e no período, seguinte com a redução da taxa de crescimento, não houve ajuste polinomial. Na fase inicial de crescimento de mudas, as espécies que apresentaram taxa de crescimento relativo mais alta foram mais negativamente afetadas, mostrando respostas mais nítidas a adição crescente de contaminação. Com apenas duas exceções, *C. fissilis* e *T. impetiginosa*, o crescimento das espécies foi drasticamente reduzido pela contaminação, sendo que sete espécies praticamente paralizaram seu crescimento no solo contaminado.

#### 4.1.4 Produção de Matéria Seca

O aumento na proporção de solo contaminado afetou negativamente a produção de matéria seca da parte aérea, sendo este efeito diferenciado para espécies. A elevação da contaminação causou reduções lineares na produção de nove espécies, teve efeito quadrático em três e não apresentou ajuste a nenhum dos modelos polinomiais testados, em oito espécies (Figura 2). Sete espécies tiveram produção de matéria seca da parte aérea mais afetada a partir do nível intermediário de contaminação. A magnitude do impacto do nível de contaminação variou muito dentre as espécies, sendo *H. courbaril*, *C. fissilis*, *A. mangium*, *T. impetiginosa* e *C. langsdorffii* as menos afetadas. Outras espécies como *D. cuneatum*, *P. dubium*, *S. schottiana*, *T. micrantha*, *A. peregrina*, *M. nictitans*, *S. macranthera*, *Pip. gonoacantha* foram marcadamente inibidas pela contaminação. A *M. caesalpiniaefolia* e *S. granuloso-leprosum* apresentaram aumento na matéria seca da parte aérea no nível 20% de contaminação, com redução nos níveis seguintes (Figura 2), possivelmente até no baixo nível de contaminação a presença dos metais possa ter estimulado o crescimento das espécies. Em *H. courbaril* e *C. lasiophylla* a contaminação reduziu a matéria seca da parte aérea até o nível de 40%, no nível seguinte verifica-se aumento neste parâmetro. Apesar do acréscimo verificado na produção de matéria seca de parte aérea para *C. lasiophylla*, esta mostrou forte redução no nível 60% de contaminação em relação ao controle, enquanto que *H. courbaril* teve aproximadamente a mesma produção nos níveis 0 e 60% de

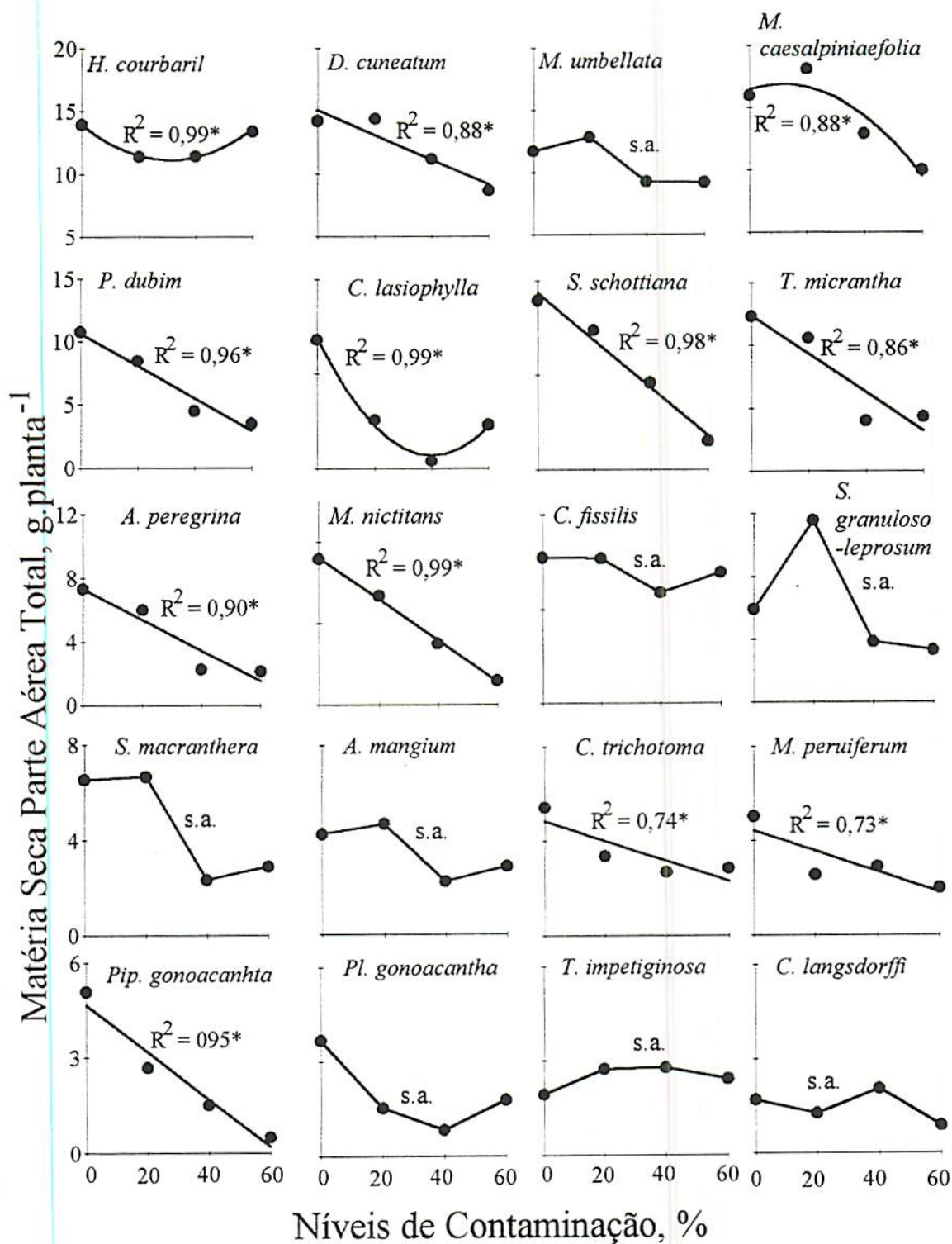


FIGURA 2. Respostas de mudas de espécies arbóreas a níveis de contaminação do solo com metais pesados. \*  $p \leq 0,05$ ; s.a.-sem ajuste. Equações de regressão na Tabela 2A.



contaminação. Como verificado na Tabela 5, *H. courbaril* apresentou acréscimo na TCD<sub>2</sub> nos níveis de maior contaminação, refletindo na produção da matéria seca da parte aérea, sendo que na TCD<sub>1</sub>, mostrou ser mais sensível.

Considerando-se que a produção de matéria seca total é o principal parâmetro afetado quando a planta encontra-se em condições de estresse, foi calculada a produção de matéria seca total relativa com o objetivo de agrupar as espécies quanto ao efeito da contaminação. Dessa forma as espécies foram categorizadas em quatro grupos, sendo as espécies pouco sensíveis com produção acima de 75% de matéria seca, sensíveis aquelas que produziram entre 50-75%, muito sensíveis entre 25-50% e altamente sensíveis as espécies que produziram menos de 25% de matéria seca total em relação a máxima produzida nos tratamentos (Figura 3). Plantas das espécies *C. fissilis*, *A. mangium*, *T. impetiginosa* e *H. courbaril* mostraram-se tolerantes, produzindo matéria seca superior a 75% no nível 60% de contaminação em relação a produção máxima, enquanto outras menores que 50%, *S. granuloso-leprosum*, *S. schottiana*, *M. peruiiferum*, *P. dubim*, *M. nictitans*, *A. peregrina* e *Pip. gonoacantha*, foram muito inibidas pela presença dos metais (Figura 3). A *C. fissilis*, *T. impetiginosa*, *A. mangium* e *H. courbaril* apresentaram como pouco sensíveis, enquanto *A. peregrina* e *Pip. gonoacantha* comportaram-se como altamente sensíveis à contaminação.

A matéria seca da raiz também foi alterada em função do aumento da contaminação, onde onze espécies apresentaram redução linear, oito não se ajustaram a nenhum modelo polinomial, porém sete espécies apresentaram tendência linear e uma quadrática (Figura 4). Apenas *C. fissilis* apresentou redução quadrática. Cinco espécies foram somente afetadas nos níveis mais elevados de contaminação, porém com 40% de contaminação, estas espécies mostraram forte redução na matéria seca da raiz. *A. peregrina*, *M. umbellata*, *S. macranthera* e *Pip. gonoacantha* mostraram ser as espécies que tiveram a matéria seca da raiz mais afetada pela contaminação, no entanto, *M. umbellata* e *S. macranthera* apresentaram acúmulo relativo de matéria seca entre 50 e 75% mostrando algum efeito da contaminação e *A. peregrina* e *Pip. gonoacantha* tiveram menos de 25% de produção de matéria seca total indicando serem altamente sensíveis (Figura 3). *S. macranthera* e *Pip. gonoacantha* demonstraram comportamento bastante semelhantes em todos os parâmetros observados, porém, a maior produção de matéria seca total relativa de *S. macranthera*, confere a essa ser menos sensível aos efeitos da contaminação. Denny e Wilkins

(1987) observaram que tanto os genótipos de *Betula* spp. tolerantes quanto os não tolerantes a toxidez de zinco, tiveram o crescimento radicular e a matéria seca da raiz e da parte aérea reduzidos com o aumento da concentração de zinco, no entanto o comprimento radicular e a produção de matéria seca foram superiores nos genótipos tolerantes de *Betula* spp do que nos genótipos não tolerantes. *C. fissilis* mostrou-se insensível aos metais, sendo capaz de aumentar a produção de matéria seca da raiz no nível de 60% de contaminação. Este resultado é confirmando quando se observa o incremento relativo em altura (Figura 1) e o acúmulo de matéria seca total relativa (Figura 3), que chega a 95% de máxima produção da matéria seca na maior concentração de metais.

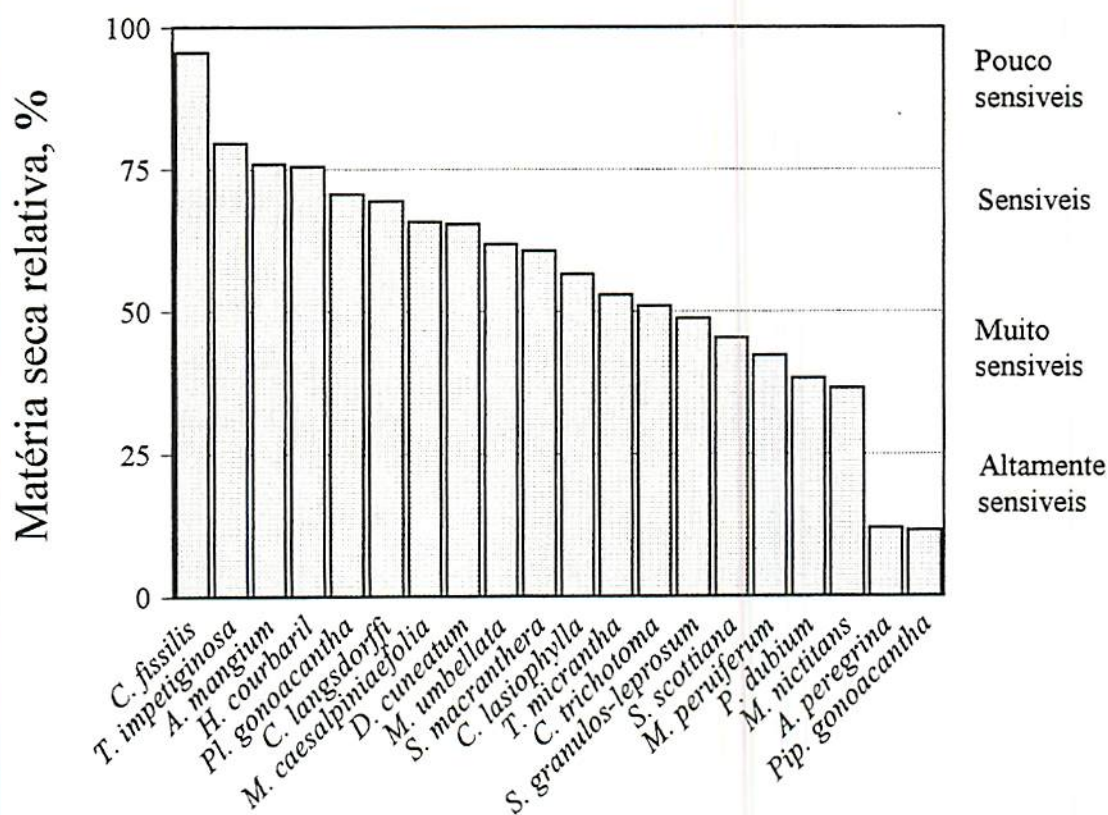


FIGURA 3. Matéria seca total (raiz + parte aérea) no nível de 60% de contaminação, relativa à máxima obtida (atribuindo 100%), para cada espécie.

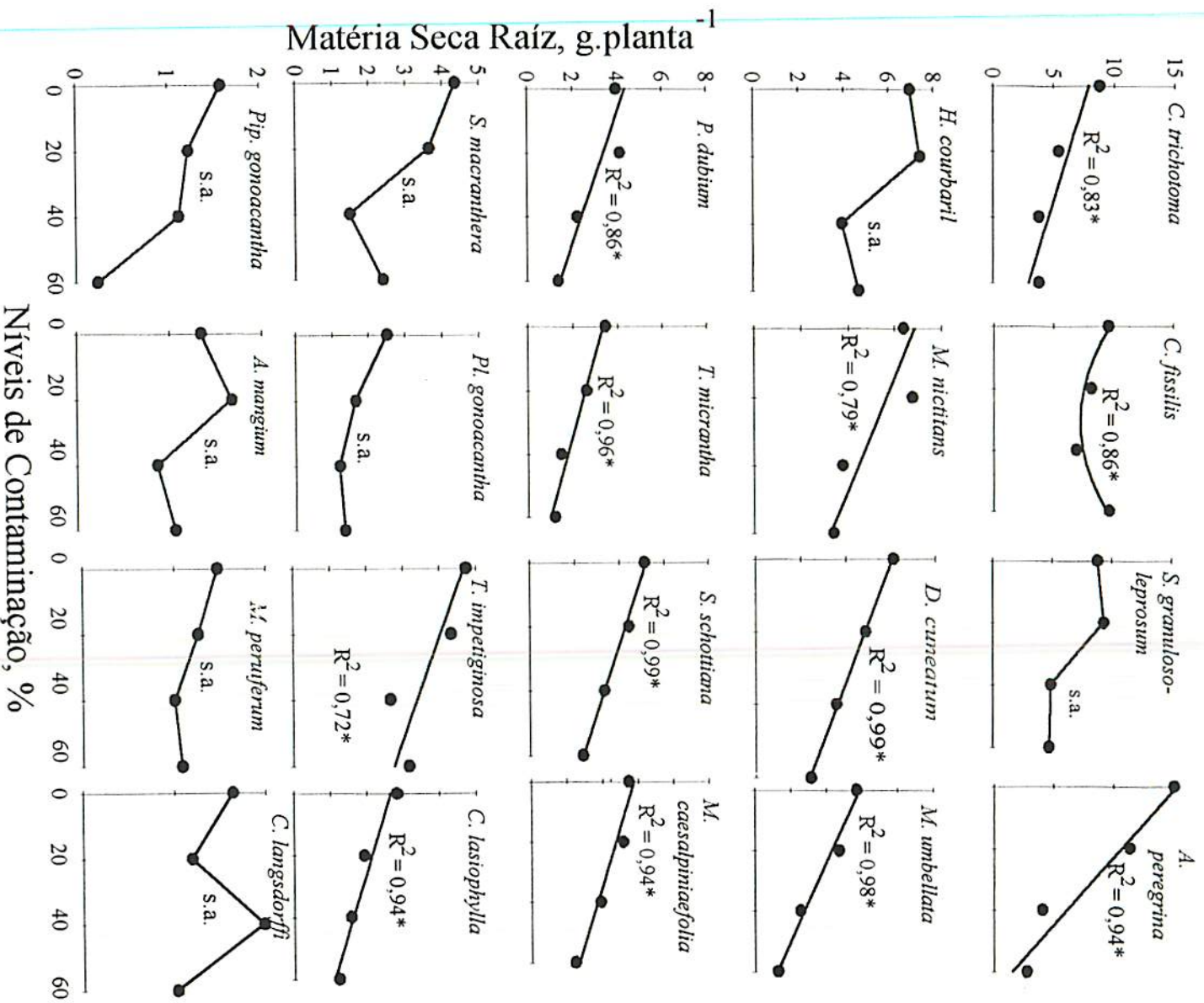


FIGURA 4. Respostas de mudas de espécies arbóreas a níveis de contaminação do solo com metais pesados. \*  $p \leq 0,05$ ; s.a.-sem ajuste. Equações de regressão na Tabela 2A.

Os níveis de contaminação não influenciaram a razão entre a matéria seca da raiz e matéria seca da parte aérea R/PA das espécies (Tabela 1A), indicando que tanto raiz quanto parte aérea foram afetadas na mesma proporção pelo excesso de metais no solo. As espécies *A. peregrina*, *T. impetiginosa* e *C. trichotoma* seguidas por *S. granuloso-leprosum* e *C. langsdorffi* apresentaram maior produção de matéria seca de raiz em relação a parte aérea (Figura 5). As demais espécies demonstraram investirem mais na parte aérea.

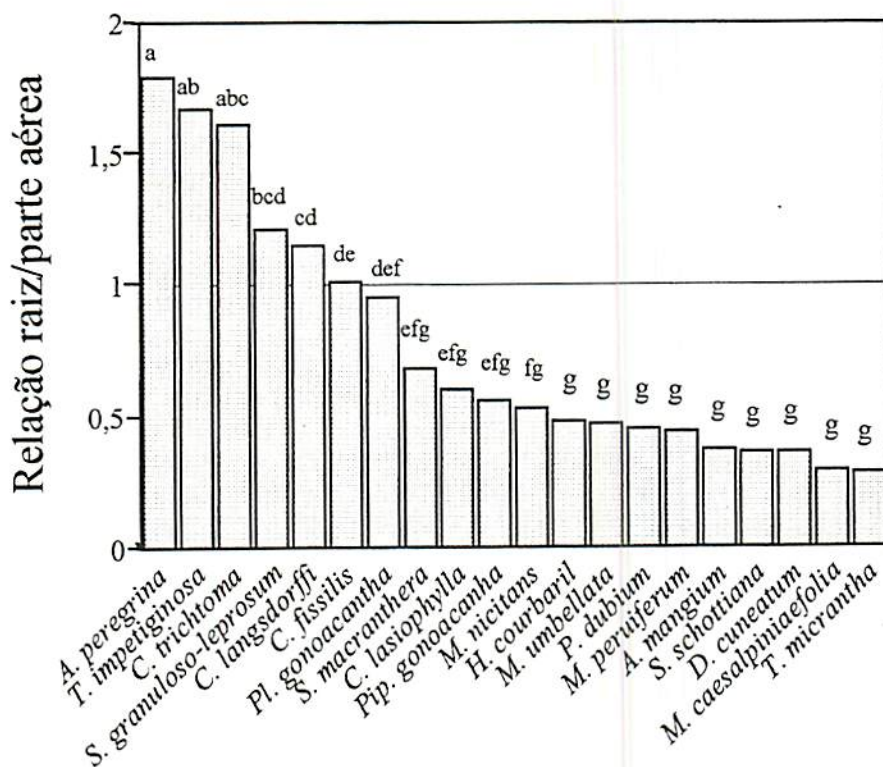


FIGURA 5. Relação da matéria seca da raiz/parte aérea total (R/PA) das espécies arbóreas em solo contaminado com metais pesados.

#### 4.1.5 Sintomas de Fitotoxidez

As espécies apresentaram a partir de 17 dias de crescimento no solo contaminado, sintomas variados de fitotoxidez de metais (Tabela 6 e Figuras 6 e 7), sendo os principais sintomas observados a clorose das folhas novas e algumas seguidas por branqueamento; redução no

crescimento; desfolhamento e murchamento; redução da ramificação de raízes, considerados sintomas típicos de toxidez de Zn (Malavolta, 1980). Os sintomas geralmente apareciam ao mesmo tempo nos níveis 40 e 60% de contaminação e esses, muitas vezes foram semelhantes em ambos.

O aparecimento de sintomas já aos 17 dias após transplântio corrobora com as reduções em crescimento verificadas no período de 15 a 45 dias. No nível de 20% de contaminação dez espécies apresentaram clorose nas folhas novas e em oito espécies foram verificadas redução no crescimento. As espécies *C. fissilis*, *H. courbaril*, *M. umbellata*, *P. dubium* e *T. micrantha* não apresentaram sintomas no nível 20 de contaminação. Os sintomas observados nos níveis 40 e 60% de contaminação foram mais intensos e todas as espécies mostraram alguma anormalidade visual, indicando alteração em seu metabolismo nutricional. Nestes níveis de contaminação verificaram-se que dezoito espécies apresentaram clorose nas folhas novas, redução no crescimento e redução no crescimento radicular. A clorose observada na maioria das espécies pode estar relacionada com a deficiência de algum elemento, como Fe, Mn ou Mg, que participa da formação, multiplicação e funcionamento dos cloroplastos ou na síntese de clorofila. A deficiência destes nutrientes, possivelmente, está relacionada com o desequilíbrio no processo de absorção, através da inibição competitiva com outros íons, como por exemplo o Zn e Cd. Estes possíveis efeitos serão discutidos mais adiante.

#### 4.2 Teores de P, K, Ca e Mg nos Tecidos Vegetais

Os efeitos dos fatores estudados exercem efeitos significativos sobre os teores de nutrientes na raiz e parte aérea, das plantas (Tabelas 3A, 4A e 5A), sendo que, apenas o teor de Mg não foi influenciado pela contaminação do solo.

A maioria das espécies apresentaram respostas do tipo polimomial para os teores de P em função dos níveis de contaminação (Tabela 7), enquanto os teores na raiz se ajustaram ao modelo linear negativo para cinco espécies e positivo para *A. peregrina*, outras seis ao modelo quadrático. Muitas espécies mostraram redução no teor de P na matéria seca da raiz com a contaminação,

TABELA 6. Sintomas visuais de fitotoxidez observados nas plantas, ao longo de 90 dias de crescimento das plantas em solos com diferentes níveis de contaminação.

Espécie	20% de contaminação	40% ou 60% de contaminação
<i>A. mangium</i>	CFN	CFNb; RC
<i>A. peregrina</i>	CFN; RC	CFN; D; M; RC; ER; RR
<i>C. lasiophylla</i>	D	CFN; D; RC
<i>C. fissilis</i>	-	CFN; RR; RF
<i>C. langsdorffi</i>	CFN	CFN; RF (60%)*; RC
<i>C. trichotoma</i>	CFN; D; RC; ER; RR	CFN; RC; M; D; ER; RR
<i>D. cuneatum</i>	CFN	CFN; RC; M; ER; RR
<i>H. courbaril</i>	-	CFN; RC; ER; RR
<i>M. nictitans</i>	RC	RC; D; ER; M, morte (60%)
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	CFN seguidas de manchas necróticas, que desaparecem com o tempo.	
	-	CFN; RC; ER; RR
<i>M. peruiferum</i>	CFN; RF; RC	CFN; M; RF; RC; RR
<i>M. umbellata</i>	-	CFN (60%); M; RC; ER; RR
<i>P. dubium</i>	-	CFNb; CFV; RC; D; ER; RR
<i>Pip. gonoacantha</i>	CFN; RC	CFNb; RC; D; M; ER; RR, morte (60%)
<i>Pl. gonoacantha</i>	CFNb; RC; folhas velhas verde mais claro	CFN; M (60%); RC; folhas velhas verde mais claro
<i>S. schottiana</i>	CFN; RC	CFN seguidas de avermelhamento das bordas e algum próximo à nervura; RC; D (60%); ER; RR
<i>S. macranthera</i>	CFN	CFN; RC; D; ER; RR
<i>S. granuloso-leprosum</i>	RC	CFN; D; RC; RR
<i>T. impetiginosa</i>	CFN; D	CFN; D
<i>T. micrantha</i>	-	manchas claras seguidas de manchas necróticas; RC; encarquilhamento das folhas; folhas verde claro; RR

<sup>1</sup>CFN=clorose nas folhas novas; CFNb=clorose nas folhas novas seguidas de branqueamento; CFV=clorose nas folhas velhas; RF=redução dos folíolos; RC=redução no crescimento; M=murchamento; D=desfolhamento; RR=redução de ramificação das raízes; ER=engrossamento radicular.

\*só ocorre no nível 60% de contaminação.

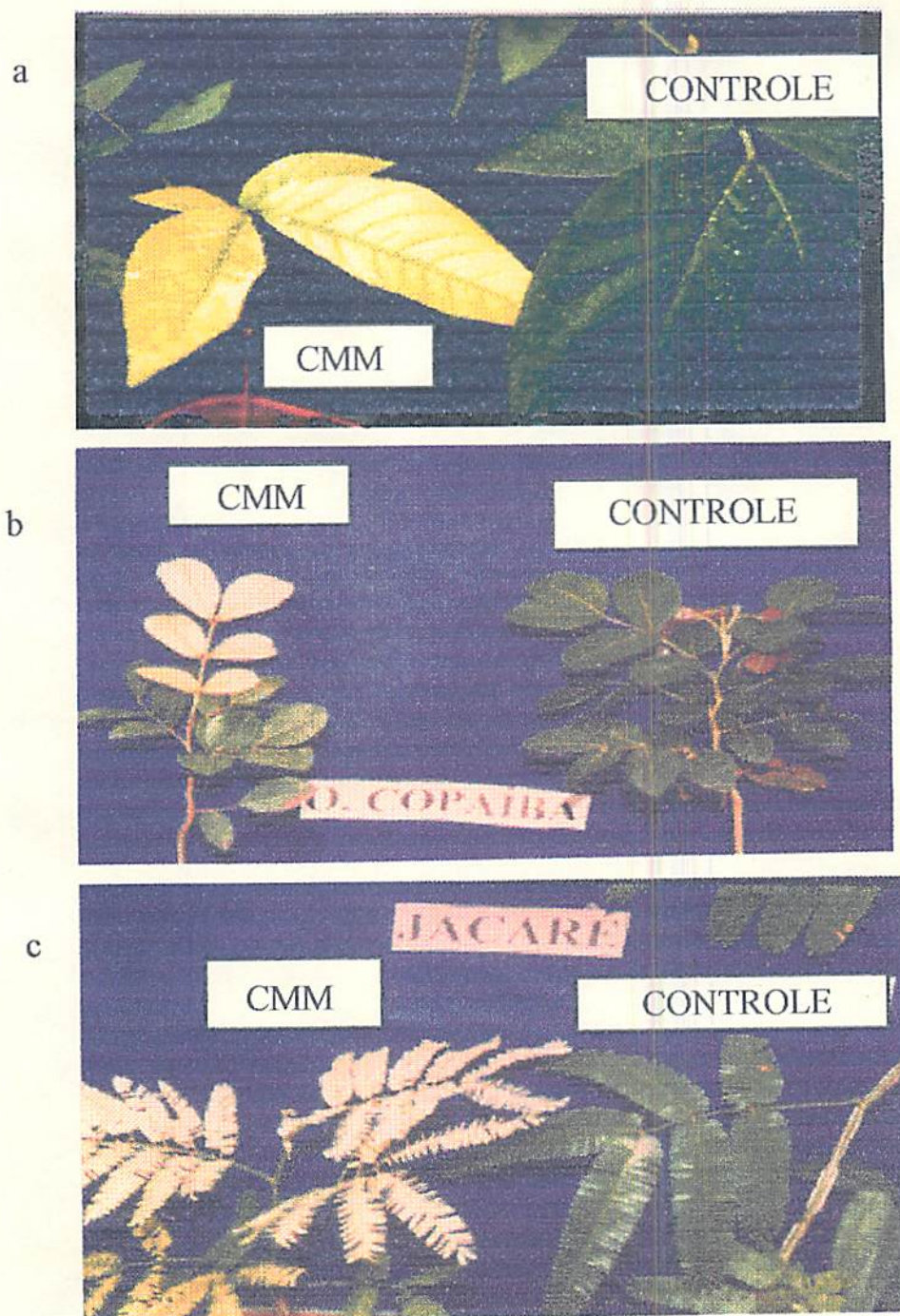


FIGURA 6. Principais sintomas observados na parte aérea de plantas afetadas por metais pesados. a-clorose das folhas novas (rede verde fina das nervuras sobre fundo amarelado) em *S. macranthera*; b-clorose das folhas em *C. langsdorffi*; c- clorose das folhas novas seguidas de branqueamento em *Pip. gonoacantha*.

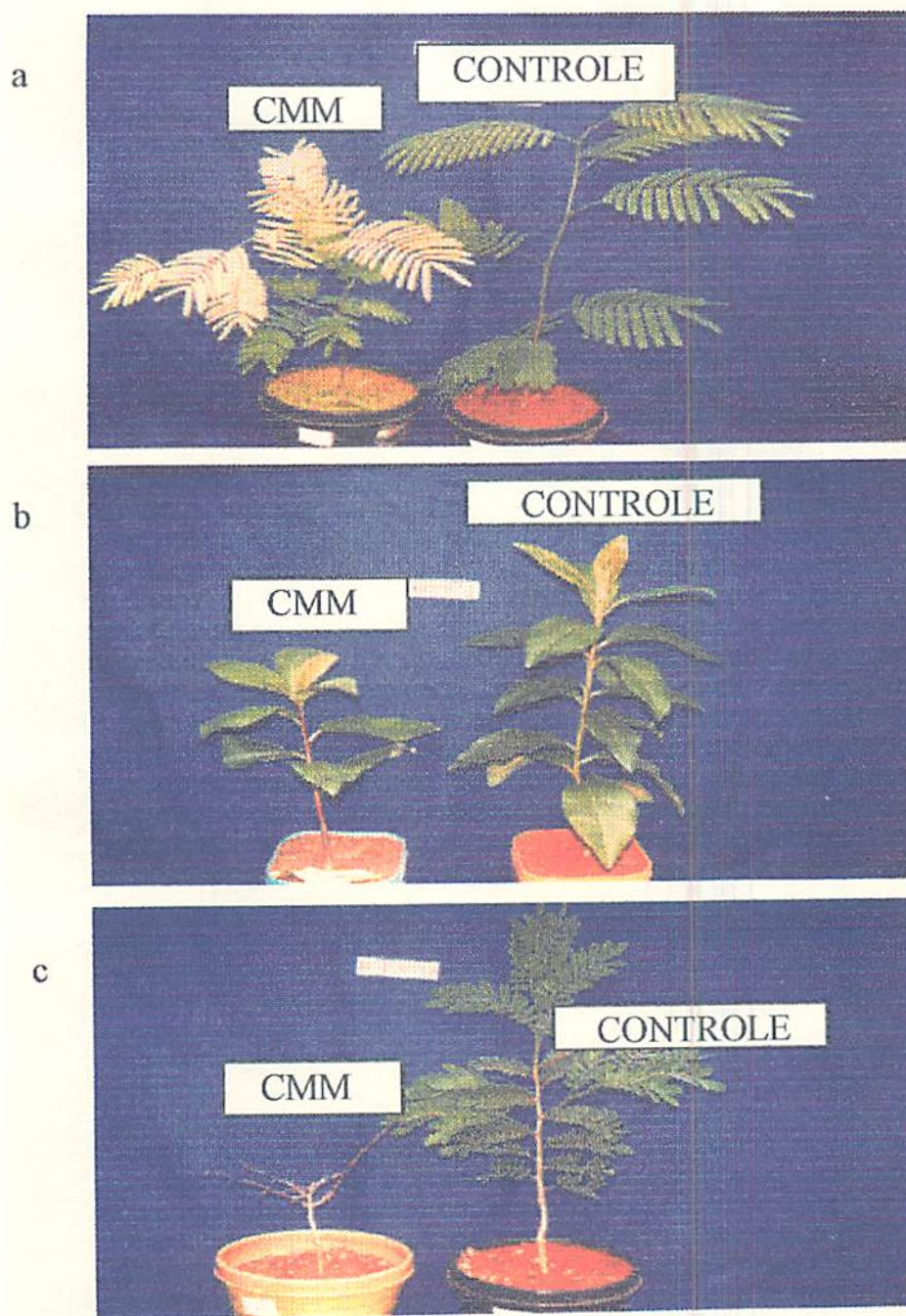


FIGURA 7. Principais sintomas observados na parte aérea de plantas afetadas por metais pesados. a-clorose das folhas novas seguida por branqueamento e redução do crescimento em *A. peregrina*; b-redução no crescimento em *M. umbellata*; c-desfolhamento e redução no crescimento seguida por morte da planta em *M. nictitans*.



TABELA 7. Médias e regressão para teor de P na raiz e na parte aérea total das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais.

Espécie	Níveis de Contaminação, %				Regressão		Níveis de Contaminação, %				Regressão			
	0	20	40	60	Mod	r <sup>2</sup>	0	20	40	60	Mod	r <sup>2</sup>		
	..... Parte aérea total (g/kg) .....							..... Raiz (g/kg) .....						
<i>A. mangium</i>	1,18	0,61	0,55	0,42	L	0,81**	0,92	0,59	0,45	0,31	L	0,95*		
<i>A. peregrina</i>	1,71	1,08	1,33	1,84	Q	0,95**	1,09	0,94	1,72	2,06	L	0,82**		
<i>C. lasiophylla</i>	1,46	1,30	0,98	1,30	s.a.		1,75	1,38	1,27	1,67	s.a.			
<i>C. fissilis</i>	2,47	1,92	1,92	1,74	L	0,80**	2,70	2,16	2,16	1,05	L	0,85*		
<i>C. langsdorffi</i>	4,44	3,75	2,58	3,40	Q	0,83**	3,65	3,33	3,06	2,90	L	0,98**		
<i>C. trichotoma</i>	2,32	1,62	1,59	2,06	Q	0,99**	2,12	1,75	1,75	1,62	s.a.			
<i>D. cuneatum</i>	1,78	1,64	1,35	1,35	s.a.		1,26	1,35	1,12	0,97	s.a.			
<i>H. courbaril</i>	1,27	1,17	1,58	1,26	s.a.		0,69	0,69	0,84	1,14	s.a.			
<i>M. nictitans</i>	1,84	0,83	0,93	1,12	Q	0,92**	1,33	0,79	1,06	1,03	s.a.			
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	0,77	0,57	0,72	0,26	s.a.		1,43	0,91	0,81	0,59	L	0,90*		
<i>M. peruiferum</i>	2,50	1,34	0,87	0,96	Q	0,99**	1,41	0,54	0,63	0,61	Q	0,89*		
<i>M. umbellata</i>	0,80	1,27	1,37	1,36	L	0,72*	0,59	0,88	0,99	1,12	s.a.			
<i>P. dubium</i>	2,54	1,60	1,64	2,11	Q	0,98**	1,98	1,39	1,45	1,84	Q	0,98*		
<i>Pip. gonoacantha</i>	1,94	1,50	1,52	1,88	Q	0,99*	2,54	1,66	1,74	2,79	Q	1,00**		
<i>Pl. gonoacantha</i>	1,63	1,17	0,72	1,31	Q	0,88**	1,82	0,90	0,93	2,04	Q	0,99**		
<i>S. schottiana</i>	1,52	1,07	1,01	0,90	L	0,82*	1,15	1,25	1,00	1,06	s.a.			
<i>S. macranthera</i>	2,36	1,46	1,31	1,07	L	0,85**	3,28	1,97	1,91	1,57	Q	0,93*		
<i>S. granuloso-leprosum</i>	1,35	1,25	0,95	1,07	s.a.		1,77	1,54	1,38	0,83	L	0,92**		
<i>T. impetiginosa</i>	1,57	1,23	1,84	1,45	s.a.		1,98	1,77	1,18	2,09	Q	0,99**		
<i>T. micrantha</i>	0,61	0,68	0,73	1,10	s.a.		0,83	0,79	0,93	0,91	s.a.			

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a.- sem ajuste.

L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.

possivelmente devido aos efeitos de inibição no processo de absorção por outros elementos presentes em níveis tóxicos. As espécies *A. peregrina*, *H. courbaril*, *T. micrantha* e *M. umbellata* foram capazes de aumentar o teor de P na raiz, em todos os níveis de contaminação, devido ao efeito de concentração de P, pois verificou-se redução da matéria seca da raiz (Figura 4). O teor de P na parte aérea também foi afetado pela contaminação (Tabela 7). O efeito linear e negativo foi observado para quatro espécies, sendo linear e positivo apenas para *M. umbellata*, indicando efeito de concentração, pois observou-se redução da produção da matéria seca da parte aérea da espécie (Figura 2). As respostas quadráticas obtidas para oito espécies foram também negativas e sete espécies não se ajustaram aos modelos polinomiais testados, porém apresentaram tendência negativa, exceto para *T. micrantha*. Apesar da redução do teor de P na parte aérea, esse não chegou a atingir níveis deficientes para a maioria das espécies, segundo Dechen, Bataglia e Santos (1995). Silva (1996) encontrou em solos com alto P disponível, valores abaixo de 2g de P/kg para espécies arbóreas. Verificou-se baixa concentração de P apenas para *A. mangium* e *M. caesalpiniaefolia* a partir do nível 20% de contaminação, porém para *M. caesalpiniaefolia* parece ter havido efeito de diluição no nível zero de contaminação, devido a alta produção de matéria seca da parte aérea (Figura 2). Outras espécies que parecem ter ocorrido efeito de diluição na ausência de contaminação são *M. umbellata* e *T. micrantha*, por apresentar baixo teor na parte aérea, mesmo em condições de elevado P no solo (Tabela 1). O efeito negativo da contaminação por metais pesados na absorção de P foi verificado por Boawn e Rasmussen (1971), que verificou redução no teor de P na parte aérea, resultando da inibição do comprimento radicular, o qual reduziu a absorção de P pelas raízes, ou como resultado da insolubilidade do complexo fosfato de Zn nas células radiculares. Walker, Miller e Hassett (1977) observaram que plantas de milho com 24 dias de desenvolvimento tiveram redução no teor de P com o aumento da concentração de Cd e Pb, devido a redução na absorção de P pelas plantas e esse efeito não foi observado com 31 dias de desenvolvimento, por causa do maior acúmulo de P no período, esse não foi diluído pelo aumento no crescimento.

O teor de K na raiz e parte aérea das plantas foram também influenciados pelos tratamentos (Tabela 8). O teor de K na raiz foi afetado linear e negativamente em cinco espécies e em três espécies o efeito foi positivo. A espécie *A. peregrina*, *C. trichotoma* e *P. dubium* reduziram de forma quadrática o teor de K nas raízes. Na parte aérea, *C. fissilis*, *C. trichotoma*,

TABELA 8. Médias e regressão para teor de K na raiz e na parte aérea total das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais.

Espécie	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>
	0	20	40	60		0	20	40	60	
	..... Parte aérea total (g/kg) .....					..... Raiz (g/kg) .....				
<i>A. mangium</i>	9,15	8,37	10,19	11,63	L 0,72*	3,52	4,40	2,64	2,05	s.a.
<i>A. peregrina</i>	5,83	6,15	6,67	5,55	s.a.	14,24	8,38	4,24	5,42	Q 0,99**
<i>C. lasiophylla</i>	12,09	15,78	14,20	15,02	L 0,34*	5,42	7,79	4,83	5,42	s.a.
<i>C. fissilis</i>	14,64	16,20	10,70	12,00	L 0,48**	4,11	5,87	6,75	9,39	L 0,96**
<i>C. langsdorffi</i>	11,03	6,80	5,42	7,90	Q 0,99**	13,86	12,68	11,02	10,91	L 0,95*
<i>C. trichotoma</i>	14,38	14,79	8,25	10,40	L 0,57**	7,49	3,65	2,76	3,06	Q 0,99*
<i>D. cuneatum</i>	15,99	19,11	12,32	13,47	L 0,38**	8,85	9,12	6,69	7,50	s.a.
<i>H. courbaril</i>	7,42	8,54	8,03	6,63	s.a.	5,72	7,38	6,20	7,67	s.a.
<i>M. nictitans</i>	4,08	3,46	5,33	5,26	s.a.	6,96	6,96	4,54	4,27	L 0,88*
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	6,91	6,24	4,89	5,67	s.a.	8,08	9,26	7,79	5,42	L 0,57*
<i>M. peruiiferum</i>	9,99	8,33	14,69	16,29	Q 0,81*	12,97	16,50	10,03	12,38	s.a.
<i>M. umbellata</i>	12,56	9,75	5,44	6,31	Q 0,93*	5,89	5,89	5,08	7,50	s.a.
<i>P. dubium</i>	6,78	5,84	5,42	11,69	Q 0,92**	13,16	17,48	8,85	7,77	Q 0,64**
<i>Pip. gonoacantha</i>	5,24	5,58	3,76	7,60	Q 0,59*	14,67	14,08	15,84	15,25	s.a.
<i>Pl. gonoacantha</i>	19,24	18,77	14,56	13,01	L 0,92**	4,24	6,01	5,72	7,49	L 0,84*
<i>S. schottiana</i>	3,43	4,14	3,49	5,03	s.a.	5,35	5,35	6,16	8,04	L 0,82*
<i>S. macranthera</i>	10,64	13,38	12,86	18,85	Q 0,87*	5,72	6,01	3,94	2,17	L 0,85**
<i>S. granuloso-leprosum</i>	12,40	16,52	13,30	12,71	Q 0,54**	13,86	11,79	8,26	7,70	L 0,92**
<i>T. impetiginosa</i>	5,97	8,37	9,92	8,32	Q 0,97*	6,16	7,04	5,28	4,99	s.a.
<i>T. micrantha</i>	9,08	9,78	5,50	8,38	s.a.	3,81	4,99	4,69	6,16	s.a.

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a.- sem ajuste.

L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.

*D. cuneatum* e *Pl. gonoacantha* foram afetados linear e negativamente e *A. mangium* e *C. lasiophylla* apresentaram modelo linear e positivo. Muitas espécies apresentaram baixo teor de K na parte aérea, na ausência de contaminação, indicando efeito de diluição. A espécie *S. schottiana* foi a espécie que apresentou menores valores de K. Verificou-se que *C. fissilis* e *Pl. gonoacantha* aumentaram os teores de K nas raízes com a contaminação, no entanto seus teores foram decrescentes na parte aérea, indicando que o K absorvido nos tratamentos contaminados ficou retido nas raízes. A inibição competitiva entre o K e os cátions divalentes presentes em altas concentrações, é uma explicação plausível para a redução na absorção do K com o aumento da concentração dos metais pesados (Walker, Miller e Hasset, 1977). Nesse processo, podem ainda estar envolvidos os efeitos da capacidade de troca das raízes, fazendo com que espécies com maior CTC, absorvam preferencialmente cátions divalentes (Tisdale et al., 1993).

O teor de Ca também foi afetado pela contaminação por metais pesados (Tabela 9). A maioria das espécies testadas não se ajustaram a modelos polinomiais para o teor de Ca na matéria seca da raiz, em função do aumento dos contaminantes, embora tenha observado uma tendência na elevação do teor de Ca com a contaminação devido ao menor crescimento das plantas. As espécies que se ajustaram ao modelo quadrático tiveram comportamentos diferenciados. *C. langsdorffi*, *P. dubium* e *T. impetiginosa* tiveram comportamento quadrático e apenas *C. trichotoma* e *M. umbellata* responderam de forma linear e positiva, o teor de Ca na raiz. O teor de Ca no nível baixo de contaminação em *C. langsdorffi* e *T. impetiginosa* foi reduzido, possivelmente devido ao efeito da inibição durante a absorção, por causa da interação com outros íons, porém o aumento observado no teor de Ca na raiz nos níveis seguintes é resultado do efeito da concentração, visto que houve redução da matéria seca e o teor de Ca disponível no solo contaminado foi alto. O teor de Ca na parte aérea das espécies arbóreas estudadas (Tabela 9), mostra que *S. macranthera*, *C. langsdorffi* e *M. peruiiferum* reduziram o teor de Ca até o nível de 40% de contaminação, aumentando-o no nível seguinte. *C. fissilis* e *P. dubium* comportaram-se de forma contrária, possivelmente devido a inibição da absorção do Ca por outros íons divalentes em altas concentrações no nível 60% de contaminação. A *S. granuloso-leprosum* e *Pl. gonoacantha* reduziram de forma linear o teor de Ca e *Pip. gonoacantha* aumentou-o até o nível intermediário de contaminação reduzindo o teor de Ca nos tecidos com 60% de contaminação, pois a planta encontrava-se bastante afetada. As demais espécies não se ajustaram a nenhum

TABELA 9. Médias e regressão para teor de Ca na raiz e na parte aérea total das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais.

Espécie	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod $r^2$	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod $r^2$
	0	20	40	60		0	20	40	60	
	..... Parte aérea total (g/kg) .....					..... Raiz (g/kg) .....				
<i>A. mangium</i>	15,54	14,46	20,60	17,05	s.a.	8,75	9,85	10,04	11,71	s.a.
<i>A. peregrina</i>	24,93	21,29	28,38	22,83	s.a.	10,81	8,59	13,05	18,75	s.a.
<i>C. lasiophylla</i>	16,89	18,10	19,75	17,04	s.a.	9,43	9,56	11,56	11,54	s.a.
<i>C. fissilis</i>	21,81	28,75	30,50	23,57	Q 0,99**	11,16	12,95	14,84	8,33	s.a.
<i>C. langsdorffi</i>	114,77	22,72	20,18	21,80	Q 0,94**	54,29	11,89	13,05	14,22	Q 0,93**
<i>C. trichotoma</i>	40,95	41,13	47,21	41,98	s.a.	12,70	16,98	17,39	25,81	L 0,87*
<i>D. cuneatum</i>	16,99	17,55	15,56	15,95	s.a.	9,30	6,70	7,00	7,12	s.a.
<i>H. courbaril</i>	9,36	11,70	8,32	9,57	s.a.	9,85	8,74	11,03	11,51	s.a.
<i>M. nictitans</i>	18,56	16,74	17,93	18,59	s.a.	5,83	7,91	8,98	4,81	s.a.
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	15,81	12,65	17,75	12,72	s.a.	9,49	8,89	9,69	13,83	s.a.
<i>M. peruiferum</i>	27,42	19,41	13,30	14,91	Q 0,99**	9,93	5,39	5,05	6,86	s.a.
<i>M. umbellata</i>	17,13	15,89	19,83	20,63	s.a.	8,33	12,06	15,07	19,57	L 0,99*
<i>P. dubium</i>	7,97	19,03	22,82	13,98	Q 0,70**	9,83	13,23	57,10	14,06	Q 0,46**
<i>Pip. gonoacantha</i>	29,19	31,60	44,43	29,17	Q 0,54**	16,31	15,19	16,71	17,86	s.a.
<i>Pl. gonoacantha</i>	22,08	20,24	19,68	16,17	L 0,92*	7,35	7,87	6,24	8,59	s.a.
<i>S. schottiana</i>	17,98	15,53	20,48	19,56	s.a.	6,53	6,91	8,71	5,20	s.a.
<i>S. macranthera</i>	21,97	20,24	19,91	25,93	Q 0,95*	8,38	9,31	12,36	11,68	s.a.
<i>S. granuloso-leprosum</i>	31,56	20,41	24,32	19,67	L 0,57**	13,98	14,32	20,67	14,83	s.a.
<i>T. impetiginosa</i>	18,76	30,54	23,83	26,38	Q 0,47**	29,26	11,24	12,78	14,60	Q 0,91**
<i>T. micrantha</i>	15,99	13,77	17,66	16,65	s.a.	6,38	6,56	5,64	6,20	s.a.

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a.- sem ajuste.

L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.

modelo polinomial, porém verificou-se tendência ao aumento no teor de Ca com a contaminação. Verkleij e Prast (1989) observaram redução na concentração de Ca nas raízes de populações de *Silene vulgaris* tolerantes e co-tolerantes a Cd. Eles encontraram acréscimo de Ca na parte aérea até o nível médio de Cd, retornando ao valor inicial no maior nível. Os resultados deles e os aqui apresentados sugerem forte interação positiva entre Ca e Zn. Entretanto os mecanismos destas interações são desconhecidos. Os teores de Ca encontrados para a parte aérea não se encontram na faixa de deficiência, conforme verificado por Malavolta (1980). A espécie *C. langsdorffi* apresentou teor de Ca na parte aérea bem superior às outras espécies. Este valor foi também superior ao encontrado por Silva (1996) para a mesma espécie com crescimento inicial. No entanto, altos valores de Ca para espécies arbóreas na fase de muda, foram também encontrados por este autor.

Com a elevação da contaminação algumas espécies apresentaram aumento no teor de Mg na matéria seca da raiz (Tabela 10). As espécies *A. mangium*, *C. fissilis*, *T. impetiginosa*, *Pip. gonoacantha* e *Pl. gonoacantha* tiveram resposta quadrática ao teor de Mg com o aumento da contaminação. Porém, observa-se diferenças dos comportamentos das espécies, pois enquanto *A. mangium* e *C. fissilis* aumentaram o teor de Mg no nível baixo de contaminação, reduzindo no níveis de maior contaminação, *T. impetiginosa*, *Pip. gonoacantha* e *Pl. gonoacantha* comportaram de forma contrária, aumentando o teor de Mg no nível 60% de contaminação, devido possivelmente ao efeito de concentração. O aumento do teor de Mg na matéria seca da raiz foi linear em função da contaminação para *M. nictitans*, *T. micrantha*, *S. granuloso-leprosum* e *P. dubium* e reduziu de forma linear em *D. cuneatum*. Verkleij e Prast (1989) observaram também que a concentração de Mg na parte aérea de populações de *Silene vulgaris* tolerantes e co-tolerantes a níveis tóxicos de Cd, reduziu com o aumento da concentração do mesmo, indicando uma resposta fisiológica dessa interação. Tanto para as espécies que se ajustaram ao modelo linear quanto aquelas que se ajustaram ao modelo quadrático, observou-se aumento no teor de Mg na matéria seca. Efeito negativo foi verificado apenas para *Pl. gonoacantha* e *C. trichotoma*. Possivelmente, a redução do teor de Mg na matéria seca com o aumento da contaminação, esteja relacionado com a competição de cátions de mesma valência pelo mesmo sítio de absorção (Walker, Miller e Hasset, 1977). O teor de Mg na parte aérea das espécies encontram-se acima

TABELA 10. Médias e regressão para teor de Mg na raiz e na parte aérea total das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais.

Espécie	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod $r^2$	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod $r^2$
	0	20	40	60		0	20	40	60	
	..... Parte aérea total (g/kg) .....					..... Raiz (g/kg) .....				
<i>A. mangium</i>	3,49	3,34	5,59	5,95	L 0,82**	2,33	4,06	2,38	2,56	Q 0,32*
<i>A. peregrina</i>	3,12	2,92	3,42	3,06	s.a.	2,18	1,98	2,15	2,90	s.a.
<i>C. lasiophylla</i>	4,91	4,80	4,71	5,79	s.a.	4,95	5,20	4,76	5,09	s.a.
<i>C. fissilis</i>	3,27	4,43	4,03	3,80	s.a.	3,08	3,83	3,52	2,89	Q 0,95*
<i>C. langsdorffi</i>	4,28	3,32	3,15	3,44	s.a.	3,60	3,32	3,05	3,25	s.a.
<i>C. trichotoma</i>	8,25	8,07	6,74	7,56	L 0,42*	3,54	4,17	4,30	3,92	s.a.
<i>D. cuneatum</i>	5,32	5,55	4,87	5,07	s.a.	5,01	4,01	3,87	3,70	L 0,80**
<i>H. courbaril</i>	2,50	2,70	2,29	2,34	s.a.	3,13	2,58	2,61	2,75	s.a.
<i>M. nictitans</i>	2,51	2,26	4,18	2,89	s.a.	1,20	1,86	2,98	2,41	L 0,65**
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	2,37	1,96	2,45	2,79	s.a.	2,50	2,30	2,57	3,12	s.a.
<i>M. peruiferum</i>	3,63	2,70	4,02	5,63	Q 0,93**	2,26	2,53	2,57	2,58	s.a.
<i>M. umbellata</i>	2,90	2,97	3,07	3,15	s.a.	2,67	2,55	2,59	3,43	s.a.
<i>P. dubium</i>	3,69	3,54	4,13	5,74	L 0,95**	3,05	3,64	4,79	4,65	L 0,86**
<i>Pip. gonoacantha</i>	3,19	3,60	5,62	6,63	L 0,95**	5,05	4,52	4,00	5,14	Q 0,84**
<i>Pl. gonoacantha</i>	6,44	5,74	4,10	4,15	L 0,88**	4,59	3,90	3,48	4,18	Q 0,94*
<i>S. schottiana</i>	2,43	2,18	2,67	2,99	s.a.	2,04	2,36	2,45	1,89	s.a.
<i>S. macranthera</i>	3,08	3,20	3,08	4,89	Q 0,90*	3,42	3,62	3,75	3,24	s.a.
<i>S. granuloso-leprosum</i>	7,11	5,95	7,61	6,84	s.a.	4,55	4,35	7,17	5,88	L 0,46**
<i>T. impetiginosa</i>	3,70	5,27	5,50	4,77	Q 0,99**	5,74	3,13	3,09	3,08	Q 0,94**
<i>T. micrantha</i>	3,38	3,22	4,24	4,18	L 0,70*	2,34	3,45	3,25	3,98	L 0,80**

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a.- sem ajuste.

L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.

dos níveis ditos adequados para as espécies vegetais (Malavolta, 1980). Talvez os elevados valores encontrados para as espécies estudadas, esteja relacionado com a maior exigência do nutriente nesta fase de crescimento das mudas.

Verifica-se que o P foi o nutriente que apresentou o maior número de espécies com efeito negativo em função da contaminação, enquanto que K, Ca e Mg apresentaram maior número de espécies que aumentaram os teores de P com elevação da contaminação (Tabela 5A).

A razão dos teores de nutrientes na matéria seca da raiz e da parte aérea (RT-R/PA) também foi influenciada pelos tratamentos (Tabela 6A). Apenas a RT-R/PA do P não foi influenciada pelos níveis de contaminação. Verifica-se que a metade das espécies mostraram maior teor de P na matéria seca da parte aérea do que na raiz, apresentando valores menores do que um, e a para a outra metade aconteceu o inverso. A razão diferiu entre as espécies com valores variando de 0,61-1,85, sendo *M. caesalpiniaefolia* a espécie que apresentou maior RT-R/PA do P e *M. peruiferum* a que obteve maior teor proporcional de P na parte aérea (Tabela 11). Os valores de RT-R/PA para os cátions básicos K, Ca e Mg (Tabela 12) indicam que esses nutrientes apresentaram maiores teores na matéria seca da parte aérea do que na raiz, com raras exceções, indicando elevada capacidade de translocação do nutriente absorvido pelas raízes.

#### 4.3 Teores dos Metais Pesados nos Tecidos das Plantas

Os efeitos dos fatores estudados sobre os teores dos metais pesados encontram-se nas Tabelas 3A e 4A. Verificou-se aumento nos teores de Zn tanto na matéria seca da raiz quanto da parte aérea das plantas em função da elevação do nível de contaminação (Tabela 13), indicando relação forte entre os níveis deste elemento no solo e seus teores na planta. Apenas *M. peruiferum* não apresentou ajuste de regressão para os níveis de contaminação embora o teor de Zn tenha aumentado aproximadamente 13 vezes do controle para o nível de maior contaminação. Quinze espécies responderam linear e positivo o teor de Zn na raiz e quatro espécies ao modelo quadrático, *M. nictitans*, *D. cuneatum*, *M. umbellata* e *P. dubium*. O aumento do teor de Zn na



TABELA 11. Razão dos teores de P na matéria seca da raiz e matéria seca da parte aérea (R/PA) para as espécies arbóreas estudadas.

ESPÉCIES	Fósforo (g/kg)
<i>A. mangium</i>	0,83bcde
<i>A. peregrina</i>	0,99bcde
<i>C. lasiophylla</i>	1,21bcd
<i>C. fissilis</i>	0,99bcde
<i>C. langsdorffi</i>	0,94bcde
<i>C. trichotoma</i>	1,03bcde
<i>D. cuneatum</i>	0,77cde
<i>H. courbaril</i>	0,65de
<i>M. nictitans</i>	0,87bcde
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	1,85a
<i>M. peruiferum</i>	0,61e
<i>M. umbellata</i>	0,79cde
<i>P. dubium</i>	0,86cde
<i>Pip. gonoacantha</i>	1,27abc
<i>Pl. gonoacantha</i>	1,20cde
<i>S. schottiana</i>	1,05bcde
<i>S. macranthera</i>	1,41ab
<i>S. granuloso-leprosum</i>	1,29abc
<i>T. impetiginosa</i>	1,21bcd
<i>T. micrantha</i>	1,12bcd

Médias seguidas por letras distintas diferem entre si (Tukey a 5%).

TABELA 12. Razão dos teores de K, Ca e Mg na matéria seca da raiz e matéria seca da parte aérea (R/PA) para as espécies arbóreas estudadas nos diferentes níveis de contaminação.

ESPÉCIES	Potássio				Cálcio				Magnésio			
	0%	20%	40%	60%	0%	20%	40%	60%	0%	20%	40%	60%
<i>A. mangium</i>	0,45a	0,72ab	0,67a	0,82abcd	0,57bc	0,69abcd	0,49b	0,69bcdef	0,67cde	1,22ab	0,42b	0,43d
<i>A. peregrina</i>	0,92a	0,87ab	0,95a	1,44a	0,44c	0,42ef	0,46b	0,82abcde	0,71cde	0,69cde	0,63b	0,97abc
<i>C. lasiophylla</i>	1,14a	0,81ab	0,82a	0,73bcd	0,57bc	0,53bcde	0,59b	0,68bcdef	1,01abcde	1,08abcd	1,01ab	0,88abcd
<i>C. fissilis</i>	0,93a	1,08ab	0,84a	0,65bcd	0,51c	0,45ef	0,49b	0,36ef	0,95bcde	0,88abcde	0,87ab	0,76abcd
<i>C. langsdorffi</i>	0,68a	0,53b	0,53a	0,39cd	0,48c	0,52bcde	0,65b	0,65bcdef	0,84cde	1,00abcde	0,97ab	0,94abc
<i>C. trichotoma</i>	0,56a	0,63ab	0,99a	0,52cd	0,31c	0,42ef	0,37b	0,63bdef	0,43e	0,53e	0,70b	0,52cd
<i>D. cuneatum</i>	0,81a	0,87ab	0,82a	0,92abc	0,55bc	0,38ef	0,45b	0,45ef	0,94bcde	0,73bcde	0,79ab	0,73abc
<i>H. courbaril</i>	0,95a	0,80ab	0,56a	0,65bcd	1,06b	0,77a	1,31b	1,20a	1,27abc	0,96abcde	1,14ab	1,18a
<i>M. nictitans</i>	1,14a	1,34a	0,90a	1,21ab	0,31c	0,49bcdef	0,51b	0,26f	0,48de	0,76abcde	0,73ab	0,81abcd
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	0,89a	0,94ab	1,05a	1,36a	0,61bc	0,71ab	0,56b	1,08ab	1,06abcde	1,18abc	1,09ab	1,13ab
<i>M. peruiiferum</i>	0,59a	0,93ab	0,46a	0,54cd	0,37c	0,28f	0,38b	0,47def	0,63cde	0,94abcde	0,64b	0,47d
<i>M. umbellata</i>	1,13a	0,87ab	0,78a	0,90abcd	0,49c	0,76a	0,76b	0,95abcd	0,92bcde	0,86abcde	0,84ab	1,10ab
<i>P. dubium</i>	0,67a	1,03ab	1,11a	0,64bcd	0,55bc	0,70abc	2,54a	1,01abc	1,14abcd	1,06abcd	1,15ab	0,82abcd
<i>Pip. gonoacantha</i>	1,12a	1,09ab	1,05a	0,29d	0,56bc	0,48bcdef	0,38b	0,61bcdef	1,58ab	1,26a	0,72ab	0,78abcd
<i>Pl. gonoacantha</i>	0,72a	0,63ab	0,57a	0,62bcd	0,33c	0,39ef	0,32b	0,56cdef	0,71cde	0,68cde	0,85ab	1,01ab
<i>S. schottiana</i>	1,02a	1,07ab	0,83a	0,42cd	0,38c	0,45ef	0,43b	0,28f	0,85cde	1,08abcd	0,94ab	0,73abcd
<i>S. macranthera</i>	0,84a	0,69ab	0,52a	0,40cd	0,38c	0,46def	0,81b	0,47def	1,11abcde	1,14abc	1,60a	0,69bcd
<i>S. granuloso-leprosum</i>	1,18a	0,89ab	1,23a	1,20ab	0,44c	0,70ab	0,85b	0,76abcdef	0,64cde	0,74abcde	0,95ab	0,87abcd
<i>T. impetiginosa</i>	1,10a	0,95ab	0,48a	0,65bcd	1,59a	0,37ef	0,55b	0,56cdef	1,66a	0,60de	0,58b	0,67bcd
<i>T. micrantha</i>	0,68a	0,72ab	0,95a	0,60bcd	0,40c	0,48cdef	0,33b	0,39ef	0,71cde	1,07abcd	0,78ab	0,96abc

Médiass seguidas por letras distintas diferem entre si na coluna (Tukey a 5%).

TABELA 13. Médias e regressão para teor de Zn na raiz e na parte aérea total das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais.

Espécie	Parte aérea total (mg/kg)				Raiz (mg/kg)				
	0	20	40	60	0	20	40	60	
<i>A. mangium</i>	60	260	640	760	100	2960	3300	5780	L 0,93**
<i>A. peregrina</i>	30	170	320	630	110	320	380	1180	L 0,81**
<i>C. lasiophylla</i>	60	250	590	1140	90	770	1360	1300	L 0,86**
<i>C. fissilis</i>	70	140	250	390	110	960	870	1090	L 0,69**
<i>C. langsdorffii</i>	80	310	320	740	80	740	820	1770	L 0,91**
<i>C. trichotoma</i>	80	600	1100	1320	50	760	2060	2400	L 0,96**
<i>D. cuneatum</i>	220	400	570	560	90	2420	1570	1290	Q 0,75**
<i>H. courbaril</i>	60	170	290	350	20	620	1820	3020	L 0,98**
<i>M. nictitans</i>	70	180	920	430	80	730	1810	700	Q 0,78**
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	100	100	260	330	260	830	1840	2370	L 0,98**
<i>M. peruiferum</i>	40	120	570	450	40	250	620	530	s.a.
<i>M. umbellata</i>	230	100	260	720	70	820	1250	560	Q 0,96**
<i>P. dubium</i>	50	420	610	600	70	1640	3100	2460	Q 0,96**
<i>Pip. gonoacantha</i>	70	230	610	1330	50	660	330	1700	L 0,69**
<i>Pl. gonoacantha</i>	90	210	300	510	70	470	380	1050	L 0,80**
<i>S. schottiana</i>	90	180	190	290	100	910	1680	1940	L 0,96**
<i>S. macranthera</i>	100	320	1180	1160	80	720	2810	3220	L 0,93**
<i>S. granuloso-leprosum</i>	60	620	80	1330	60	840	3090	3250	L 0,91**
<i>T. impetiginosa</i>	290	450	490	370	100	1170	530	1710	L 0,58**
<i>T. micrantha</i>	40	300	710	560	110	750	1680	1500	L 0,83**

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a. - sem ajuste.  
L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.

raiz com a elevação da contaminação do solo, indica que as plantas parecem não apresentar mecanismo de controle de absorção quando o elemento encontra-se em altas concentrações no solo, causando fitotoxidez a planta. Para as espécies que responderam de forma quadrática o teor de Zn nos tecidos, esse foi maior no nível 20% de contaminação para *D. cuneatum* e nas espécies *M. nictitans*, *M. umbellata* e *P. dubium* o teor de Zn foi maior no nível 40% de contaminação. A diferença de comportamento observada, está relacionada com alterações fisiológicas devido a altas concentrações do metal na planta.

Na matéria seca da parte aérea, onze espécies apresentaram aumento linear no teor de Zn e sete espécies resposta quadrática. Apenas *S. schottiana* e *T. impetiginosa* não apresentaram ajuste de regressão para resposta aos níveis de contaminação. Zinco é o metal que se encontra em maior concentração em todos os níveis de contaminação das misturas de solo estudadas (Tabela 2) o que explica estes aumentos nos teores dos tecidos das plantas e sintomas típicos de fitotoxidez de Zn (Tabela 6). No solo sem contaminação, *D. cuneatum*, *M. umbellata* e *T. impetiginosa* apresentaram altos teores de Zn na parte aérea, porém, nenhum sintoma de toxidez foi observado. Verificou-se que *C. fissilis*, *H. courbaril*, *M. caesalpiniaefolia* e *S. schottiana* não apresentaram teores tão elevados na parte aérea, como observado para as demais espécies, apesar de atingir níveis tóxicos, como considerados por Mengel e Kirkby (1987). Estes autores apresentam as concentrações críticas de Zn no tecido da planta variando de 150-200mg/kg, enquanto Malavolta (1994) considera como tóxicos valores entre 175-390mg de Zn/kg. Entretanto Chaney (1993), comenta que o limite da fitotoxidez de Zn depende da espécie, do genótipo e do estágio de crescimento da planta.

A maioria das espécies estudadas apresentaram ajuste linear ou quadrático para os teores de Cd na matéria seca de raiz e para a matéria seca da parte aérea. Apenas três não se ajustaram aos modelos polinomiais testados em função da contaminação com metais pesados (Tabela 14), evidenciando também estreita relação entre a concentração externa de Cd e nos tecidos das plantas. A maioria das espécies aumentaram o teor de Cd na matéria seca da raiz e da parte aérea com o aumento de sua concentração no solo. A *M. nictitans* e *M. umbellata* foram as únicas espécies que apresentaram redução no teor de Cd na matéria seca da raiz, no solo contaminado. Ao contrário do teor de Zn na matéria seca, onde a maioria das espécies se ajustaram ao modelo linear, o teor de Cd ajustou mais a respostas quadráticas, indicando maiores variações de

TABELA 14. Média e regressão para teor de Cd na raiz e na parte aérea total das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais.

Espécie	Níveis de Contaminação, %				Regressão		Níveis de Contaminação, %				Regressão			
	0	20	40	60	Mod	r <sup>2</sup>	0	20	40	60	Mod	r <sup>2</sup>		
	..... Parte aérea total (mg/kg) .....				..... Raiz (mg/kg) .....									
<i>A. mangium</i>	0,1	2,4	7,7	14,9	L	0,95**	0,2	271,1	213,2	908,5	Q	0,87**		
<i>A. peregrina</i>	0,4	1,8	6,6	19,4	L	0,85**	0,5	24,6	15,9	41,7	L	0,74**		
<i>C. lasiophylla</i>	0,2	1,5	13,0	20,8	L	0,93**	0,3	80,0	57,5	84,7	Q	0,74**		
<i>C. fissilis</i>	0,2	4,9	6,2	9,6	L	0,95**	0,1	53,9	54,0	78,4	L	0,84**		
<i>C. langsdorffi</i>	0,5	9,7	8,7	18,4	L	0,86**	0,5	46,7	42,0	89,2	L	0,87**		
<i>C. trichotoma</i>	0,8	16,4	25,2	35,1	L	0,98**	0,1	24,6	55,4	84,2	L	0,99**		
<i>D. cuneatum</i>	0,8	37,0	46,2	45,5	Q	0,99**	1,1	55,1	9,3	66,7	L	0,36**		
<i>H. courbaril</i>	0,5	3,7	5,3	6,7	s.a.		0,0	32,4	39,1	99,8	L	0,90**		
<i>M. nictitans</i>	0,2	23,6	34,8	28,7	Q	0,99**	0,3	50,8	44,5	27,4	Q	0,93**		
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	0,1	2,1	7,7	10,3	L	0,97**	0,2	35,5	80,1	129,6	L	0,99**		
<i>M. peruiiferum</i>	0,2	1,9	5,6	7,9	L	0,98*	0,3	7,2	17,4	24,7	L	0,99*		
<i>M. umbellata</i>	0,1	0,9	2,9	2,1	s.a.		0,2	51,8	30,3	14,5	Q	0,79**		
<i>P. dubium</i>	0,1	13,7	19,9	25,9	L	0,95**	0,5	124,2	126,4	128,3	Q	0,98**		
<i>Pip. gonoacantha</i>	0,2	3,6	17,8	47,0	Q	0,99**	0,8	59,6	157,1	139,3	Q	0,93**		
<i>Pl. gonoacantha</i>	0,6	9,2	11,6	21,6	L	0,96**	1,8	18,4	11,3	34,3	L	0,73*		
<i>S. schottiana</i>	0,2	11,6	8,4	14,2	L	0,68**	0,1	99,9	100,1	99,6	Q	0,93**		
<i>S. macranthera</i>	0,7	11,4	33,6	49,6	L	0,98**	0,5	59,1	24,9	124,3	Q	0,70*		
<i>S. granuloso-leprosum</i>	1,9	32,1	32,9	64,1	L	0,91**	0,5	33,0	127,6	258,7	Q	0,99**		
<i>T. impetiginosa</i>	0,5	5,1	7,6	6,6	s.a.		1,8	5,6	17,5	58,0	Q	0,99*		
<i>T. micrantha</i>	0,1	6,3	18,6	17,7	L	0,87**	0,4	50,4	62,6	60,6	Q	0,99**		

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a.- sem ajuste.

L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.

comportamento da espécie de um nível de contaminação para o outro. Este efeito, possivelmente, foi devido a presença do Zn em altas concentrações que interferiram na absorção de Cd. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (1985), Zn reduz a concentração de Cd nos tecidos das plantas, porque diminui a absorção deste tanto pelas raízes quanto pelas folhas. O antagonismo entre Cd e Zn foi também verificado por Coughtrey e Martin (1978) em plantas de *Holcus lanatus*. Esta espécie apresentou tolerância consideravelmente maior nos tratamentos com Cd e Zn, do que no tratamento com Cd sozinho, indicando que Zn reduziu a absorção de Cd. Portanto, devido a alta concentração de Cd no solo (Tabela 2), a presença do Zn também em elevadas concentrações, não evitou a absorção do metal pela planta. A interação entre Cd e Zn parece ser a nível externo, pois verificou-se aumento linear dos teores de Cd na parte aérea para quatorze espécies e apenas *D. cuneatum*, *M. nictitans* e *Pip. gonoacantha* responderam de forma quadrática o acréscimo de Cd em seus tecidos.

Os teores de Pb foram extremamente influenciados pelos níveis de contaminação (Tabela 15). Poucas espécies obtiveram ajuste polinomial para os teores de Pb na raiz e parte aérea. Na matéria seca da raiz, oito espécies apresentaram respostas positivas e lineares e apenas *T. impetiginosa* ajustou-se ao modelo quadrático, enquanto na parte aérea tiveram quatro ajustes quadráticos e quatro lineares e positivos e *C. lasiophylla* ajustou-se linear e negativamente em função da contaminação.

Os maiores teores de Pb foram encontrados nos tecidos radiculares, indicando baixa translocação deste elemento para a parte aérea. Os maiores teores encontrados no tecido radicular foram para *T. impetiginosa* nos níveis 40 e 60% de contaminação e *A. mangium* no nível alto de contaminação. A *T. impetiginosa* e *C. lasiophylla* apresentaram teores de Pb na parte aérea, na ausência de contaminação, superiores as outras espécies (Tabela 15). No entanto, esses não chegam a ser considerados tóxicos, segundo Mengel e Kirkby (1987) que consideram a faixa 10-20mg de Pb/kg como sendo não tóxico. Teores maiores de Pb foram encontrados para *T. impetiginosa* no nível baixo de contaminação, segundo Kabata-Pendias e Pendias (1985) este valor é considerado anormal, considerando a faixa normal entre 0,1-10mg de Pb/kg. As espécies mais afetadas pelos teores de Pb na parte aérea, parece ser *Pip. gonoacantha*, *T. impetiginosa*, *C. trichotoma*, *C. langsdorffi* e *A. peregrina*, por apresentar teores muito superiores de Pb na parte aérea na maior contaminação em relação ao controle. O efeito de outros íons na absorção e

TABELA 15. Méida e regressão para teor de Pb na raiz e na parte aérea total das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais.

Espécie	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>
	0	20	40	60		0	20	40	60	
	..... Parte aérea total (mg/kg) .....					..... Raiz (mg/kg) .....				
<i>A. mangium</i>	0,1	0,1	0,4	2,1	L 0,70*	0,1	11,7	5,6	25,1	L 0,68**
<i>A. peregrina</i>	0,5	0,6	0,1	7,4	Q 0,91**	0,1	1,1	0,1	7,1	s.a.
<i>C. lasiophylla</i>	5,5	2,8	1,3	0,1	L 0,96**	1,4	2,6	2,2	2,1	s.a.
<i>C. fissilis</i>	0,8	1,2	0,1	1,1	s.a.	0,1	2,9	0,1	2,5	s.a.
<i>C. langsdorffi</i>	0,1	1,3	0,4	6,3	Q 0,84**	0,1	4,0	3,9	15,1	L 0,80**
<i>C. trichotoma</i>	0,1	1,3	2,9	6,7	Q 0,99*	0,1	1,8	5,6	14,2	L 0,90**
<i>D. cuneatum</i>	0,6	2,2	1,9	1,5	s.a.	1,0	5,5	3,9	2,5	s.a.
<i>H. courbaril</i>	0,1	0,5	0,6	0,1	s.a.	0,1	4,0	8,2	18,5	L 0,94**
<i>M. nictitans</i>	0,1	0,8	0,8	0,1	s.a.	0,6	1,8	1,7	3,4	s.a.
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	0,1	0,3	0,1	0,8	s.a.	0,1	4,4	3,0	5,0	s.a.
<i>M. peruiferum</i>	0,1	0,5	0,4	1,3	s.a.	0,1	1,1	0,9	2,5	s.a.
<i>M. umbellata</i>	0,1	0,7	0,1	2,3	L 0,55*	0,1	2,6	2,2	0,5	s.a.
<i>P. dubium</i>	0,1	0,1	0,4	1,2	s.a.	0,1	5,6	9,1	15,1	L 0,99**
<i>Pip. gonoacantha</i>	0,1	2,7	3,9	6,4	L 0,98**	0,6	1,1	2,6	3,8	s.a.
<i>Pl. gonoacantha</i>	0,8	2,6	0,8	1,6	s.a.	1,0	3,3	0,9	5,0	s.a.
<i>S. schottiana</i>	0,1	0,4	0,1	1,4	s.a.	0,1	4,4	4,3	11,3	L 0,87**
<i>S. macranthera</i>	0,1	0,3	0,1	0,7	s.a.	0,1	1,5	6,0	6,3	L 0,89*
<i>S. granuloso-leprosum</i>	0,1	2,2	1,1	1,8	s.a.	0,1	2,9	3,5	6,3	s.a.
<i>T. impetiginosa</i>	2,7	17,9	3,4	6,5	Q 0,25**	1,4	4,4	37,5	27,7	Q 0,71**
<i>T. micrantha</i>	0,3	0,3	0,9	2,1	L 0,81*	0,1	3,3	5,2	8,0	L 0,99*

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a.- sem ajuste.

L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.

translocação do Pb é também bastante considerado, pois os baixos teores encontrados pode ser devido a presença do Ca e de compostos orgânicos (Tabela 2), em concentrações suficientes para interferir na absorção do Pb (Kabata-Pendias e Pendias, 1985 e Malavolta, 1994). Eltrop et al. (1991) observaram que o índice de acumulação, expresso como a relação planta/solo da concentração de Pb, foi maior para bétula do que para sáliz, devido a presença de maiores níveis de Ca nos solos onde se encontrava a planta sáliz.

O efeito da contaminação nos teores de Cu na matéria seca da raiz e da parte aérea, encontram-se na Tabela 16. Na matéria seca da raiz, apenas *C. fissilis* e *M. peruiiferum* não tiveram ajustes polinomiais, enquanto que na matéria seca da parte aérea oito espécies não se ajustaram a nenhum modelo. Verificou-se acréscimo no teor de Cu no tecido vegetal com a contaminação, devido ao aumento da concentração do metal no solo e a redução da produção da matéria seca da raiz. No entanto, os teores de Cu na matéria seca das raízes das plantas foram superiores aos valores encontrados na parte aérea, principalmente nos níveis com a presença dos metais. No controle, os teores de Cu na raiz e parte aérea não variaram muito por espécie, indicando que com o aumento da contaminação, o Cu concentrou-se mais na raiz. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (1985), a forte capacidade dos tecidos da raiz de reter o Cu contra o transporte para a parte aérea, ocorre tanto em condições de deficiência quanto de excesso do metal. Onze espécies se ajustaram ao modelo quadrático para o teor de Cu na parte aérea em função da contaminação e apenas *C. trichotoma* respondeu linearmente à contaminação. Os teores de Cu na ausência de contaminação, tanto na parte aérea quanto na raiz foram altos devido a alta concentração de Cu encontrada no solo não contaminado (Tabela 2). Todos os níveis apresentaram altos teores de Cu na parte aérea, considerando 22mg/kg como elevado nos tecidos (Malavolta, 1994).Entretanto, níveis altos foram encontrados mesmo no controle.

O teor de Mn foi muito variável em função das espécies e nível de contaminação (Tabela 17). Na matéria seca da raiz, quatro espécies tiveram resposta quadrática, com variação de comportamento até o nível de 40% de contaminação, porém verifica-se aumento no teor de Mn no nível de maior contaminação, para todas essas espécies. Respostas lineares foram observadas em seis espécies e nove espécies não apresentaram respostas polinomiais testadas. Das seis espécies que se ajustaram ao modelo linear, *C. langsdorffi*, *C. lasiophylla* e *M. peruiiferum* reduziram o teor de Mn na matéria seca da raiz com a contaminação, as outras duas, *C. trichotoma* e *M.*



TABELA 16. Méida e regressão para teor de Cu na raiz e na parte aérea total das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais.

Espécie	Parte aérea total (mg/kg)				Raiz (mg/kg)			
	0	20	40	60	0	20	40	60
<i>A. mangium</i>	40	90	20	30	50	240	210	570
	20	20	30	100	20	70	70	290
<i>A. peregrina</i>	20	20	30	100	20	70	70	290
	40	100	60	230	60	160	170	170
<i>C. lasiophylla</i>	40	100	60	230	60	160	170	170
	50	50	50	50	70	100	70	110
<i>C. fissilis</i>	50	50	50	50	70	100	70	110
	50	50	160	160	60	160	140	420
<i>C. langsdorffii</i>	50	50	50	160	60	160	140	420
	30	60	70	110	20	110	120	300
<i>C. trichotoma</i>	30	60	70	110	20	110	120	300
	210	110	60	60	60	180	130	230
<i>D. cuneatum</i>	210	110	60	60	60	180	130	230
	10	10	10	140	20	120	360	620
<i>H. courbaril</i>	10	10	10	140	20	120	360	620
	40	40	40	40	40	80	110	180
<i>M. nictitans</i>	40	40	40	40	40	80	110	180
	40	40	30	40	40	120	160	220
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	40	40	30	40	40	120	160	220
	10	10	10	40	10	40	40	80
<i>M. peruvianum</i>	10	10	10	40	10	40	40	80
	40	10	10	80	30	80	100	120
<i>M. umbellata</i>	40	10	10	80	30	80	100	120
	20	110	100	70	30	240	350	410
<i>P. dubium</i>	20	110	100	70	30	240	350	410
	40	10	10	50	20	60	10	210
<i>Pip. gonoacantha</i>	40	10	10	50	20	60	10	210
	90	50	80	60	50	80	70	130
<i>Pl. gonoacantha</i>	90	50	80	60	50	80	70	130
	50	90	40	60	50	160	180	280
<i>S. schottiana</i>	50	90	40	60	50	160	180	280
	110	10	0	20	120	90	260	160
<i>S. macranthera</i>	110	10	0	20	120	90	260	160
	20	30	10	10	30	90	150	90
<i>S. granulosoleprosum</i>	20	30	10	10	30	90	150	90
	50	50	40	40	40	100	80	130
<i>T. impetiginosa</i>	50	50	40	40	40	100	80	130
	40	30	30	30	40	110	160	190
<i>T. micrantha</i>	40	30	30	30	40	110	160	190

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a. - sem ajuste.  
L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.

TABELA 17. Média e regressão para teor de Mn na raiz e na parte aérea total das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais.

Espécie	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod $r^2$	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod $r^2$
	0	20	40	60		0	20	40	60	
	..... Parte aérea total (mg/kg) .....					..... Raiz (mg/kg) .....				
<i>A. mangium</i>	30	60	40	30	s.a.	30	50	10	40	s.a.
<i>A. peregrina</i>	50	40	30	50	s.a.	10	10	0	10	s.a.
<i>C. lasiophylla</i>	250	180	120	110	L 0,92**	60	30	50	20	L 0,38*
<i>C. fissilis</i>	20	20	20	20	s.a.	20	30	30	20	s.a.
<i>C. langsdorffi</i>	430	400	110	250	Q 0,63**	50	20	30	10	L 0,75**
<i>C. trichotoma</i>	30	50	120	90	L 0,59**	10	30	20	40	L 0,76*
<i>D. cuneatum</i>	150	80	140	90	s.a.	40	40	40	20	s.a.
<i>H. courbaril</i>	170	200	220	160	Q 0,93*	40	50	20	60	Q 0,45*
<i>M. nictitans</i>	70	140	100	60	Q 0,89**	10	30	10	20	s.a.
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	30	40	40	30	s.a.	40	30	30	50	s.a.
<i>M. peruiferum</i>	60	60	220	60	Q 0,42**	30	30	30	0	L 0,61*
<i>M. umbellata</i>	50	40	60	40	s.a.	30	40	30	70	L 0,71**
<i>P. dubium</i>	30	30	40	20	s.a.	40	30	50	110	Q 0,99**
<i>Pip. gonoacantha</i>	30	40	80	60	s.a.	10	10	30	10	s.a.
<i>Pl. gonoacantha</i>	40	40	110	80	s.a.	30	30	50	40	s.a.
<i>S. schottiana</i>	30	40	30	30	s.a.	20	30	20	30	s.a.
<i>S. macranthera</i>	20	20	60	50	s.a.	30	20	10	20	s.a.
<i>S. granuloso-leprosum</i>	90	30	10	20	L 0,74*	40	30	10	40	Q 0,79**
<i>T. impetiginosa</i>	110	190	230	180	Q 0,98**	560	70	40	80	Q 0,96**
<i>T. micrantha</i>	40	30	20	20	s.a.	30	30	30	50	s.a.

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a. - sem ajuste.

L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.

*umbellata*, elevaram o teor de Mn. Na matéria seca da parte aérea, a maioria das espécies tiveram redução no teor de Mn. Somente oito espécies se ajustaram aos modelos polinomiais, sendo cinco espécies com resposta quadrática e três espécies resposta linear negativa. Os teores de Mn no tecido vegetal não atingiram níveis de fitotoxidez, apesar do aumento da concentração do Mn no solo com a elevação dos níveis dos metais contaminantes. A faixa de toxidez de Mn situa-se entre 225-1200mg/kg (Malavolta, 1994). No controle os teores de Mn foram elevados para as espécies *C. lasiophylla*, *C. langsdorffi*, *D. cuneatum*, *H. courbaril* e *T. impetiginosa*, que continuaram a manter altos teores nos maiores níveis de contaminação.

Das vinte espécies estudadas, *C. lasiophylla*, *H. courbaril*, *P. dubium* e *Pl. gonoacantha* apresentaram modelo quadrático e *A. mangium*, *D. cuneatum*, *S. macranthera*, *M. caesalpiniaefolia* e *M. umbellata* obtiveram resposta linear e negativa para o teor de Fe, em função dos níveis de contaminação, Tabela 18. Na matéria seca da parte aérea, ao contrário do observado para a matéria seca da raiz, o teor de Fe aumentou com a contaminação para a maioria das espécies. As respostas lineares e positivas obtidas foram das espécies *P. dubium* e *S. macranthera*, outras cinco espécies se ajustaram ao modelo quadrático.

Verificaram-se elevados teores de Fe tanto na matéria seca da raiz quanto da parte aérea, para todos os níveis de contaminação. No entanto, os teores de Fe observados na raiz foram superiores aos encontrados na parte aérea, sendo que na ausência de contaminação a diferença entre os teores de Fe na raiz foi muito grande, variando de 150mg/kg para *S. schottiana* a 750mg/kg para *C. lasiophylla*. Apesar dos elevados valores de Fe na matéria seca das plantas, verificou-se sintomas de deficiência de Fe nas espécies (Tabela 6), devido possivelmente ao desequilíbrio da relação Fe/Zn no tecido. Considerando a relação Fe/Zn na parte aérea no controle como ideal para as plantas, essa foi reduzindo com o aumento dos teores de Zn no tecido vegetal (Tabela 19). Por exemplo, *A. mangium*, apresentou intensa clorose nas folhas novas em todos os níveis com altas concentrações de Zn no solo e apresentou relações de Fe/Zn de 3,82; 0,42; 0,17 e 0,16 nos níveis de contaminação 0, 20, 40 e 60% respectivamente, indicando deficiência de Fe induzida pela toxidez de Zn, devido ao desequilíbrio entre os nutrientes.

Os teores dos metais pesados nas plantas foram afetados principalmente pelas interações entre os elementos, as quais suas reações de desequilíbrio causam estresse químico nas plantas (Kabata-Pendias e Pendias, 1985). Zinco, Cd, Pb e Cu foram os metais pesados encontrados em

TABELA 18. Média e regressão para teor de Fe na raiz e na parte aérea total das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais.

Espécie	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>
	0	20	40	60		0	20	40	60	
	Parte aérea total (mg/kg) .....					Raiz (mg/kg) .....				
<i>A. mangium</i>	230	110	110	120	s.a.	7250	8260	880	1840	L 0,67**
<i>A. peregrina</i>	180	160	180	1240	Q 0,94**	850	440	460	1500	s.a.
<i>C. lasiophylla</i>	230	330	270	150	s.a.	7450	1490	1550	610	Q 0,92**
<i>C. fissilis</i>	210	310	220	250	s.a.	1540	1480	830	610	s.a.
<i>C. langsdorffi</i>	440	650	410	650	s.a.	3170	2730	520	2030	s.a.
<i>C. trichotoma</i>	230	320	680	2380	Q 0,98**	1980	1620	1110	2060	s.a.
<i>D. cuneatum</i>	230	210	200	170	s.a.	3040	1480	910	610	L 0,88*
<i>H. courbaril</i>	310	190	160	240	s.a.	5110	2170	1290	2210	Q 0,99*
<i>M. nictitans</i>	120	250	190	190	s.a.	1170	1380	780	690	s.a.
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	120	100	90	80	s.a.	5610	3280	3690	1090	L 0,84**
<i>M. peruiferum</i>	220	210	290	190	s.a.	1000	1390	690	820	s.a.
<i>M. umbellata</i>	230	190	170	670	Q 0,93**	3790	2480	1300	390	L 0,99**
<i>P. dubium</i>	180	260	390	410	L 0,94*	6650	3600	45100	7510	Q 0,34**
<i>Pip. gonoacantha</i>	100	150	160	2480	Q 0,93**	990	640	880	650	s.a.
<i>Pl. gonoacantha</i>	200	360	230	1580	Q 0,88**	2530	610	590	2930	Q 0,99**
<i>S. schottiana</i>	110	130	110	190	s.a.	150	2580	700	640	s.a.
<i>S. macranthera</i>	150	150	190	450	L 0,70**	4030	1630	1540	1670	L 0,59*
<i>S. granuloso-leprosum</i>	170	160	140	170	s.a.	3670	1480	1790	1510	s.a.
<i>T. impetiginosa</i>	370	730	440	570	Q 0,97**	520	4130	520	2490	s.a.
<i>T. micrantha</i>	260	130	130	130	s.a.	2490	2190	1680	3650	s.a.

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a. - sem ajuste.

L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.

TABELA 19. Relação entre os teores de Fe e Zn (Fe/Zn) na parte aérea das espécies arbóreas, para todos os níveis de contaminação.

Espécie	Níveis de contaminação, %			
	0	20	40	60
<i>A. mangium</i>	3,83	0,42	0,17	0,16
<i>A. peregrina</i>	6,00	0,94	0,56	1,97
<i>C. lasiophylla</i>	3,83	1,32	0,46	0,13
<i>C. fissilis</i>	3,00	2,21	0,88	0,64
<i>C. langsdorffi</i>	5,50	2,10	1,28	0,88
<i>C. trichotoma</i>	2,88	0,53	0,62	1,80
<i>D. cuneatum</i>	1,05	0,53	0,35	0,30
<i>H. courbaril</i>	5,17	1,12	0,55	0,69
<i>M. nictitans</i>	1,71	1,39	0,21	0,44
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	1,20	1,00	0,35	0,24
<i>M. peruiferum</i>	5,50	1,75	0,51	0,42
<i>M. umbellata</i>	1,00	1,90	0,65	0,93
<i>P. dubium</i>	3,60	0,62	0,64	0,68
<i>Pip. gonoacantha</i>	1,43	0,65	0,26	1,86
<i>Pl. gonoacantha</i>	2,22	1,71	0,77	3,10
<i>S. schottiana</i>	1,22	0,72	0,58	0,66
<i>S. macranthera</i>	1,50	0,47	0,16	0,39
<i>S. granuloso-leprosum</i>	2,83	0,26	1,75	0,13
<i>T. impetiginosa</i>	1,28	1,62	0,90	1,54
<i>T. micrantha</i>	6,50	0,43	0,18	0,23

níveis tóxicos no solo contaminado estudado, sendo que o Zn foi o principal contaminante. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (1985) Zn é um dos elementos que apresenta maior número de reações antagônicas e sinérgicas e está ligado aos processos de absorção pelas plantas e ao sistema enzimático. Logo, os comportamentos diferenciados observados para os teores de nutrientes e metais pesados, é função da capacidade da espécie de sobreviver em locais multicontaminados através de características genótípicas de tolerância múltipla ou de co-tolerância aos metais (Antonovics, Bradshaw e Turner, 1971). a relação entre os teores dos metais pesado e a produção da matéria seca será discutida mais adiante.

A razão dos teores dos metais pesados entre a matéria seca da raiz e da parte aérea (RT-R/PA) também foi influenciada pelos tratamentos (Tabela 6A). Os valores da RT-R/PA para Cd, Zn e Mn, encontram-se na Tabela 20. A diferença de comportamento das espécies para RT-R/PA do Zn, mostram que, no solo sem contaminação, *A. peregrina*, *M. caesalpiniaefolia*, *A. mangium*, *C. lasiophylla*, *C. fissilis*, *M. nictitans*, *P. dubium*, *S. schottiana* e *T. micrantha* apresentaram teores de Zn superiores na matéria seca da raiz, sendo que *A. peregrina* foi estatisticamente maior. As espécies *C. langsdorffi* e *S. granuloso-leprosum* obtiveram os mesmos teores de Zn, tanto na raiz quanto na parte aérea apresentando valores da razão igual a um. As demais espécies tiveram RT-R/PA de Zn inferiores a um, indicando alta translocação do Zn para a parte aérea. Com 20% de contaminação, observa-se que para a maioria das espécies, o teor de Zn aumentou na matéria seca da raiz e apenas *A. peregrina* apresentou redução. Nesse nível de contaminação, *A. mangium* foi estatisticamente superior as outras espécies e nenhuma espécie mostrou maior teor de Zn na matéria seca da parte aérea do que na raiz. No nível de 40% de contaminação, o teor de Zn na raiz reduziu e aumentou na parte aérea para a maioria das espécies e apenas *Pip. gonoacantha* apresentou RT-R/PA de Zn inferior a um. Neste nível de contaminação *H. courbaril*, *C. trichotoma*, *P. dubium*, *S. schottiana*, *S. macranthera*, *S. granuloso-leprosum* e *M. caesalpiniaefolia* continuaram a elevar o teor de Zn na raiz. No maior nível de contaminação, verifica-se que a RT-R/PA de *H. courbaril* foi estatisticamente superior as outras RT-R/PA do Zn e apenas *M. umbellata* apresentou maiores teores de Zn na parte aérea. Nesse nível de contaminação, observa-se que as espécies que apresentaram menores valores de RT-R/PA, mostraram elevado teor de Zn na parte aérea e a foram mais afetadas pela contaminação em termos de crescimento (Figura 3), indicando certa relação entre sensibilidade e translocação.

TABELA 20. Razão dos teores de Cd, Mn e Zn na matéria seca da raiz e matéria seca da parte aérea (R/PA) para as espécies arbóreas estudadas nos diferentes níveis de contaminação.

ESPÉCIES	Cádmio				Manganês				Zinco			
	0%	20%	40%	60%	0%	20%	40%	60%	0%	20%	40%	60%
<i>A. mangium</i>	4,4a	115,2a	27,7a	62,3a	1,1bcd	0,7a	0,3b	1,2cdef	1,4bcd	12,2a	5,2bcd	8,0ab
<i>A. peregrina</i>	1,1a	15,4c	2,4efg	2,3de	0,2cd	0,2a	0,2b	0,3def	3,2a	1,9b	1,3fg	1,9ef
<i>C. lasiophylla</i>	1,5a	60,2b	4,6defg	4,1cde	0,3bcd	0,2a	0,5ab	0,2def	1,6bcd	3,0b	2,4efg	1,1f
<i>C. fissilis</i>	3,4a	10,9c	8,8bcd	8,1bcde	1,1bcd	1,2a	1,4ab	0,8def	1,5bcd	7,1ab	3,8cdef	2,8def
<i>C. langsdorffi</i>	0,9a	4,9c	5,0cdefg	4,9bcde	0,1d	0,1a	0,5ab	0,0f	1,0d	2,5b	2,5defg	2,4def
<i>C. trichotoma</i>	0,1a	1,5c	2,2efg	2,4de	0,4bcd	0,6a	0,2b	0,5def	0,6d	1,3b	1,9fg	1,9ef
<i>D. cuneatum</i>	1,4a	1,6c	0,2g	1,5de	0,3bcd	0,5a	0,3b	0,2def	0,4d	6,3ab	2,8defg	2,4def
<i>H. courbaril</i>	0,1a	9,5c	7,9bcde	14,8b	0,3bcd	0,3a	0,1b	0,4def	0,3d	3,6b	6,3ab	8,5a
<i>M. nictitans</i>	1,8a	2,3c	1,3fg	1,0c	0,2cd	0,2a	0,1b	0,3def	1,1cd	4,2b	2,1fg	1,8ef
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	7,0a	17,0c	10,9b	12,6bc	1,1bcd	0,8a	0,8ab	1,6bcde	2,7ab	8,0ab	7,3ab	7,3ab
<i>M. peruiferum</i>	4,1a	3,7c	4,1defg	3,3cde	0,5bcd	0,5a	0,1b	0,0f	0,9d	2,0b	1,3fg	1,2ef
<i>M. umbellata</i>	6,7a	66,4b	10,8bc	6,8bcde	0,6bcd	1,0a	0,6ab	1,7bcd	0,2d	8,6ab	4,9bcde	0,8f
<i>P. dubium</i>	11,7a	9,6c	6,5bcdef	5,0bcde	1,3b	0,9a	1,3ab	6,7a	1,4bcd	4,0b	5,2bcd	4,1cde
<i>Pip. gonoacantha</i>	12,9a	16,8c	9,1bcd	3,0cde	0,6bcd	0,4a	0,4b	0,1ef	0,8d	3,3b	0,6g	1,3ef
<i>Pl. gonoacantha</i>	3,4a	2,0c	1,0fg	1,7de	0,7bcd	0,7a	0,5ab	0,7def	0,8d	2,2b	1,3fg	2,2def
<i>S. schottiana</i>	2,9a	8,6c	11,9b	7,4bcde	0,7bcd	0,8a	0,7ab	1,2cdef	1,2bcd	5,1ab	8,7a	6,6abc
<i>S. macranthera</i>	0,7a	5,3c	0,8fg	2,6cde	1,2bc	1,3a	0,2b	0,3def	0,8d	2,3b	2,4efg	2,8def
<i>S. granuloso-leprosum</i>	0,5a	1,0c	2,6efg	4,1cde	0,5bcd	0,9a	1,3ab	3,0b	1,0d	1,4b	2,1fg	2,5def
<i>T. impetiginosa</i>	3,9a	1,1c	2,4efg	11,3bcd	5,2a	0,4a	0,3b	0,4df	0,3d	2,6b	1,1fg	5,0bcd
<i>T. micrantha</i>	7,3a	8,1c	3,4defg	3,6cde	0,7bcd	1,0a	1,8a	2,5bc	2,6abc	2,6b	2,4efg	2,7def

Médias seguidas por letras distintas diferem entre si na coluna (Tukey a 5%).

Baker (1978) verificou que a tolerância de *Silene vulgaris* a Zn foi devido a acumulação deste metal na raiz, podendo estar ou não ligado ao mecanismo de exclusão da parte aérea.

No nível zero de contaminação, as espécies apresentaram proporcionalmente mais Cd na raiz do que na parte aérea e não diferiram estatisticamente entre si, Tabela 20. Os maiores teores de Cd na parte aérea foram verificados para *C. langsdorffi*, *C. trichotoma*, *H. courbaril*, *S. macranthera* e *S. granuloso-leprosum*. No nível seguinte de contaminação as RT-R/PA do Cd variaram de 1,0 a 115,2, indicando considerável aumento deste elemento nas raízes de algumas espécies. A maior RT-R/PA para Cd foi obtido por *A. mangium*, que apresentou acréscimo de 2618% no teor de Cd na raiz no nível 20% de contaminação em relação ao solo sem contaminação. Como observado para o Zn, RT-R/PA do Cd começou a reduzir no nível de 40% de contaminação, para a maioria das espécies. Também nos níveis de 40 e 60% de contaminação, *A. mangium* apresentou maior razão, indicando menor translocação do Cd para a parte aérea, enquanto que as espécies *D. cuneatum* e *S. macranthera* mostraram as menores razões. Com 60% de contaminação, muitas espécies continuaram a reduzir o teor de Cd na raiz indicando ser mais sensível ao metal, porém observou-se maior número de espécies, do que no nível de 40% de contaminação, que aumentaram a relação dos teores de Cd na R/PA. A espécie *M. nictitans* apresentou menor RT-R/PA de Cd nesse nível de contaminação, confirmando ser uma espécie muito sensível à presença do Cd (Figura 3).

A RT-R/PA de Mn para a maioria das espécies e em todos os níveis de contaminação, foi menor do que um indicando reduzida capacidade de acumular este elemento nas raízes das espécies, indicando que o Mn absorvido pelas raízes foi translocado para a parte aérea. Verificou-se grande variação no comportamento das espécies quanto a redução e acréscimo dos teores de Mn na parte aérea e na raiz com a contaminação. Este efeito foi devido a interação de Mn com outros metais no processo de absorção e translocação. No nível 60% de contaminação, *C. langsdorffi* e *M. peruvianum* apresentaram praticamente todo o Mn na matéria seca da parte aérea.

A diferença de comportamento das espécies para a RT-R/PA de Fe, Cu e Pb, nos diferentes níveis de contaminação, encontram-se na Tabela 21. Com 0% de contaminação não observou-se nenhuma diferença significativa entre as espécies, no entanto, *H. courbaril*, *Pip. gonoacantha*, *M. caesalpiniaefolia*, *Pl. gonoacantha* e *T. impetiginosa* tiveram maior teor de Pb na raiz do que na parte aérea total. *Pip. gonoacantha* e *T. impetiginosa* foram as únicas espécies a



TABELA 21. Razão dos teores de Fe, Cu e Pb na matéria seca da raiz e matéria seca da parte aérea (R/PA) para as espécies arbóreas estudadas nos diferentes níveis de contaminação.

ESPÉCIES	Ferro				Cobre				Chumbo			
	0%	20%	40%	60%	0%	20%	40%	60%	0%	20%	40%	60%
<i>A. mangium</i>	32,6bc	75,5a	8,1c	16,1abc	1,3abcd	2,8cd	11,4c	23,0a	1,0a	106,7a	34,7abc	12,0b
<i>A. peregrina</i>	4,6fg	2,7fg	2,5c	1,4d	1,4abcd	3,3cd	2,4c	3,0bc	0,7a	4,4c	1,0c	1,0b
<i>C. lasiophylla</i>	33,2bc	4,5efg	5,8c	4,1cd	1,5abc	1,6d	2,0c	0,7c	0,3a	0,9c	1,7c	16,7b
<i>C. fissilis</i>	7,4efg	4,9efg	4,0c	2,7cd	1,4abcd	2,0d	1,5c	2,3bc	0,4a	2,8c	1,0c	2,3b
<i>C. langsdorffi</i>	7,28efg	4,3efg	1,3c	3,1cd	1,2abcd	3,1cd	3,0c	2,7bc	1,0a	3,1c	21,6abc	2,4b
<i>C. trichotoma</i>	8,3efg	5,2efg	1,7c	0,9d	0,7cd	1,8d	1,9c	2,9bc	1,0a	1,7c	5,4bc	2,4b
<i>D. cuneatum</i>	13,3defg	6,9efg	4,6c	3,8cd	0,3d	1,7d	2,2c	3,6bc	1,0a	2,5c	2,6c	1,7b
<i>H. courbaril</i>	16,2defg	11,5cdefg	8,0c	9,3bcd	1,2abcd	7,9ab	33,1b	4,4bc	1,5a	17,4c	24,3abc	147,0a
<i>M. nictitans</i>	9,9efg	5,7efg	4,3c	3,9cd	1,2abcd	2,0d	3,1c	4,8bc	1,0a	2,6c	5,0c	26,7b
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	47,7a	31,8b	41,4b	11,9bcd	1,1abcd	3,0cd	4,8c	5,7bc	4,0a	31,8bc	23,3abc	7,6b
<i>M. peruiferum</i>	4,5fg	6,7efg	2,4c	4,7bcd	1,8ab	4,2cd	7,5c	1,9bc	1,0a	6,9c	4,2c	2,0b
<i>M. umbellata</i>	16,4def	12,8cde	7,9c	0,6d	0,8bcd	8,9a	12,3c	1,6bc	1,0a	3,5c	16,7abc	0,2b
<i>P. dubium</i>	38,1ab	13,9cde	115,3a	18,4ab	1,7abc	2,6cd	4,0c	5,9bc	1,0a	53,3b	47,7a	12,8b
<i>Pip. gonoacantha</i>	9,6efg	4,5efg	5,5c	0,3d	0,6cd	5,7bc	1,5c	4,4bc	4,0a	0,4c	0,7c	0,6b
<i>Pl. gonoacantha</i>	12,5defg	1,7g	2,6c	2,5cd	0,6cd	1,7d	0,9c	2,2bc	1,7a	1,3c	1,2c	4,2b
<i>S. schottiana</i>	1,3g	20,3c	6,9c	3,4cd	1,1abcd	1,8d	4,7c	4,6bc	1,0a	16,7c	3,3abc	7,8b
<i>S. macranthera</i>	25,9bcd	11,0cdefg	8,6c	4,0cd	1,0abcd	7,9ab	64,0a	9,3b	1,0a	7,8c	46,7ab	23,9b
<i>S. granuloso-leprosum</i>	21,5cde	9,5defg	8,7c	8,9bcd	2,0a	3,6cd	7,1c	9,2b	1,0a	1,3c	2,1c	3,5b
<i>T. impetiginosa</i>	0,1g	5,6efg	1,2c	4,3cd	0,8bcd	2,2d	2,0c	3,2bc	3,7a	0,3c	10,5abc	5,1b
<i>T. micrantha</i>	9,7efg	17,1cd	13,0c	28,3a	1,2abcd	4,1cd	5,7c	4,7bc	0,7a	21,9bc	13,2abc	3,8b

Médias seguidas por letras distintas diferem entre si na coluna (Tukey a 5%).

apresentarem redução com 20% de contaminação. Observou-se também que no controle, para onze espécies, o teor de Pb tanto na raiz quanto na parte aérea foram iguais. No nível de 20% de contaminação, *A. mangium* apresentou maior RT-R/PA de Pb, com aumento de 10670% em relação ao controle, evidenciando sua enorme capacidade de concentrar Pb nas raízes. Com 40% de contaminação muitas espécies aumentaram o teor de Pb na matéria seca da raiz e *P. dubium* apresentou maior RT-R/PA de Pb. No nível mais elevado de contaminação, *C. lasiophylla*, *C. fissilis*, *H. courbaril*, *M. nictitans*, *Pl. gonoacantha*, *S. schottiana* e *S. granuloso-leprosum* foram as espécies que aumentaram o teor de Pb nas raízes, sendo que *H. courbaril* apresentou o maior valor.

Na ausência de contaminação, a RT-R/PA de Cu, foi inferior a um para seis espécies, indicando menor teor de Cu na matéria seca da parte aérea. Com 20% de contaminação todas as espécies aumentaram o teor de Cu na raiz, e nenhuma espécie apresentou maior teor de Cu na matéria seca da parte aérea do que da raiz. Aos 40% de contaminação, a maioria das espécies continuou aumentando a RT-R/PA de Cu, e observou-se maior aumento para *S. macranthera* (914%). A *Pl. gonoacantha* foi a única espécie a obter maior valor de Cu na parte aérea. No nível 60% de contaminação, a RT-R/PA de Cu variou de 0,7 para *C. lasiophylla* a 23,0 para *A. mangium*. Nesse nível de contaminação, apenas *C. lasiophylla* apresentou maior teor de Cu na parte aérea total do que na raiz. Apesar da alta concentração de Cu no solo, esse parece não ter afetado muito as plantas, pois verificou-se que no maior nível de contaminação, o teor de Cu foi maior nas raízes das plantas, indicando que pouco Cu foi translocado para a parte aérea. A presença do Cd também em elevadas concentrações no solo e na planta, possivelmente foi o responsável pela redução do Cu na parte aérea, Kabata-Pendias e Pendias (1985).

No controle, com exceção de *T. impetiginosa*, todas as outras espécies tiveram maior teor de Fe na raiz do que na parte aérea (Tabela 21), devido a alta concentração de Fe encontrada no solo não contaminado (Tabelas 1 e 2). Também maiores teores de Fe na raiz do que na parte aérea de *Schizolobium amazonicum* foram encontrados por Motta et al. (1996). No nível seguinte de contaminação, a maioria ds espécies apresentou redução na RT-R/PA de Fe. As espécies *A. mangium*, *M. peruiiferum*, *S. schottiana* e *T. micrantha* aumentaram o teor de Fe na raiz. Com 40% de contaminação, *P. dubium* foi a espécie que obteve maior RT-R/PA de Fe, com um acréscimo de 829% em relação ao nível anterior, apresentando um teor de Fe na raiz 115,3 vezes

maior do que na parte aérea. Com 60% de contaminação, a RT-R/PA de Fe, foi inferior aos valores encontrados no controle, possivelmente devido a redução na concentração de Fe do solo com a contaminação (Tabela 2). Apenas *M. peruiferum*, *S. schottiana*, *T. impeginosa* e *T. micrantha* mostraram maior teor de Fe na raiz, na maior contaminação do que na ausência dos contaminantes.

A maioria das espécies que apresentou maior teor de metais na matéria seca da raiz, principalmente para Zn, Cd e Pb, mostrou ser menos sensíveis a esses, com maior produção de matéria seca total no nível de maior contaminação do que as outras espécies que translocaram muito metal para a parte aérea, conforme visto na Figura 3. Vários estudos verificaram que um dos mecanismos de tolerância das plantas à metais pesados, é a capacidade de retenção dos metais na raiz, Malavolta (1994).

Como maneira adicional para avaliar os efeitos da contaminação nos teores proporcionais dos metais nos tecidos das plantas, calculou-se o índice CINTR que mede o impacto no teor proporcional do metal entre a raiz e parte aérea entre o solo contaminado e sem contaminação, (Tabela 22). Este índice indica quantas vezes a razão do teor R/PA é superior na presença do solo contaminado. Quando CINTR for maior do que uma unidade, maior teor proporcional nas raízes da planta no solo contaminado e quando CINTR for menor do que uma unidade, maior teor proporcional nas raízes da planta no solo não contaminado. Segundo Baker (1981), um dos mecanismos de tolerância aos metais pesados, é a capacidade da espécie em limitar a translocação dos elementos da raiz para a parte aérea, concentrando-os nas raízes.

O CINTR para Zn, variou de 0,59 a 28,30, indicando menor retenção de Zn na raiz de *A. peregrina* e *C. lasiophylla* em solo contaminado do que no controle, e maior retenção de Zn nas raízes de dezoito espécies, sendo que *D. cuneatum*, *A. mangium*, *H. courbaril*, *M. umbellata*, *S. schottiana* e *T. impetiginosa* apresentaram valores de CINTR muito superiores às outras espécies. O número de espécies que apresentou CINTR de Cd menor do que uma unidade na raiz, foi maior do que o observado para Zn. Considerando que o acúmulo diferencial de metal na raiz é indicativo de tolerância (Baker, 1987), espera-se maior número de espécies menos tolerantes ao Cd do que ao Zn. As espécies que reteram quantidades bem maiores de Cd na raiz foram: *A. mangium*, *C. langsdorffi*, *C. trichotoma*, *H. courbaril*, *S. macranthera*, *S. granuloso leprosum* e *T. impetiginosa* e as espécies *P. dubium*, *Pl. gonoacantha*, *M. nictitans*, *M. peruiferum*, *Pip.*

TABELA 22. Coeficiente de impacto no teor proporcional do metal entre a raiz e parte aérea entre o solo contaminado e sem contaminação (CITR) para Zn, Cd, Pb, Fe, Mn e Cu.

ESPÉCIES	Zn	Cd	Pb	Fe	Mn	Cu
	CITR <sup>1</sup>					
<i>A. mangium</i>	5,71	14,16	12,00	0,48	1,09	17,69
<i>A. peregrina</i>	0,59	2,09	1,43	0,30	1,50	2,14
<i>C. lasiophylla</i>	0,69	2,73	55,67	0,12	0,67	0,47
<i>C. fissilis</i>	1,87	2,38	5,75	0,37	0,73	1,64
<i>C. langsdorffi</i>	2,40	5,44	2,40	0,43	0,01	2,25
<i>C. trichotoma</i>	3,17	24,00	2,40	0,11	1,25	4,14
<i>D. cuneatum</i>	6,00	1,07	1,70	0,29	0,67	12,00
<i>H. courbaril</i>	28,30	148,00	98,00	0,57	1,33	3,67
<i>M. nictitans</i>	1,64	0,56	26,70	0,39	1,50	4,00
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	2,70	1,80	1,90	0,25	1,46	5,18
<i>M. peruiferum</i>	1,33	0,81	2,00	1,04	0,01	1,06
<i>M. umbellata</i>	4,00	1,02	0,20	0,04	2,83	2,00
<i>P. dubium</i>	2,93	0,43	12,80	0,48	5,15	3,47
<i>Pip. gonoacantha</i>	1,63	0,23	0,15	0,03	0,17	7,33
<i>Pl. gonoacantha</i>	2,80	0,50	2,47	0,20	1,00	3,67
<i>S. schottiana</i>	5,50	2,55	7,80	2,62	1,71	4,18
<i>S. macranthera</i>	3,50	3,71	23,90	0,15	0,25	9,30
<i>S. granuloso-leprosum</i>	2,50	8,20	3,50	0,41	6,00	4,60
<i>T. impetiginosa</i>	16,67	2,90	1,38	3,06	0,08	4,00
<i>T. micrantha</i>	1,04	0,49	5,43	2,92	3,57	3,92

<sup>1</sup>CITR=(razão do teor R/PA no 60% contaminação/razão do teor R/PA no controle)

*gonoacantha* e *T. micrantha* reteram menos Cd na raiz no solo contaminado do que no controle.

Os CTR de Mn na raiz apresentaram valores (0,01-6,00) inferiores aos observados para Cd e Zn. Isto pode ser devido a baixa concentração relativa de Mn no solo estudado, abaixo dos níveis tóxicos. O CTR para o Pb variou de 0,15 para *Pip. gonoacantha* a 98,00 para *H. courbaril*. Para os teores de Pb, verifica-se que a maioria das espécies apresentou retenção de Pb nas raízes, sendo *M. umbellata* e *Pip. gonoacanthas* espécies mais afetadas. O CTR de Cu mostrou que apenas em *C. lasiophylla* encontrou-se mais Cu na parte aérea do que na raiz no solo contaminado, indicando que mesmo em maiores concentrações no solo, o metal não foi problema para a planta. Todas as espécies reteram mais Cu na raiz no solo contaminado do que no controle. Os maiores valores de CTR para Cu foram obtidos para *A. mangium*, *D. cuneatum*, *M. caesalpiniaefolia*, *Pip. gonoacantha* e *S. macranthera*. O CTR de Fe obtido para todas as espécies, mostra que *M. peruiferum*, *S. schottiana*, *T. impetiginosa* e *T. micrantha* reteram maior quantidade de Fe na raiz do solo contaminado em relação ao controle.

Verificou-se maior teor proporcional nas raízes em 90% das espécies para Zn e Pb, 70% para Cd e 95% para Cu. Isto evidencia que estas espécies apresentam capacidade generalizada de reter estes metais nas raízes quando crescendo em solos contaminados.

De acordo com os valores de CTR para os metais, *H. courbaril* foi a espécie que concentrou na raiz proporcionalmente maior quantidade dos principais metais contaminantes do solo do que as outras espécies. Para esta espécie seu mecanismo de tolerância está em absorver e reter os metais na raiz, não translocando-os para a parte aérea. Para outras espécies foi também observado o mesmo mecanismo de tolerância, no entanto, verificou-se que nem todos os metais foram imobilizados na raiz, afetando de forma mais acentuada a produção da matéria seca indicando que as espécies são afetadas diferentemente. Isto indica possivelmente que a tolerância a um metal não necessariamente induziu tolerância a outro metal (Wu e Antonovics, 1975; Patra, Lenka e Pande, 1994; Verkleij e Prast, 1989). Verificou-se, também, que *C. fissilis* mostrou-se pouco afetada pelos metais, pois sua produção relativa de matéria seca foi pouco reduzida, chegando a ser estimulada pela presença dos metais (Figuras 2 e 4). No entanto, os valores de CTR para estas espécie foram muito inferiores aos observados para *H. courbaril* que mostrou-se também pouco afetada pelos metais. Isto indica que o mecanismo de tolerância de *C. fissilis* foi diferente do mecanismo apresentado para *H. courbaril*, ou seja, a espécie *C. fissilis* mostrou ser

mais limitante na absorção dos metais. Segundo Malavolta (1994) e Kabata-Pendias e Pendias (1985), um dos mecanismos de tolerância das espécies é a sua capacidade de limitação na absorção, através da excreção pela raiz de compostos orgânicos que diminuem a disponibilidade do elemento.

#### 4.4 Relação entre Teores e Produção de Matéria Seca

Visando estabelecer relações entre os teores dos elementos metálicos e o crescimento da plantas, procedeu-se a realização de análise de regressão entre os teores dos metais e a produção de matéria seca relativa da parte aérea (Figuras 8, 9, e 10; Tabela 7A). Verifica-se que os teores de Zn e Cd foram os metais que mais afetaram a produção de matéria seca relativa da parte aérea, pois apresentou maior número de espécies com relações significativas. Todas as espécies com relações significativas entre matéria seca e teores de Zn, apresentaram redução da matéria seca relativa com o aumento do teor de Zn na parte aérea (Figura 8). A espécie *S. granuloso-leprosum* apresentou aumento na produção de matéria seca até o nível de concentração de 500mg/kg com decréscimo acentuado a partir desta, enquanto *C. fissilis* aumentou a partir de 200mg/kg de Zn, não reduzindo a produção em concentrações mais elevadas. Verifica-se também pelas curvas de regressão que *M. peruiferum*, *Pip. gonoacantha*, *A. peregrina*, *T. impetiginosa*, *P. dubium*, *C. trichotoma* e *M. umbellata* foram espécies altamente sensíveis a Zn, pois apresentaram redução mais forte na produção da matéria seca com o aumento do teor deste elemento na parte aérea. Os menores teores de Zn na parte aérea foram observados para *C. fissilis* e *M. caesalpiniaefolia*, no entanto com 250mg/kg de Zn, *C. fissilis* produziu aproximadamente 90% de matéria seca relativa e *M. caesalpiniaefolia* apenas 60% indicando diferenças de sensibilidade entre estas espécies.

A elevação do teor do Cd na parte aérea afetou negativamente a produção de matéria seca da parte aérea relativa, sendo *A. peregrina*, *M. peruiferum*, *T. micrantha* e *Pip gonoacantha* (Figura 9) as espécies mais fortemente afetadas. Como observado para o Zn, houve aumento na produção de matéria seca em *C. fissilis* a partir de 4mg/kg de Cd. Também observou-se aumento na produção de matéria seca em *C. lasiophylla* a partir de 13mg/kg de Cd. A produção de matéria seca de *P. dubium* foi também reduzida com o aumento do teor de Cd no tecido vegetal, no

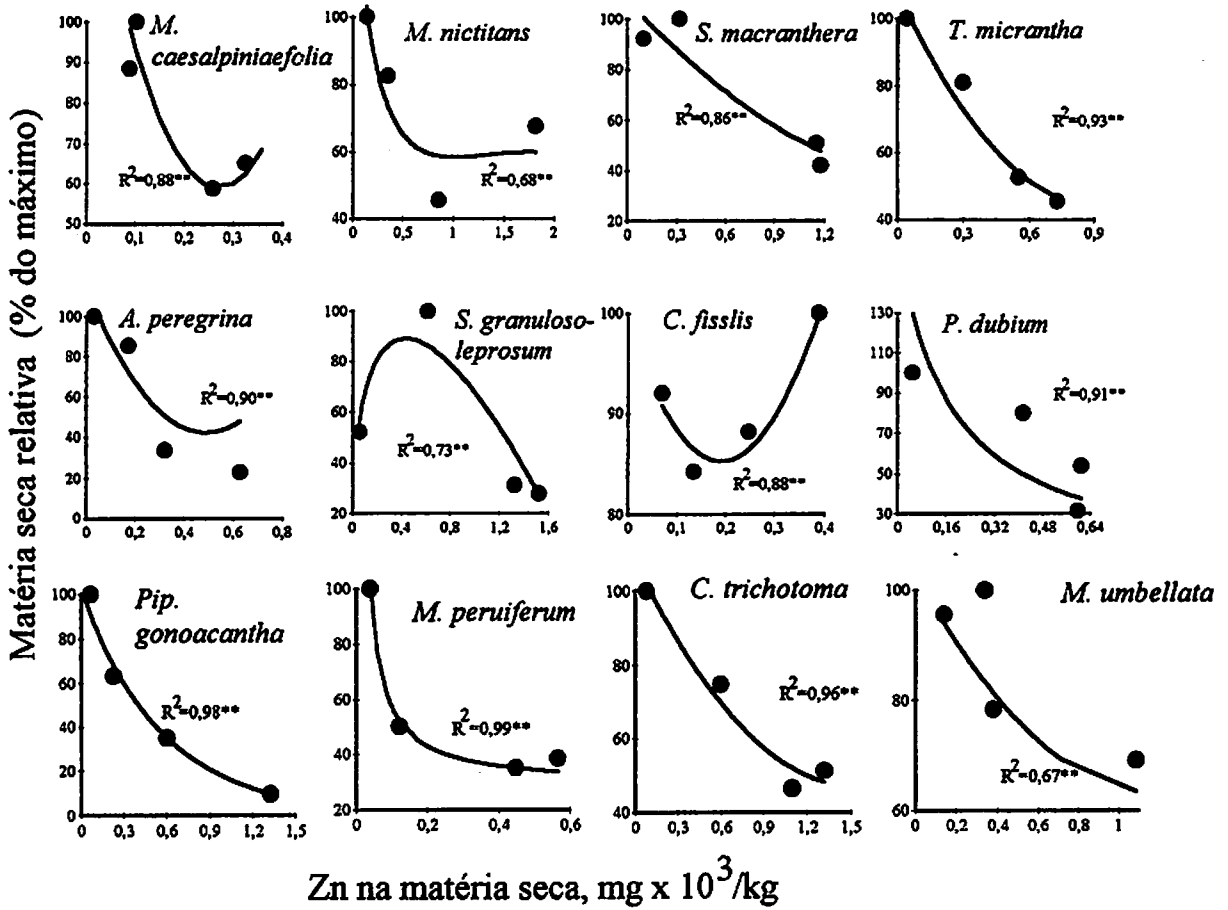


FIGURA 8. Curvas de regressão para a massa de matéria seca da parte aérea relativa e seus teores de Zn. \* $p \leq 0,05$  e \*\*  $p \leq 0,01$ . Equações de regressão na Tabela 7A.

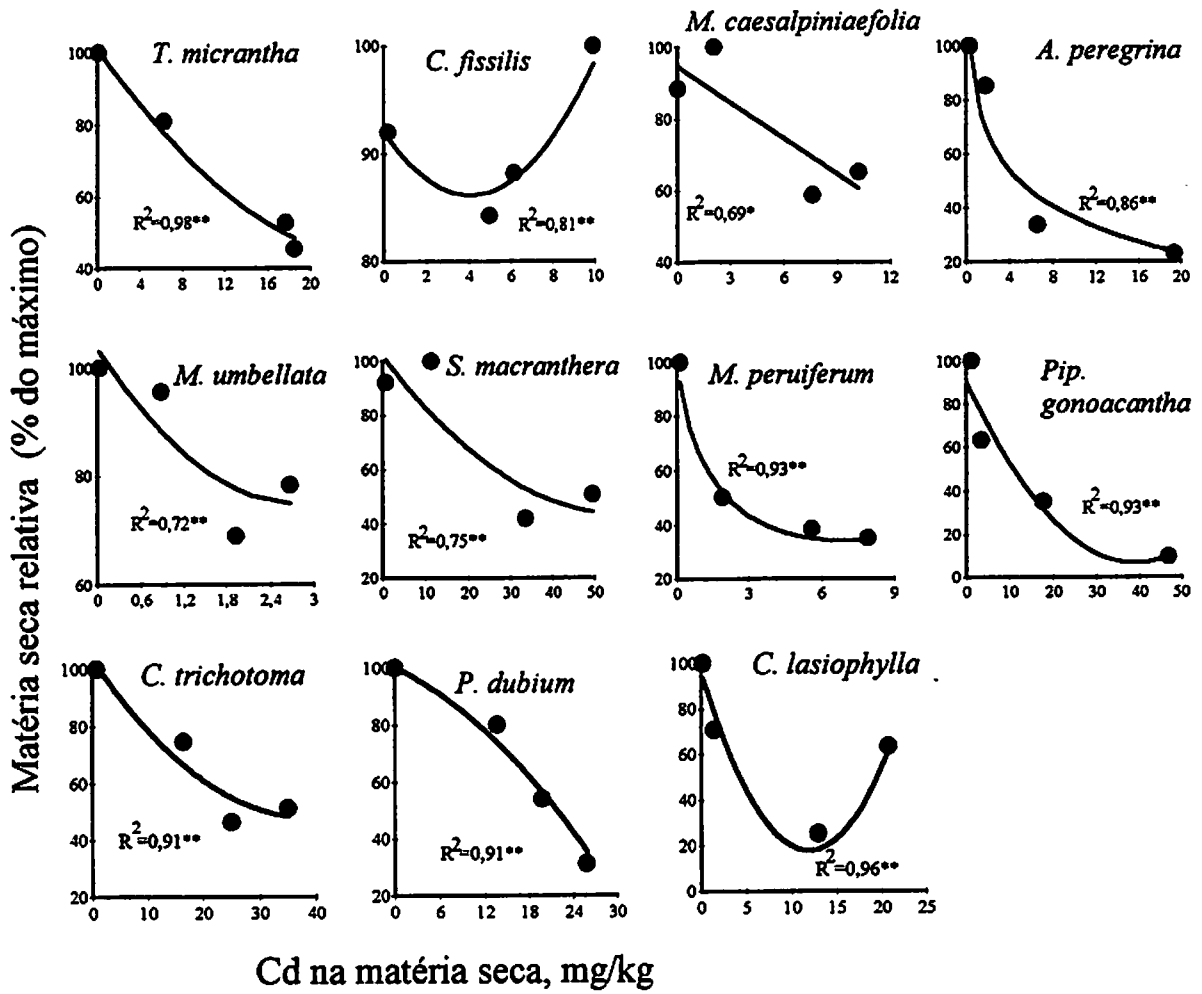


FIGURA 9. Curvas de regressão para a massa de matéria seca da parte aérea relativa e seus teores de Cd. \* $p \leq 0,05$  e \*\*  $p \leq 0,01$ . Equações de regressão na Tabela 7A.



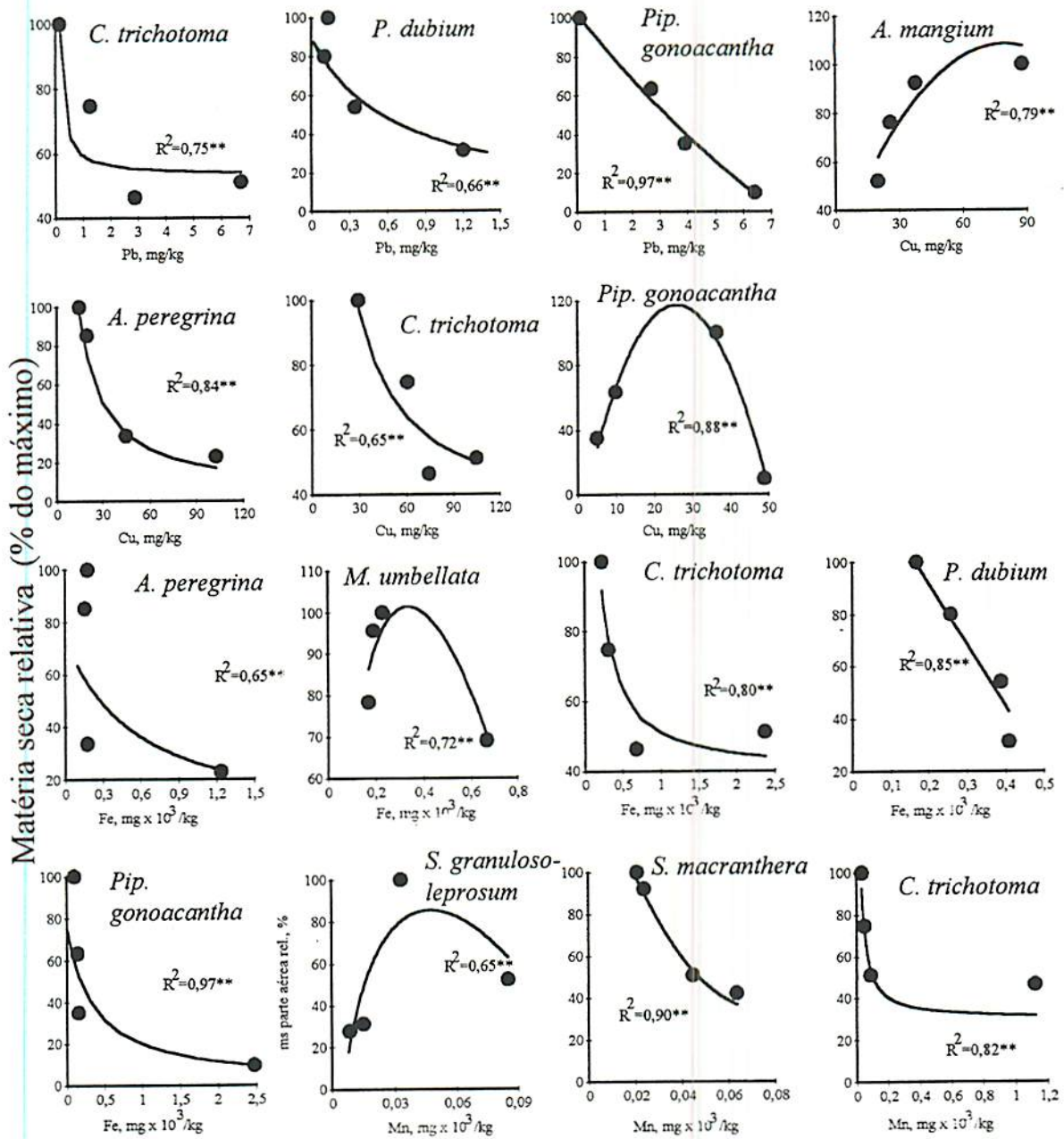


FIGURA 10. Curvas de regressão para a massa de matéria seca da parte aérea relativa e seus teores de Pb, Cu, Fe e Mn. \* $p \leq 0,05$  e \*\*  $p \leq 0,01$ . Equações de regressão na Tabela 7A.

entanto, o efeito do metal no comportamento da espécie foi menos drástico do que o efeito do Zn, indicando ser mais sensível ao Cd do que ao Zn. Apesar dos teores de Cd encontrados nas plantas variarem de 0-50mg/kg (Figura 9) e de Zn variarem de 40-1800mg/kg, Cd afetou tanto a produção de matéria seca das plantas quanto o Zn.

Na Figura 10, encontram-se as curvas de regressão para a produção relativa da matéria seca, em função dos teores dos metais pesados Pb, Cu, Fe e Mn na parte aérea. As espécies *P. dubium*, *Pip. gonoacantha* e *C. trichotoma* foram mais afetadas, sendo que a menor na produção relativa foi obtida com aproximadamente 1,2; 6,5 e 6,8mg/kg de Pb no tecido vegetal, respectivamente, sendo *Pip. gonoacantha* e *C. trichotoma* as espécies mais afetadas pelo metal.

As curvas de regressão para a produção de matéria seca em função dos teores de Cu na parte aérea, mostram que a presença do Cu no tecido vegetal aumentou a produção de *A. mangium* e *Pip. gonoacantha* até o nível de 75 e 28mg/kg de Cu, respectivamente, decrescendo a partir destes valores (Figura 10). Outras espécies, *A. peregrina* e *C. trichotoma* tiveram a produção relativa reduzida com o aumento do teor de Cu. A presença de Fe nos tecidos vegetais de *A. peregrina*, *M. umbellata*, *C. trichotoma*, *P. dubium* e *Pip. gonoacantha*, também provocou decréscimo na produção, sendo que em *M. umbellata* houve acréscimo na produção até o teor de 350mg/kg de Fe, seguido de redução para teores de Fe mais elevados. No entanto, foi observado clorose em todas estas espécies, como resultado do desequilíbrio da relação Fe/Zn (Tabela 19). Apesar da aplicação de vermicomposto, para as espécies nodulíferas, *A. peregrina* e *Pip. gonoacantha*, a clorose pode também ser resultado da baixa fixação biológica de nitrogênio, pois, verificou-se um número muito baixo de nódulos nestas espécies. As espécies *S. granuloso-leprosum*, *S. macranthera* e *C. trichotoma* foram as espécies que mostraram ser mais afetadas com a presença do Mn em seus tecidos. *S. granuloso-leprosum* aumentou a produção de matéria seca relativa até 45mg/kg de Mn no tecido, decrescendo em teores maiores.

Para melhor visualização dos efeitos do metal no tecido na parte aérea das plantas, foram estimados "níveis críticos", para as condições em estudo. A determinação dos níveis críticos está sujeita a duas condições, as quais não foram verificadas neste trabalho, que são a existência de apenas um elemento afetando a produção da planta e as concentrações adequadas dos outros elementos de forma a não alterarem em demasia a absorção do elemento em estudo. Tendo em vista esses pontos, elaborou-se tentativamente a Tabela 23, para estimar os níveis críticos dos

TABELA 23. Níveis críticos de toxidez (teor na matéria seca) dos metais pesados para uma redução na produção de matéria seca de 10 e 50%.

ESPÉCIES	Zn		Cd		Pb		Cu		Fe		Mn	
	10%	50%	10%	50%	10%	50%	10%	50%	10%	50%	10%	50%
..... mg/kg na matéria seca da parte aérea .....												
<i>A. mangium</i>	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
<i>A. peregrina</i>	90	0,28	0,63	4,93	...	...	20	30	...	280	...	...
<i>C. lasiophylla</i>	...	...	0,48	4,30	...	...	...	...	...	...	...	...
<i>C. fissilis</i>	80	...	1,00	...	...	...	...	...	...	...	...	...
<i>C. langsdorffi</i>	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
<i>C. trichotoma</i>	250	1,19	5,10	31,4	0,17	...	30	100	240	1100	40	110
<i>D. cuneatum</i>	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
<i>H. courbaril</i>	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
<i>M. nictitans</i>	90	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	110	...	1,43	13,42	...	...	...	...	...	...	...	...
<i>M. peruiferum</i>	50	0,14	0,19	2,13	...	...	...	...	...	...	...	...
<i>M. umbellata</i>	210	...	0,77	...	...	...	...	...	530	790	...	...
<i>P. dubium</i>	150	0,41	6,51	21,78	0,01	0,56	...	...	210	380	...	...
<i>Pip. gonoacantha</i>	70	0,41	0,11	10,98	0,73	3,25	40	50	...	190	...	...
<i>Pl. gonoacantha</i>	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
<i>S. schottiana</i>	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
<i>S. macranthera</i>	270	1,11	6,54	38,86	...	...	...	...	...	...	20	50
<i>S. granuloso-leprosum</i>	...	1,25	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
<i>T. impetiginosa</i>	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
<i>T. micrantha</i>	140	0,64	2,94	17,83	...	...	...	...	...	...	...	...

... Dados desconhecido, impossível de ser determinado por falta de ajuste da regressão.

metais para a redução de 10 e 50% da produção máxima de matéria seca relativa da parte aérea. Os valores dos níveis críticos foram calculados a partir das equações de regressão (Tabela 7A) que organizaram as Figuras 8, 9 e 10.

A espécie mais afetada pelo metal é aquela que apresenta o menor teor foliar desse metal para a redução em 10 e 50% da produção relativa da matéria seca. Dessa forma, a espécie mais afetada pelo Zn foi *M. peruiferum*, seguida por *A. peregrina*, *P. dubium*, *Pip. gonoacantha* e *M. nictitans* (Tabela 23). Segundo Okhi citado por Dechen, Bataglia e Santos (1995), o nível crítico de toxidez é a concentração do elemento que reduz em 10% a produção, logo as espécies mais atingidas pelo metal são aquelas em que o elemento é encontrado em menor concentração em seu tecido reduzindo a produção em 10% da máxima. A espécie *C. fissilis* apresentou-se apenas 80mg/kg de Zn para reduzir em 10% da produção e não apresentou teor de Zn para a redução em 50% da matéria seca, no entanto, verifica-se na Figura 8 que seu comportamento foi diferente das demais espécies, pois sua produção foi estimulada quando os teores encontrados na parte aérea foram superiores a 200mg/kg. Como verificado para *C. fissilis*, a espécie *M. nictitans* também apresentou baixo teor no tecido (90mg/kg de Zn) para a redução de 10% da produção e não apresentou teor para a redução de 50%, porém a produção de matéria seca de *M. nictitans* apresentou acentuada redução com a contaminação (Figura 2).

A espécie *C. fissilis* precisou de 1,00mg/kg para reduzir para 90% a produção de matéria seca, sendo que acima de 4mg/kg de Cd sua produção foi estimulada, porém com apenas 0,11mg/kg de Cd, a produção de matéria seca de *Pip. gonoacantha* foi reduzida em 10%, indicando a superioridade da espécie em crescer em solo contaminado com Cd. Outras espécies sensíveis ao Cd foram *A. peregrina*, *C. lasiophylla* e *M. peruiferum* que com baixas concentrações de Cd apresentaram redução de 10 e 50% na matéria seca. De fato estas espécies mostraram bastante sensíveis, pois verificou-se acentuada redução na matéria seca da parte aérea com o aumento da contaminação (Figura 2). Isto indica que a redução no crescimento destas espécies foi devido a absorção dos contaminantes do solo. A espécie *Pip. gonoacantha* para reduzir em 50% a produção não mostrou ser muito sensível quanto *A. peregrina*, *C. lasiophylla* e *M. peruiferum*, possivelmente devido a espécie ser mais sensível ao Zn e este ter interferido no processo de absorção do Cd, apesar da espécie *Pip. gonoacantha* ter sido bastante afetada pela contaminação com metais pesados.

O Pb foi outro metal que causou problemas de fitotoxidez nas espécies, porém possivelmente, devido a interação deste íon com outros presentes no solo, um menor número de espécies foi afetada por este. Dentre vinte espécies testadas, *C. trichotoma*, *P. dubium* e *Pip. gonoacantha* mostraram-se mais sensíveis ao Pb necessitando de apenas 0,17; 0,01 e 0,73mg/kg de Pb, respectivamente, na matéria seca da parte aérea para reduzir em 10% a produção máxima.

Os teores de Cu em *A. mangium* indicaram valores de deficiência e não de toxidez (Figura 10) e para *A. peregrina*, *C. trichotoma* e *Pip. gonoacantha* são apresentados os níveis de toxidez (Tabela 23). Como observado para o Pb, a interferência de outros íons afetou a absorção e translocação do Cu e poucas espécies mostraram-se afetadas por ele. No entanto, as espécies mais sensíveis foram *A. peregrina* e *Pip. gonoacantha*, talvez por terem sidas bastante afetada por Cd e Zn.

Apesar da deficiência de Fe observada, algumas espécies mostraram-se afetadas por altas concentrações do metal em seus tecidos. Novamente *A. peregrina* e *Pip. gonoacantha* mostraram-se mais sensíveis. Apesar do alto teor de Fe nesta espécie, o desequilíbrio entre os nutrientes causou o aparecimento dos sintomas observados, pois em ambas espécies foi verificado clorose das folhas novas seguidas de branqueamento (Tabela 6). Para *S. granuloso-leprosum*, o valor apresentado para Mn, mostra teor foliar de deficiência (Figura 10) e para *S. macranthera* e *C. trichotoma* são apresentados teores de toxidez, sendo que *S. macranthera* foi mais sensível ao Mn do que *C. trichotoma* (Tabela 23).

Alternativamente, optou-se por análise de regressão linear múltipla em "backward" entre a produção de matéria seca relativa da parte aérea e os teores foliares de metais pesados (Tabela 24). Na segunda coluna, tem-se os coeficientes de determinação quando os seis metais (Zn, Cd, Pb, Cu, Fe e Mn) são incluídos no modelo. Nas colunas seguintes tem-se os mesmos coeficientes após a retirada sucessiva do modelo dos metais pesados menos relacionados à produção de matéria seca relativa da parte aérea. Da esquerda para a direita a tabela fornece a ordem de importância que os metais representam na redução da massa de matéria seca da parte aérea das espécies. Por exemplo, para a espécie *M. nictitans*, Zn, Mn e Cd possivelmente estão mais associados a diminuição no crescimento dessa espécie do que Fe, Cu e Pb. Verificou-se que apenas depois da retirada de dois ou três elementos, dependendo da espécie, foi que aconteceu

TABELA 24. Coeficientes de regressão linear múltipla em “backward” entre a produção de matéria seca relativa da parte aérea e os teores foliares dos metais pesados estudados, para todas as espécies arbóreas.

Espécie	Número de elementos participantes nos modelos						Elemento restante
	6	5	4	3	2	1	
<i>A. mangium</i>	0,88*	(-Mn) 0,88**	(-Fe) 0,88**	(-Pb) 0,87**	(-Cd) 0,70**	(-Zn) 0,54**	Cu
<i>A. peregrina</i>	0,97**	(-Zn) 0,97**	(-Mn) 0,96**	(-Fe) 0,96**	(-Cu) 0,95**	(-Pb) 0,70**	Cd
<i>C. lasiophylla</i>	0,93**	(-Pb) 0,93**	(-Mn) 0,91**	(-Cd) 0,88**	(-Fe) 0,63*	(-Cu) 0,24 ns	Zn
<i>C. fissilis</i>	0,67ns	(-Cu) 0,67 ns	(-Mn) 0,67 ns	(-Fe) 0,65*	(-Pb) 0,60*	(-Cd) 0,42*	Zn
<i>C. langsdorffi</i>	0,92*	(-Pb) 0,92**	(-Mn) 0,91**	(-Cd) 0,83**	(-Zn) 0,55*	(-Cu) 0,50*	Fe
<i>C. trichotoma</i>	0,97**	(-Fe) 0,97**	(-Mn) 0,96**	(-Cd) 0,94**	(-Cu) 0,91**	(-Pb) 0,90**	Zn
<i>D. cuneatum</i>	0,65ns	(-Zn) 0,64 ns	(-Cd) 0,63 ns	(-Fe) 0,60 ns	(-Cu) 0,41 ns	(-Pb) 0,32*	Mn
<i>H. courbaril</i>	0,44ns	(-Pb) 0,43	(-Mn) 0,41 ns	(-Fe) 0,40 ns	(-Cd) 0,39 ns	(-Cu) 0,20 ns	Zn
<i>M. nictitans</i>	0,97**	(-Pb) 0,97**	(-Cu) 0,94**	(-Fe) 0,91**	(-Zn) 0,81**	(-Mn) 0,56**	Cd
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	0,88*	(-Pb) 0,88*	(-Mn) 0,87**	(-Fe) 0,87**	(-Cd) 0,86**	(-Cu) 0,75**	Zn
<i>M. peruiferum</i>	0,69ns	(-Fe) 0,69 ns	(-Cd) 0,69 ns	(-Cu) 0,67*	(-Mn) 0,66**	(-Pb) 0,52**	Zn
<i>M. umbellata</i>	0,99**	(-Fe) 0,99**	(-Cu) 0,98**	(-Mn) 0,98**	(-Pb) 0,98**	(-Zn) 0,67**	Cd
<i>P. dubium</i>	0,98**	(-Cu) 0,98**	(-Pb) 0,98**	(-Zn) 0,97**	(-Cd) 0,94**	(-Mn) 0,85**	Fe
<i>Pip. gonoacantha</i>	0,99**	(-Cu) 0,99**	(-Mn) 0,99**	(-Zn) 0,99**	(-Cd) 0,98**	(-Fe) 0,97**	Pb
<i>Pl. gonoacantha</i>	0,99**	(-Zn) 0,99**	(-Cu) 0,99**	(-Pb) 0,97**	(-Mn) 0,90**	(-Fe) 0,20 ns	Cd
<i>S. schottiana</i>	0,95**	(-Mn) 0,95**	(-Zn) 0,94**	(-Fe) 0,91**	(-Pb) 0,83**	(-Cu) 0,32 ns	Cd
<i>S. macranthera</i>	0,94**	(-Cd) 0,94**	(-Pb) 0,94**	(-Fe) 0,94**	(-Cu) 0,91**	(-Mn) 0,85**	Zn
<i>S. granuloso-leprosum</i>	0,85ns	(-Zn) 0,85*	(-Cu) 0,82**	(-Mn) 0,80**	(-Fe) 0,65**	(-Pb) 0,16 ns	Cd
<i>T. impetiginosa</i>	0,88*	(-Cu) 0,88**	(-Mn) 0,88**	(-Fe) 0,85**	(-Pb) 0,82**	(-Zn) 0,48**	Cd
<i>T. micrantha</i>	0,99**	(-Fe) 0,99**	(-Mn) 0,98**	(-Pb) 0,98**	(-Zn) 0,98**	(-Cu) 0,96**	Cd

decréscimo do coeficiente de determinação, indicando que estes elementos eram pouco expressivos na variação da produção da matéria seca.

Para a maioria das espécies, o elemento mais relacionado com os decréscimos na produção de matéria seca da parte aérea foram Cd e Zn, o que corrobora as análises de correlações lineares (Figuras 8, 9 e 10). Por outro lado, Fe e Mn apresentaram-se menos relacionados à redução na produção de matéria seca da parte aérea. Não obstante, a espécie *P. dubium* apresentou comportamento inteiramente oposto, pois sua matéria seca da parte aérea foi muito mais afetada pelos teores de Fe e Mn, do que pelos de Cd e Zn. Conforme pode ser observado esta espécie aumentou a RT-R/PA para o Mn, enquanto a Fe/Zn foi reduzida em 83% no nível baixo de contaminação em relação ao controle. A espécie *H. courbaril* não apresentou variação significativa na produção de matéria seca relativa com a variação no teor dos metais pesados na parte aérea. Possivelmente, esta espécie foi menos afetada pela contaminação ou então o efeito das interações existentes entre os íons metálicos, devido à sua grande complexidade, não pode ser captado pelo modelo estatístico aqui adotado. Para *H. courbaril*, foi verificado também menor efeito da contaminação (Figura 2), indicando entretanto a capacidade desta espécie em sobreviver em solos multicontaminados.

*S. macranthera*, *M. caesalpiniaefolia*, *M. umbellata*, *M. peruiferum*, *C. trichotoma* e *C. fissilis* aparentemente foram as espécies mais afetadas pelo teor de Zn na parte aérea, no entanto, o grau de sensibilidade entre elas foi diferente. Isto pode ser verificado na Figura 2, observando-se que *M. peruiferum* e *C. trichotoma* tiveram o mesmo comportamento para produção de matéria seca da parte aérea, apresentando menor amplitude de variação do solo sem contaminação para o mais contaminado do que as outras espécies afetadas pelo Zn. A *S. macranthera* mostrou-se ser altamente sensível, pois reduziu mais acentuadamente a produção de matéria seca da parte aérea a partir de 20% de contaminação (Figura 2). Para esta espécie também foram verificados sintomas bem definidos que caracterizam toxidez de Zn (Tabela 6). Por outro lado, *M. caesalpiniaefolia* aumentou a matéria seca da parte aérea com 20% de contaminação, voltando a decrescer mais lentamente nos níveis de 40 e 60% de contaminação (Figura 2).

O teor de Cd no tecido vegetal mostrou estar associado com a redução da produção de matéria de oito espécies. Verificou-se também uma redução de aproximadamente 65% na matéria seca da parte aérea destas espécies, do nível 0 para 60% de contaminação (Figura 2), exceto para

*M. nictitans* que teve mais de 80% de sua matéria seca reduzida pela presença dos metais no nível de 60% de contaminação. *A. magium* aparentemente foi a única espécie que apresentou maior variação na produção de matéria seca com o teor de Cu na parte aérea, aumentando sua produção, conforme verificado na Figura 10.

Para as espécies *C. lasiophylla*, *Pl. gonoacantha*, *S. schottiana* e *S. granuloso-leprosum*, os teores isolados de Zn, Cd, Cd e Cd, respectivamente não foram suficientes para explicar as variações nas produções de matéria seca relativa da parte aérea. Contudo, quando aos modelos se acrescentaram os metais Cu, Fe, Cu e Pb respectivamente, verificou-se que a análise de regressão passou a explicar a variação na produção da matéria seca relativa da parte aérea com a variação conjunta dos teores de Zn e Cu para *C. lasiophylla*, Cd e Fe para *Pl. gonoacantha*, Cd e Cu para *S. schottiana* e Cd e Pb para *S. granuloso-leprosum*.

Convém ressaltar que os resultados das análises de regressão linear em "backward" referem-se apenas às variações lineares entre duas variáveis. Mas com esta limitação os resultados indicam que as espécies foram afetadas diferentemente pelos metais presentes no solo, indicando a elevada biodiversidade funcional destas em relação a este importante fator ambiental.

#### 4.5 Acúmulo de P, K, Ca e Mg

Verificou-se efeito significativo para as espécies e contaminação, em todos os elementos na matéria seca da raiz e da parte aérea. Para nutrientes, geralmente este acúmulo é mais influenciado pela produção de matéria seca do que pelo teor do elemento (Tabelas 8A e 9A).

Todas as espécies reduziram o P acumulado na raiz com a contaminação, sendo cinco espécies de forma quadrática e sete de forma linear (Tabela 10A). No entanto, verificou-se redução de P em *C. trichotoma*, *C. lasiophylla* e *S. macranthera* até o nível 40% de contaminação que voltou a aumentar no nível mais alto de contaminação. O P acumulado na parte aérea das espécies se ajustou a sete modelos lineares negativos e modelos quadráticos, em função dos níveis de contaminação. Apenas *C. lasiophylla* e *C. trichotoma* reduziram o P acumulado no nível



intermediário de contaminação. Para o K acumulado na raiz seis espécies ajustaram-se ao modelo quadrático, outras seis ao modelo linear (Tabela 11A). Verificou-se que os maiores valores de K acumulado na raiz foram obtidos nos níveis 0 e 20% de contaminação e apenas *A. mangium* mostrou maior acúmulo de K no nível 60% do contaminado. As espécies diferiram muito no comportamento do K acumulado na parte aérea, devido a interação dos íons metálicos no processo de absorção e translocação do nutriente. A *A. mangium* foi a única espécie a acumular mais K no nível 60% de contaminação e *T. impetiginosa* acumulou mais no nível 40% de contaminação. As demais espécies acumularam mais K nos níveis 0 e 20% de contaminação. As espécies *A. peregrina*, *H. courbaril*, *M. nictitans* e *S. granuloso-leprosum* responderam linear e negativamente para o Ca acumulado na raiz (Tabela 12A). A presença dos metais pesados no solo multicontaminado, causou mais acúmulo de Ca na *C. trichotoma* na raiz, no nível 60% de contaminação do que nos outros níveis. O Ca acumulado na parte aérea foi negativamente afetado pela contaminação do solo na maioria das espécies. A *T. impetiginosa* que apresentou alta taxa de crescimento após 60 dias do transplântio, no nível 60% de contaminação, também apresentou grande acúmulo de Ca neste nível de contaminação. O Mg acumulado nas plantas foi também bastante afetado pela contaminação, pois, foi verificado maior acúmulo do nutriente no controle, indicando menores acúmulos no solo contaminado, sem entretanto ter verificado maior acúmulo de Mg no nível 60% de contaminação para nenhuma espécie (Tabela 13A).

A contaminação do solo com metais pesados influenciou a razão dos acúmulos de P, K, Ca e Mg entre a matéria seca da raiz e da parte aérea (RA- R/PA) das vinte espécies (Tabela 14A), sendo que a RA-R/PA para P não foi influenciada pelos níveis de contaminação, mas diferiu muito entre as espécies (Tabela 25). Muitas espécies acumularam mais P na parte aérea do que na raiz, devido ao maior teor de P no tecido estar localizado na parte aérea. Entre as espécies no solo sem contaminação, *T. impetiginosa* acumulou mais P na raiz em relação a parte aérea, indicando baixa translocação do nutriente. No nível baixo de contaminação, *A. peregrina* foi apresentou maior RA-R/PA que as outras espécies e *M. peruiferum* menor valor para a RA-R/PA de P, acumulando mais P na parte aérea. O maior acúmulo de P nas raízes de *A. peregrina* possivelmente foi resultado dos fortes efeitos negativos dos metais, que causaram redução na produção de matéria seca. As médias observadas no nível 40% de contaminação, mostram a maior quantidade acumulada de P nas raízes de *Pl. gonoacantha*, que teve sua RA-R/PA aumentada com a

TABELA 25. Razão dos acúmulos de P, K e Ca entre a matéria seca da raiz e a matéria seca da parte aérea (RA-R/PA), para as espécies arbóreas estudadas e nos diferentes níveis de contaminação.

ESPÉCIES	Fósforo				Potássio				Cálcio			
	0%	20%	40%	60%	0%	20%	40%	60%	0%	20%	40%	60%
<i>A. mangium</i>	0,29c	0,35bc	0,33c	0,29a	0,16c	0,27c	0,27c	0,29c	0,21c	0,25bcd	0,20b	0,25c
<i>A. peregrina</i>	1,32bc	1,95a	2,64ab	0,98a	2,16a	1,89a	1,97a	1,24b	1,06b	0,90a	0,95ab	0,76abc
<i>C. lasiophylla</i>	0,71bc	0,30bc	0,87c	0,87a	0,67c	0,25c	0,57bc	0,61bc	0,32c	0,16cd	0,40ab	0,44bc
<i>C. fissilis</i>	1,30bc	0,92abc	0,87c	0,53a	1,11bc	0,88bc	0,62bc	0,57bc	0,60bc	0,37bcd	0,36ab	0,31bc
<i>C. langsdorffi</i>	1,20bc	0,85abc	1,11bc	1,03a	1,02bc	0,51bc	0,53bc	0,46bc	0,64bc	0,51abcd	0,61ab	0,78abc
<i>C. trichotoma</i>	1,57bc	1,46ab	1,84abc	1,40a	0,89bc	0,82bc	1,47bc	0,85bc	0,51bc	0,56ab	0,56ab	1,02ab
<i>D. cuneatum</i>	0,28c	0,51bc	0,27c	0,21a	0,31c	0,50bc	0,27c	0,27c	0,21c	0,22bcd	0,15b	0,13c
<i>H. courbaril</i>	0,32c	0,35bc	0,19c	0,29a	0,53c	0,47bc	0,20c	0,21c	0,59bc	0,46bcd	0,47ab	0,40bc
<i>M. nictitans</i>	0,59bc	0,54bc	0,52c	0,27a	0,91bc	0,92abc	0,40bc	0,53bc	0,24c	0,34bcd	0,23b	0,11c
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	0,66bc	0,43bc	0,33c	0,68a	0,31c	0,24c	0,31bc	0,36c	0,21c	0,18bcd	0,16b	0,29c
<i>M. peruiferum</i>	0,17c	0,20c	0,39c	0,38a	0,18c	0,47bc	0,26c	0,27c	0,11c	0,14cd	0,18b	0,29c
<i>M. umbellata</i>	0,48c	0,38bc	0,28c	0,31a	0,62c	0,47bc	0,2c	0,35c	0,27c	0,42bcd	0,27b	0,36bc
<i>P. dubium</i>	0,26c	0,40bc	0,45c	0,39a	0,22c	0,47bc	0,50bc	0,29c	0,19c	0,32bcd	1,14a	0,46bc
<i>Pip. gonoacantha</i>	0,38c	0,74abc	0,86c	1,46a	0,32c	0,63bc	0,80abc	0,29c	0,16c	0,28bcd	0,28b	0,61bc
<i>Pl. gonoacantha</i>	0,77bc	0,89abc	2,85a	1,19a	0,48c	0,74bc	1,18abc	0,47bc	0,22c	0,45bcd	0,65ab	0,43bc
<i>S. schottiana</i>	0,33c	0,36bc	0,31c	0,40a	0,43c	0,34c	0,22c	0,13c	0,15c	0,14cd	0,13b	0,09c
<i>S. macranthera</i>	1,01bc	0,61bc	0,84c	1,36a	0,61c	0,32c	0,31bc	0,35c	0,26c	0,22bcd	0,43ab	0,40bc
<i>S. granuloso-leprosum</i>	1,96b	1,16abc	1,35abc	1,69a	1,6ab	0,70bc	1,21abc	2,20a	0,67bc	0,57ab	0,81ab	1,38a
<i>T. impetiginosa</i>	3,41a	1,47ab	1,23abc	1,33a	2,33a	1,43ab	0,94abc	0,54bc	3,53a	0,52abc	1,13a	0,47bc
<i>T. micrantha</i>	0,34c	0,29bc	0,49c	0,22a	0,18c	0,18c	0,40bc	0,16c	0,11c	0,12d	0,15b	0,10c

Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si (Tukey 5%).

contaminação, devido interferência negativa dos metais. Na maior contaminação, a RA-R/PA para P não diferiu entre as espécies e a maioria delas acumulou mais P na parte aérea do que na raiz. Para as espécies *C. langsdorffi*, *S. granuloso-leprosum*, *T. impetiginosa*, *C. trichotoma*, *Pip. gonoacantha*, *Pl. gonoacantha* e *S. macranthera* o maior acúmulo de P na matéria seca da raiz, no nível 60% de contaminação. Isto pode ter resultado da precipitação de P por íons metálicos, formando compostos insolúveis que não são translocados para a parte aérea. Boawn e Rasmussen (1971) verificaram redução na concentração de P na parte aérea, devido a alta concentração de zinco na solução do solo, como resultado da inibição do comprimento radicular, o qual reduz a absorção de P pelas raízes, ou como resultado da insolubilidade do composto fosfato de Zn nas células radiculares.

As espécies alteraram pouco a RA-R/PA de K com a contaminação. No solo não contaminado, cinco espécies apresentaram maior acúmulo de K na raiz do que na parte aérea, porém no maior nível de contaminação, apenas *Pl. gonoacantha* e *S. granuloso-leprosum* obtiveram RA-R/PA de K maior do que um, indicando uma tendência das espécies reduzirem o K acumulado na raiz, com a contaminação (Tabela 25). O efeito negativo observado, é devido a redução na absorção de K, pois o K acumulado na matéria seca da parte aérea também decresceu com a contaminação. A RA-R/PA para o K na ausência de contaminação, foi estatisticamente superior para *T. impetiginosa* e *A. peregrina*, sendo que nos níveis seguintes, o K acumulado na raiz foi decrescendo, devido a menor absorção, pois foi verificado redução do K acumulado tanto na raiz quanto na parte aérea. Nos níveis 20 e 40% de contaminação, *A. peregrina* continuou estatisticamente superior as outras espécies quanto ao acúmulo de K nas raízes, apesar e ter reduzido a quantidade acumulada. No maior nível de contaminação, *S. granuloso-leprosum* obteve maior RA-R/PA, pois o teor de K na raiz aumentou do nível 40 para 60% de contaminação e a produção de matéria seca decresceu.

A RA-R/PA para Ca também diferiu entre as espécies e com a contaminação (Tabela 25). Em todos os níveis de contaminação, as espécies acumularam mais Ca na parte aérea do que na raiz, indicando facilidade de translocação deste nutriente. No controle, *A. peregrina* e *T. impetiginosa* apresentaram maior RA-R/PA para Ca, com 20% de contaminação, nenhuma espécie apresentou RA-R/PA maior do que um, sendo que a maior RA-R/PA de Ca foi verificada para *A. peregrina*. Com 40% de contaminação, *P. dubium* e *T. impetiginosa* apresentaram maior

acúmulo de Ca na raiz do que as outras espécies e no nível alto de contaminação, assim como observado para a RA-R/PA para o K, *S. granuloso-leprosum* obteve maior razão para o Ca. Apesar do Ca ter apresentado maior acumulação na parte aérea do que na raiz, observa-se que não há uma tendência definida de acréscimo ou decréscimo da RA-R/PA, para as espécies dentro dos níveis de contaminação. As espécies *A. peregrina*, *C. lasiophylla*, *C. langsdorffi*, *D. cuneatum*, *M. caesalpiniaefolia*, *M. peruiiferum*, *S. schottiana*, *S. macranthera* e *T. impetiginosa* absorveram e translocaram mais Ca no solo sem contaminação do que nos solos contaminados (Tabela 12A). Portanto, para estas espécies, a interação entre os metais contaminantes e o cátion básico e possivelmente diferenças metabólicas das plantas, provocaram diferenças na absorção de Ca, nos níveis altos de contaminação. A interação antagônica do Ca com os metais Cd e Pb, verificada por Walker, Miller e Hasset (1977) em plantas jovens de milho e a interação sinérgica do Ca com o Zn e Cu (Kabata-Pendias e Pendias, 1985), provocam as grandes variações na absorção e translocação do Ca, quando espécies de plantas crescem em solo multicontaminados. O efeito dos níveis de contaminação na RA-R/PA para o Mg, não apresentou tendência definida (Tabela 26). A espécie *T. impetiginosa* apresentou maior RA-R/PA de Mg no solo sem contaminação e *A. peregrina* obteve maior RA-R/PA de Mg no nível 20% de contaminação, indicando baixa translocação do nutriente para a parte aérea. O Mg é absorvido como cátion, e provavelmente compete com Cd, Pb e Cu, pelo mesmo sítio de absorção. De fato, segundo Kabata-Pendias e Pendias (1985), a interação do Mg x Zn, pode ser tanto antagônica como sinérgica, dependendo a razão Mg/Zn na planta. Eltrop et al. (1991) verificaram que tanto ecotipos tolerantes, como os tipos considerados normais, quando cresceram em solo contaminado com Pb, apresentaram o mesmo teor de Mg na matéria seca da raiz. Portanto, as diferenças das RA-R/PA das espécies observada nos diferentes níveis de contaminação, está relacionada no caso em estudo, não apenas com a interferência de um íon, mas ao efeito da multicontaminação do solo.

TABELA 26. Razão dos acúmulos de Mg entre a matéria seca da raiz e a matéria seca da parte aérea (RA-R/PA), para as espécies arbóreas estudadas e nos diferentes níveis de contaminação.

ESPÉCIES	Magnésio			
	0%	20%	40%	60%
<i>A. mangium</i>	0,25d	0,44b	0,17c	0,15c
<i>A. peregrina</i>	1,67b	1,50a	1,29ab	0,87abc
<i>C. lasiophylla</i>	0,59cd	0,30b	0,70bc	0,60bc
<i>C. fissilis</i>	1,12bcd	0,71b	0,65bc	0,67bc
<i>C. langsdorffi</i>	1,29bc	0,97ab	0,93abc	1,12ab
<i>C. trichotoma</i>	0,71bcd	0,72b	1,08abc	0,85abc
<i>D. cuneatum</i>	0,37cd	0,42b	0,26c	0,22c
<i>H. courbaril</i>	0,70bcd	0,58b	0,41bc	0,39bc
<i>M. nictitans</i>	0,37cd	0,55b	0,32bc	0,33bc
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	0,37cd	0,30b	0,31bc	0,30bc
<i>M. peruiferum</i>	0,19d	0,44b	0,32bc	0,27bc
<i>M. umbellata</i>	0,50cd	0,48b	0,30bc	0,41bc
<i>P. dubium</i>	0,38cd	0,49b	0,57bc	0,38bc
<i>Pip. gonoacantha</i>	0,45cd	0,73b	0,53bc	0,77abc
<i>Pl. gonoacantha</i>	0,47cd	0,79ab	1,76a	0,77abc
<i>S. schottiana</i>	0,35cd	0,34b	0,28bc	0,24c
<i>S. macranthera</i>	0,78bcd	0,53b	0,85abc	0,59bc
<i>S. granuloso-leprosum</i>	0,96bcd	0,60b	0,91abc	1,60a
<i>T. impetiginosa</i>	3,59a	0,86ab	1,11abc	0,54bc
<i>T. micrantha</i>	0,19d	0,27b	0,34bc	0,26bc

Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si (Tukey a 5%).

## 4.6 Acúmulo dos Metais Pesados

Verificou-se efeito significativo para as espécies e contaminação, em todos os metais pesados na matéria seca da raiz e da parte aérea (Tabelas 8A e 10A). Das vinte espécies estudadas, apenas *A. peregrina*, *M. peruiferum*, *Pip. gonoacantha* e *Pl. gonoacantha* não apresentaram ajuste polinomial para o Zn acumulado na raiz em função da contaminação (Tabela 27). Entre as outras espécies, nove responderam linear e positivamente e sete espécies se ajustaram ao modelo quadrático. O acúmulo de Zn, para as espécies com resposta linear, mostrou que a quantidade de Zn acumulado é mais dependente do teor de Zn no tecido, do que da produção de matéria seca da raiz, pois ambos aumentaram com a contaminação. Portanto, as espécies absorveram mais Zn em função de sua concentração no solo. As espécies *M. nictitans*, *S. schottiana*, *P. dubium* e *T. micrantha* acumularam mais Zn na raiz no nível 40% de contaminação e as espécies *A. peregrina*, *D. cuneatum*, *M. umbellata* e *Pip. gonoacantha* no nível 20% de contaminação. A maioria das espécies apresentou maior quantidade de Zn acumulado na raiz, no nível de 60% de contaminação. O Zn acumulado na parte aérea mostrou resposta quadrática para sete espécies e linear para seis espécies (Tabela 27). Entre as espécies com resposta polinomial, oito delas obtiveram maior acúmulo de Zn no maior nível de contaminação. Para estas espécies, o alto conteúdo de Zn na parte aérea na máxima contaminação estudada, pode indicar alta absorção ou translocação deste elemento para a parte aérea, diminuindo a razão de acúmulo do metal na raiz/parte aérea, que será discutido mais adiante. As espécies *D. cuneatum*, *M. nictitans*, *P. dubium*, *Pip. gonoacantha* e *T. micrantha* reduziram o Zn acumulado na parte aérea no nível 60% de contaminação, provavelmente, devido a redução na absorção, pois observou-se que o Zn acumulado na raiz também foi reduzido. Notou-se também redução do Zn na parte aérea na maior contaminação para *M. peruiferum*, *S. granuloso-leprosum* e *T. impetiginosa*, porém este efeito foi devido a redução na translocação, pois o Zn acumulado na raiz foi aumentado.

Os valores para Cd acumulado na matéria seca, aumentou com a contaminação do solo (Tabela 28). O Cd acumulado na raiz e parte aérea no nível 0% de contaminação, foi muito baixo para todas as espécies. Assim como observado para o Zn, a maioria das espécies respondeu de forma quadrática ou linear o Cd acumulado na raiz e parte aérea, com o aumento da contaminação do solo. Na matéria seca da raiz, *M. peruiferum*, *Pl. gonoacantha* e *T. micrantha* não obtive

TABELA 27. Médias e regressão para acúmulo de Zn na e raiz e na parte aérea das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais.

Espécie	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>
	0	20	40	60		0	20	40	60	
	..... Parte Aérea (mg/planta) .....					..... Raiz (mg/planta) .....				
<i>A. mangium</i>	0,28	1,27	1,60	2,68	L 0,97*	0,15	5,07	3,36	7,44	L 0,72**
<i>A. peregrina</i>	0,26	1,10	0,84	1,17	s.a.	2,01	4,11	2,01	1,59	s.a.
<i>C. lasiophylla</i>	0,70	2,26	1,97	9,14	Q 0,90**	0,65	1,70	2,91	4,34	L 0,99**
<i>C. fissilis</i>	0,68	1,19	2,29	4,12	L 0,94**	1,18	6,86	5,84	10,06	L 0,81**
<i>C. langsdorffi</i>	0,12	0,43	0,79	0,85	s.a.	0,16	0,99	2,07	2,15	L 0,92*
<i>C. trichotoma</i>	0,48	2,51	2,87	3,68	L 0,89**	0,42	3,94	7,77	10,95	L 0,99**
<i>D. cuneatum</i>	2,92	5,34	7,93	5,39	Q 0,89**	0,49	14,79	7,16	3,69	Q 0,70**
<i>H. courbaril</i>	0,81	2,57	3,30	4,60	L 0,98**	0,13	5,57	7,34	12,80	L 0,97**
<i>M. nictitans</i>	0,62	1,25	5,10	1,57	Q 0,54**	0,50	3,63	4,72	1,05	Q 0,97**
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	1,63	1,99	2,88	4,06	L 0,95*	1,51	3,98	5,87	7,84	L 0,99**
<i>M. peruiiferum</i>	0,29	0,43	1,44	1,05	s.a.	0,07	0,42	0,71	0,72	s.a.
<i>M. umbellata</i>	3,06	1,18	2,71	6,75	Q 0,99**	0,48	5,44	4,62	2,00	Q 0,95**
<i>P. dubium</i>	0,54	3,54	3,65	2,06	Q 0,99**	0,11	6,43	8,52	3,54	Q 0,99**
<i>Pip. gonoacantha</i>	0,38	0,74	1,18	0,75	s.a.	0,08	1,16	0,48	0,47	s.a.
<i>Pl. gonoacantha</i>	0,33	0,43	0,29	1,17	s.a.	0,16	1,08	0,66	1,95	s.a.
<i>S. schottiana</i>	1,35	2,50	1,71	1,95	s.a.	0,58	3,94	4,34	4,29	Q 0,97*
<i>S. macranthera</i>	0,64	2,12	3,25	3,85	L 0,97**	0,36	2,21	4,47	9,48	Q 0,99*
<i>S. granuloso-leprosum</i>	0,35	7,18	4,93	4,80	Q 0,75**	0,52	7,89	9,47	21,47	Q 0,94**
<i>T. impetiginosa</i>	0,55	0,91	1,36	1,17	s.a.	0,43	3,29	2,03	4,21	L 0,63**
<i>T. micrantha</i>	0,53	3,03	4,16	3,77	Q 0,99*	0,38	1,92	3,65	2,85	L 0,71*

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a. - sem ajuste.

L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.

TABELA 28. Médias e regressão para acúmulo de Cd na e raiz e na parte aérea das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais.

Espécie	Níveis de Contaminação, %				Regressão		Níveis de Contaminação, %				Regressão	
	0	20	40	60	Mod	r <sup>2</sup>	0	20	40	60	Mod	r <sup>2</sup>
	..... Parte Aérea (mg/planta) .....					..... Raiz (mg/planta) .....						
<i>A. mangium</i>	0,00	0,01	0,01	0,05	L	0,89*	0,00	0,47	0,22	1,17	Q	0,76**
<i>A. peregrina</i>	0,00	0,01	0,02	0,04	s.a.		0,01	0,31	0,08	0,06	Q	0,51**
<i>C. lasiophylla</i>	0,00	0,01	0,04	0,16	L	0,79**	0,00	0,17	0,12	0,28	L	0,76**
<i>C. fissilis</i>	0,00	0,04	0,06	0,10	L	0,96**	0,00	0,38	0,37	0,72	L	0,89**
<i>C. langsdorffi</i>	0,00	0,01	0,02	0,02	s.a.		0,00	0,06	0,11	0,11	L	0,88*
<i>C. trichotoma</i>	0,00	0,07	0,06	0,10	L	0,82**	0,00	0,13	0,21	0,38	L	0,98**
<i>D. cuneatum</i>	0,01	0,43	0,65	0,44	Q	0,98**	0,01	0,33	0,04	0,19	Q	0,17*
<i>H. courbaril</i>	0,01	0,05	0,06	0,09	L	0,93**	0,00	0,29	0,15	0,43	L	0,66**
<i>M. nictitans</i>	0,00	0,17	0,19	0,11	Q	0,99**	0,00	0,26	0,12	0,04	Q	0,72**
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	0,00	0,04	0,09	0,13	L	0,99**	0,00	0,17	0,26	0,43	L	0,99**
<i>M. peruiferum</i>	0,00	0,01	0,01	0,02	s.a.		0,00	0,01	0,02	0,03	s.a.	
<i>M. umbellata</i>	0,00	0,01	0,03	0,02	s.a.		0,00	0,34	0,11	0,05	Q	0,60**
<i>P. dubium</i>	0,00	0,12	0,12	0,09	Q	0,97**	0,00	0,50	0,35	0,18	Q	0,86**
<i>Pip. gonoacantha</i>	0,00	0,01	0,03	0,03	s.a.		0,00	0,10	0,23	0,04	Q	0,81**
<i>Pl. gonoacantha</i>	0,00	0,02	0,01	0,05	s.a.		0,00	0,04	0,02	0,06	s.a.	
<i>S. schottiana</i>	0,00	0,16	0,07	0,09	Q	0,51**	0,00	0,44	0,26	0,22	Q	0,70**
<i>S. macranthera</i>	0,00	0,08	0,09	0,16	L	0,94**	0,00	0,18	0,04	0,37	L	0,56**
<i>S. granuloso-leprosum</i>	0,01	0,37	0,16	0,23	Q	0,44**	0,00	0,31	0,40	1,71	Q	0,94**
<i>T. impetiginosa</i>	0,00	0,01	0,02	0,02	s.a.		0,01	0,01	0,07	0,14	L	0,91*
<i>T. micrantha</i>	0,00	0,16	0,11	0,12	L	0,92**	0,00	0,13	0,14	0,11	s.a.	

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a. - sem ajuste.

L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.



ajuste polinomial. A redução do Cd acumulado na matéria seca da raiz, no nível de 40% de contaminação, seguida de aumento na maior contaminação, foi observado para *A. mangium* e *D. cuneatum*. Nas espécies *A. peregrina*, *M. nictitans*, *M. umbellata*, *P. dubium* e *S. schottiana* o Cd acumulado na raiz decresceu de maneira acentuada (modelo quadrático), a partir de 20% de contaminação. O menor acúmulo de Cd no nível 60% de contaminação, pode indicar maior translocação do metal da raiz para a parte aérea, ou então menor absorção de Cd, possivelmente causado pela presença de outros íons metálicos, como por exemplo o Zn em altas concentrações. Por outro lado, *C. lasiophylla*, *C. fissilis*, *C. langsdorffi*, *C. trichotoma*, *H. courbaril*, *M. caesalpiniaefolia*, *S. macranthera* e *T. impetiginosa* aumentaram de forma linear o Cd acumulado no tecido radicular, com a contaminação. Na parte aérea, o Cd acumulado variou linear e positivamente para sete espécies e apenas *T. micrantha*, foi linear e negativamente afetada pela contaminação. Outras cinco espécies responderam de forma quadrática para o acúmulo na parte aérea (Tabela 28). Várias espécies acumularam mais Cd na parte aérea, no maior nível de contaminação, do que nos outros níveis, indicando o potencial fitotóxico deste elemento que parece translocar com facilidade como de fato ocorreu neste estudo. A variação no acúmulo de Cd está relacionada com a redução da produção da matéria seca e com a variação do teor de Cd nos tecidos das plantas. No entanto, devido a diferença na proporcionalidade desta variação, ocorreram os maiores aumentos do Cd acumulado nos níveis 40 e 60% de contaminação. No controle foi encontrado apenas traços de Cd acumulado em algumas espécies e nos outros níveis de contaminação quantidades pequenas na parte aérea da maioria das espécies. A interação entre Cd e Zn no processo de absorção, é controversa, podendo ser antagonística ou sinérgica.. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (1985), esta interação é controlada pela razão Cd/Zn na planta.

A quantidade de Pb acumulado na raiz e parte aérea das espécies, em função dos níveis de contaminação, encontram-se na Tabela 29. As equações de regressão para os modelos polinomiais testados, mostram que três espécies responderam linear e positivamente e apenas *D. cuneatum* e *T. impetiginosa* responderam de forma quadrática o efeito dos metais na acumulação de Pb na raiz. No entanto, *T. impetiginosa* obteve elevado acúmulo de Pb na raiz, com 40% de contaminação, como observado para os acúmulos de Zn e Cd, enquanto que *D. cuneatum* reduziu o Pb acumulado nas raízes. Poucas espécies, responderam de forma linear ou quadrática, ao efeito

TABELA 29. Média e regressão para acúmulo de Pb na e raiz e na parte aérea das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais.

Espécie	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>
	0	20	40	60		0	20	40	60	
	..... Parte Aérea (µg/planta) .....					..... Raiz (µg/planta) .....				
<i>A. mangium</i>	0,6	0,5	1,0	7,7	s.a.	0,2	20,1	5,8	32,8	s.a.
<i>A. peregrina</i>	4,1	3,1	0,3	14,2	s.a.	2,5	14,1	0,7	9,5	s.a.
<i>C. lasiophylla</i>	2,72	25,7	4,1	1,0	Q 0,99**	10,0	5,5	4,5	7,3	s.a.
<i>C. fissilis</i>	8,5	9,9	1,2	11,4	s.a.	1,5	20,8	0,9	23,5	s.a.
<i>C. langsdorffi</i>	0,2	1,9	0,6	7,3	s.a.	0,3	5,3	9,1	18,3	s.a.
<i>C. trichotoma</i>	0,8	5,4	8,5	18,1	L 0,94*	1,2	9,5	20,2	65,5	L 0,84**
<i>D. cuneatum</i>	8,1	27,6	28,0	14,1	Q 0,99**	4,8	31,7	18,2	7,1	Q 0,80*
<i>H. courbaril</i>	1,9	7,4	7,3	1,7	s.a.	1,1	35,8	33,6	76,8	L 0,88**
<i>M. nictitans</i>	1,2	5,6	4,1	0,5	s.a.	3,4	9,0	4,5	4,7	s.a.
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	2,3	4,7	1,5	10,5	s.a.	0,8	20,9	9,6	17,4	s.a.
<i>M. peruiiferum</i>	0,9	1,5	1,1	3,0	s.a.	0,3	1,8	1,0	3,4	s.a.
<i>M. umbellata</i>	1,8	9,3	1,4	21,3	L 0,49*	1,0	16,9	7,9	1,8	s.a.
<i>P. dubium</i>	1,5	0,9	1,5	4,2	s.a.	0,2	23,1	25,0	21,7	s.a.
<i>Pip. gonoacantha</i>	0,8	9,4	8,0	3,6	s.a.	0,8	1,9	3,8	1,0	s.a.
<i>Pl. gonoacantha</i>	2,7	5,3	0,9	3,7	s.a.	2,4	8,1	1,4	9,3	s.a.
<i>S. schottiana</i>	1,9	5,2	1,1	9,7	s.a.	0,8	20,3	11,1	25,1	s.a.
<i>S. macranthera</i>	0,9	2,2	0,4	2,6	s.a.	0,6	4,5	9,6	18,5	s.a.
<i>S. granuloso-leprosum</i>	0,8	25,8	5,7	6,5	Q 0,40*	1,2	27,5	10,6	41,4	L 0,60*
<i>T. impetiginosa</i>	5,4	35,9	7,9	21,5	s.a.	6,2	12,0	152,3	67,7	Q 0,50**
<i>T. micrantha</i>	4,1	2,8	5,8	14,1	s.a.	0,5	8,4	11,3	15,7	s.a.

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a. - sem ajuste.

L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.

da contaminação no acúmulo de Pb na parte aérea. As espécies *C. trichotoma* e *M. umbellata* aumentaram de forma linear o Pb acumulado na parte aérea e *C. lasiophylla* reduziu de forma quadrática. As espécies *S. granuloso-leprosum* e *D. cuneatum* também tiveram respostas quadráticas, porém com comportamentos diferentes. A *D. cuneatum* variou pouco a quantidade de Pb acumulado nos níveis 20 e 40% de contaminação e reduziu pela metade seu teor na parte aérea na maior contaminação. Por outro lado, *S. granuloso-leprosum* comportou-se de forma contrária, aumentando o Pb acumulado no nível de maior contaminação, porém a um valor inferior a quantidade acumulada em 20% de contaminação.

Os valores acumulados de Cu na matéria seca da raiz e da parte aérea e as respostas para os valores acumulados de Cu em função da contaminação, encontram-se na Tabela 30. Para o Cu acumulado na raiz, *A. mangium*, *C. langsdorffi*, *H. courbaril* e *M. caesalpiniaefolia* aumentaram linearmente com a contaminação e seis espécies responderam de forma quadrática. As espécies mostraram uma tendência de decréscimo da quantidade de Cu acumulado no nível de 40% de contaminação e depois aumentaram novamente no nível de 60% de contaminação. Isto se deve à redução do crescimento da planta com a contaminação, paralelamente ao aumento da absorção do metal. Mas, como os fatores não apresentam a mesma proporcionalidade, observa-se uma resposta mais curvilínea para o Cu acumulado. Este comportamento não foi observado para as espécies *H. courbaril*, *P. dubium*, *S. macranthera* e *T. impetiginosa*. Na parte aérea, o Cu acumulado também mostrou a mesma tendência de variação no acumulado que o observado para a raiz. Apenas a espécie *S. schottiana* reduziu de forma linear o acúmulo de Cu no tecido da parte aérea, com a contaminação e seis espécies ajustaram ao modelo quadrático. A acumulação do Cu parece ter sofrido interferências de outros íons no processo de absorção, pois verificou-se que os valores acumulados não foram crescentes com a contaminação, mesmo o Cu tendo apresentado altas concentrações no solo com altos níveis de contaminação.

Poucas espécies ajustaram-se aos modelos polinomiais testados, tanto para a raiz como para a parte aérea, para o Mn acumulado (Tabela 31). O Mn não encontrava-se em altas concentrações no solo, porém seu teor total no solo aumentava com a contaminação. No entanto, as respostas lineares e quadráticas obtidas para as espécies mostraram efeito negativo da contaminação na acumulação do Mn, tanto para a matéria seca da raiz quanto da parte aérea. A

TABELA 30. Médias e regressão para acúmulo de Cu na e raiz e na parte aérea das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais.

Espécie	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>
	0	20	40	60		0	20	40	60	
	..... Parte Aérea (mg/planta) .....					..... Raiz (mg/planta) .....				
<i>A. mangium</i>	0,18	0,43	0,05	0,10	s.a.	0,08	0,42	0,22	0,73	L 0,65**
<i>A. peregrina</i>	0,12	0,13	0,08	0,19	s.a.	0,37	0,85	0,36	0,39	Q 0,35*
<i>C. lasiophylla</i>	0,51	0,84	0,21	1,84	Q 0,66**	0,45	0,35	0,26	0,53	s.a.
<i>C. fissilis</i>	0,46	0,46	0,44	0,50	s.a.	0,72	0,74	0,50	1,01	Q 0,62*
<i>C. langsdorffi</i>	0,07	0,07	0,12	0,18	s.a.	0,11	0,21	0,34	0,50	L 0,98**
<i>C. trichotoma</i>	0,18	0,27	0,20	0,29	s.a.	0,19	0,54	0,47	1,37	Q 0,87**
<i>D. cuneatum</i>	2,83	1,40	0,87	0,60	Q 0,99**	0,33	1,08	0,59	0,68	Q 0,43**
<i>H. courbaril</i>	0,19	0,22	0,12	1,96	Q 0,91**	0,12	1,03	1,39	2,59	L 0,96**
<i>M. nictitans</i>	0,30	0,27	0,21	0,15	s.a.	0,26	0,38	0,30	0,29	s.a.
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	0,64	0,76	0,37	0,48	s.a.	0,24	0,56	0,50	0,71	L 0,79**
<i>M. peruiiferum</i>	0,03	0,03	0,02	0,10	s.a.	0,02	0,07	0,05	0,10	s.a.
<i>M. umbellata</i>	0,50	0,12	0,09	0,78	Q 0,98**	0,21	0,55	0,36	0,42	s.a.
<i>P. dubium</i>	0,22	0,92	0,52	0,23	Q 0,78**	0,05	0,93	0,97	0,59	Q 0,98**
<i>Pip. gonoacantha</i>	0,21	0,04	0,01	0,03	s.a.	0,03	0,10	0,01	0,06	s.a.
<i>Pl. gonoacantha</i>	0,31	0,10	0,07	0,14	s.a.	0,13	0,19	0,13	0,25	s.a.
<i>S. schottiana</i>	0,67	1,25	0,33	0,41	L 0,27*	0,30	0,71	0,46	0,62	s.a.
<i>S. macranthera</i>	0,74	0,08	0,01	0,06	Q 0,97*	0,49	0,29	0,41	0,47	s.a.
<i>S. granuloso-leprosum</i>	0,09	0,31	0,07	0,04	s.a.	0,28	0,83	0,45	0,61	Q 0,35*
<i>T. impetiginosa</i>	0,11	0,09	0,11	0,13	s.a.	0,20	0,28	0,31	0,33	s.a.
<i>T. micrantha</i>	0,47	0,28	0,17	0,28	s.a.	0,15	0,29	0,35	0,37	s.a.

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a.- sem ajuste.

L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.

TABELA 31. Médias e regressão para acúmulo de Mn na e raiz e na parte aérea das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais.

Espécie	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>
	0	20	40	60		0	20	40	60	
	..... Parte Aérea (mg/planta) .....					..... Raiz (mg/planta) .....				
<i>A. mangium</i>	0,15	0,30	0,09	0,11	s.a.	0,05	0,08	0,01	0,05	s.a.
<i>A. peregrina</i>	0,35	0,23	0,08	0,08	s.a.	0,17	0,11	0,03	0,02	L 0,93**
<i>C. lasiophylla</i>	2,96	1,33	0,39	0,96	Q 0,99**	0,43	0,07	0,11	0,08	L 0,55**
<i>C. fissilis</i>	0,20	0,21	0,19	0,20	s.a.	0,24	0,22	0,19	0,14	s.a.
<i>C. langsdorffi</i>	0,66	0,60	0,20	0,28	L 0,75*	0,10	0,03	0,08	0,01	s.a.
<i>C. trichotoma</i>	0,19	0,20	0,34	0,24	s.a.	0,11	0,15	0,09	0,20	s.a.
<i>D. cuneatum</i>	1,99	0,98	2,06	0,77	L 0,25**	0,21	0,21	0,19	0,05	L 0,71**
<i>H. courbaril</i>	2,25	3,01	2,29	2,12	Q 0,58**	0,34	0,42	0,09	0,26	L 0,27**
<i>M. nictitans</i>	0,58	0,97	0,58	0,22	Q 0,88*	0,08	0,14	0,04	0,03	s.a.
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	0,56	0,73	0,47	0,37	s.a.	0,21	0,14	0,10	0,15	s.a.
<i>M. peruiferum</i>	0,39	0,21	0,57	0,12	s.a.	0,07	0,06	0,03	0,01	s.a.
<i>M. umbellata</i>	0,62	0,50	0,60	0,40	s.a.	0,19	0,24	0,12	0,26	s.a.
<i>P. dubium</i>	0,32	0,29	0,21	0,06	s.a.	0,06	0,12	0,14	0,15	s.a.
<i>Ptp. gonoacantha</i>	0,16	0,13	0,16	0,04	s.a.	0,02	0,02	0,04	0,00	s.a.
<i>Pl. gonoacantha</i>	0,15	0,08	0,10	0,18	s.a.	0,07	0,07	0,09	0,08	s.a.
<i>S. schottiana</i>	0,42	0,55	0,23	0,19	s.a.	0,13	0,13	0,04	0,07	s.a.
<i>S. macranthera</i>	0,15	0,14	0,19	0,15	s.a.	0,12	0,07	0,02	0,05	s.a.
<i>S. granuloso-leprosum</i>	0,51	0,39	0,03	0,06	L 0,86*	0,37	0,26	0,04	0,29	Q 0,71**
<i>T. impetiginosa</i>	0,21	0,39	0,79	0,57	s.a.	2,47	0,18	0,16	0,19	Q 0,94**
<i>T. micrantha</i>	0,55	0,33	0,10	0,14	s.a.	0,09	0,07	0,06	0,09	s.a.

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a. - sem ajuste.

L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.

acumulação do Mn parece ter sido afetado tanto pela produção de matéria seca e quanto pelos teores do metal no tecido, pois ambos reduziram com a contaminação.

Na Tabela 32 encontram-se os valores médios e análises de regressões polinomiais para o Fe acumulado na raiz e parte aérea em função do aumento da contaminação. Na raiz, o Fe acumulado respondeu linear e negativamente para seis espécies e de forma quadrática para outras seis espécies. A tendência observada de decréscimo do Fe acumulado na raiz, é função da redução da matéria seca e dos teores, com o aumento da contaminação. Na parte aérea, o Fe acumulado não apresentou tendência definida, e muitas espécies mostraram maior quantidade de Fe acumulado nos níveis contaminados. As espécies *C. lasiophylla*, *D. cuneatum* e *M. caesalpiniaefolia* responderam linear e negativamente para o Fe acumulado na parte aérea em função do aumento dos contaminantes no solo. As respostas quadráticas observadas para as espécies *A. peregrina*, *H. courbaril*, *M. umbellata*, *Pl. gonoacantha* e *T. impetiginosa* tiveram o Fe acumulado reduzido até 40% de contaminação e na maior contaminação, a quantidade acumulada foi aumentada, devido ao comportamento semelhante observado para os teores e ao decréscimo da matéria seca. Existe uma interação antagônica entre o Fe e o Zn, sendo que o Zn em altas concentrações causa efeito depressivo na absorção e translocação do Fe, resultando na redução da clorofila, causando clorose nas folhas novas (Kabata-Pendias e Pendias, 1985). No entanto, algumas espécies muito afetadas pela contaminação e com presença de clorose nas folhas novas, apresentaram maiores valores de Fe acumulado na parte aérea no maior nível de contaminação. Porém, quando se verifica a relação entre Fe/Zn, essa é fortemente reduzida na presença dos contaminantes, indicando desequilíbrio nutricional, resultando na deficiência de Fe.

Os efeitos dos níveis de contaminação com metais pesados sobre a razão dos acúmulos dos metais entre a matéria seca da raiz e da parte aérea (RA-R/PA) ds espécies, estão resumidos na Tabela 14A. A razão de acúmulo dos metais pesados Zn, Cd e Mn entre a matéria seca da raiz e da parte aérea (RA-R/PA), foi também influenciada pelos tratamentos (Tabela 33). A RA-R/PA dos metais mede os acúmulos relativos ou proporcionais na parte aérea do metal absorvido pelas raízes. A diferença de comportamento das espécies para a RA-R/PA dos metais (Tabela 33), mostram que no solo sem contaminação, *A. peregrina* acumulou mais Zn na raiz em relação a parte aérea, do que as outras espécies. Porém verifica-se redução na RA-R/PA do Zn com o aumento da contaminação, para esta espécie, indicando aumento na translocação do metal

TABELA 32. Médias e regressão para acúmulo de Fe na e raiz e na parte aérea das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais.

Espécie	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>
	0	20	40	60		0	20	40	60	
	..... Parte Aérea (mg/planta) .....					..... Raiz (mg/planta) .....				
<i>A. mangium</i>	1,10	0,53	0,28	0,45	s.a.	11,33	14,16	0,88	2,36	L 0,63**
<i>A. peregrina</i>	1,42	1,08	0,46	2,35	Q 0,79**	15,19	5,64	2,34	1,96	L 0,81**
<i>C. lasiophylla</i>	2,82	2,85	0,84	1,19	L 0,71**	54,09	3,23	3,26	1,96	Q 0,93**
<i>C. fissilis</i>	2,01	2,73	2,05	2,77	s.a.	16,79	10,51	5,66	5,62	L 0,88**
<i>C. langsdorffi</i>	0,66	0,94	0,99	0,74	s.a.	5,94	3,66	1,22	2,47	s.a.
<i>C. trichotoma</i>	1,33	1,40	1,77	6,56	Q 0,96**	17,41	8,50	4,17	9,47	Q 0,99*
<i>D. cuneatum</i>	3,11	2,72	2,89	1,61	L 0,70*	15,94	9,01	4,08	1,81	L 0,95**
<i>H. courbaril</i>	4,31	2,88	1,83	3,20	Q 0,93**	39,51	19,26	5,03	9,64	Q 0,99**
<i>M. nictitans</i>	1,05	1,77	1,06	0,74	s.a.	7,58	6,72	2,14	1,06	s.a.
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	1,99	1,98	1,00	1,05	L 0,78*	32,75	15,61	11,72	3,83	L 0,92**
<i>M. peruiiferum</i>	1,51	0,72	0,78	0,43	s.a.	2,11	2,39	0,84	1,09	s.a.
<i>M. umbellata</i>	3,12	2,42	1,80	6,23	Q 0,89**	27,38	16,30	4,83	1,37	L 0,96**
<i>P. dubium</i>	1,87	2,21	2,24	1,42	s.a.	10,41	14,07	125,77	10,79	Q 0,43**
<i>Pip. gonoacantha</i>	0,60	0,50	0,32	1,42	s.a.	1,56	1,14	1,28	0,18	s.a.
<i>Pl. gonoacantha</i>	0,72	0,73	0,23	3,57	Q 0,86**	5,97	1,42	1,02	5,44	s.a.
<i>S. schottiana</i>	1,52	1,79	0,90	1,22	s.a.	0,83	11,23	1,77	1,43	s.a.
<i>S. macranthera</i>	0,95	1,02	0,52	1,53	s.a.	16,78	5,06	2,46	4,97	Q 0,99*
<i>S. granuloso-leprosum</i>	1,05	1,85	0,66	0,63	s.a.	32,62	13,82	5,42	9,82	Q 0,99**
<i>T. impetiginosa</i>	7,08	1,48	1,37	1,78	Q 0,95*	2,26	11,46	2,25	6,16	s.a.
<i>T. micrantha</i>	3,25	1,32	0,75	0,90	Q 0,99**	8,35	5,50	3,63	6,95	s.a.

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a.- sem ajuste.

L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.

TABELA 33. Razão dos acúmulos de Cd, Mn e Zn entre a matéria seca da raiz e a matéria seca da parte aérea (RA-R/PA), para as espécies arbóreas estudadas e nos diferentes níveis de contaminação

ESPÉCIES	Cádmio				Manganês				Zinco			
	0%	20%	40%	60%	0%	20%	40%	60%	0%	20%	40%	60%
<i>A. mangium</i>	1,6a	42,0a	11,2a	22,4a	0,4b	0,3bc	0,1a	0,4c	0,6b	4,6abc	2,1a	2,7abcd
<i>A. peregrina</i>	3,1a	30,4ab	5,0bc	2,3bc	0,5b	0,6abc	0,4a	0,3c	8,2a	4,0abc	2,5a	2,0abcd
<i>C. lasiophylla</i>	0,9a	18,8bc	3,3bcd	2,8bc	0,2b	0,1c	0,3a	0,2c	1,0b	0,8bc	1,7a	0,8cd
<i>C. fissilis</i>	3,1a	8,8c	6,5b	7,3bc	1,3b	1,0a	1,1a	0,8c	1,7b	5,8a	2,7a	2,5abcd
<i>C. langsdorffi</i>	1,3a	4,5c	4,8bc	5,9bc	0,2b	0,1bc	0,4a	0,1c	1,6b	2,3abc	2,6a	2,8abcd
<i>C. trichotoma</i>	0,2a	1,9c	3,3bcd	3,9bc	0,7b	0,8ab	0,3a	0,8c	1,0b	1,7bc	2,8a	3,0abc
<i>D. cuneatum</i>	0,6a	0,9c	0,1d	0,4c	0,1b	0,3abc	0,1a	0,1c	0,2b	3,9abc	0,9a	0,7cd
<i>H. courbaril</i>	0,1a	5,6c	2,9bcd	4,9bc	0,2b	0,2bc	0,1a	0,1c	0,2b	2,1abc	2,2a	2,8abcd
<i>M. nictitans</i>	1,3a	1,7c	0,6d	0,4c	0,2b	0,2bc	0,1a	0,1c	0,8b	3,1abc	0,9a	0,7cd
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	2,3a	4,4c	3,2bcd	3,3bc	0,4b	0,2bc	0,2a	0,4c	0,9b	2,0abc	2,1a	1,9abcd
<i>M. peruiferum</i>	1,5a	1,7c	1,6cd	1,9c	0,2b	0,3bc	0,1a	0,1c	0,3b	0,9bc	0,5a	0,7cd
<i>M. umbellata</i>	3,4a	36,7ab	3,7bcd	2,7bc	0,3b	0,5abc	0,2a	0,7c	0,2b	4,7ab	1,7a	0,3d
<i>P. dubium</i>	1,6a	4,4c	3,5bcd	2,3bc	0,2b	0,4abc	0,6a	3,1b	0,2b	1,8abc	2,9a	1,9abcd
<i>Pip. gonoacantha</i>	3,3a	9,0c	6,6b	3,0bc	0,2b	0,2bc	0,3a	0,1c	0,2b	1,7bc	0,4a	1,3cd
<i>Pl. gonoacantha</i>	2,3a	2,2c	2,3cd	1,3c	0,5b	0,8abc	0,9a	0,5c	0,5b	2,5abc	2,9a	1,7bcd
<i>S. schottiana</i>	1,2a	2,7c	3,9bcd	2,4bc	0,3b	0,2bc	0,2a	0,4c	0,5b	1,6bc	2,8a	2,2abcd
<i>S. macranthera</i>	0,5a	2,5c	0,4d	2,2bc	0,9b	0,5abc	0,1a	0,3c	0,6b	1,0bc	1,4a	2,5abcd
<i>S. granuloso-leprosum</i>	0,7a	0,8c	2,5bcd	7,5bc	0,7b	0,7abc	1,5a	5,4a	1,5b	1,1bc	2,0a	4,5a
<i>T. impetiginosa</i>	7,4a	1,4c	4,0bcd	9,6b	12,7a	0,5abc	0,6a	0,3c	0,8b	3,8abc	2,1a	4,3ab
<i>T. micrantha</i>	1,9a	2,1c	1,4cd	0,9c	0,2b	0,3bc	0,7a	0,7c	0,7b	0,7c	1,0a	0,7cd

Médiass seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si (Tukey a 5%).



absorvido pela raiz. No nível 20% de contaminação, *C. fissilis* acumulou mais Zn na raiz e *T. micrantha* mais Zn na parte aérea do que as outras espécies. Com 40% de contaminação, não houve diferença significativa entre as espécies para a RA-R/PA do Zn e no nível de 60% de contaminação, *S. granuloso-leprosum* apresentou maior RA-R/PA para Zn. Esta espécie aumentou a quantidade de Zn acumulado na raiz em relação a parte aérea, o que indicou maior tolerância desta espécie ao metal. No entanto, quando se compara este resultado com o encontrado na Tabela 20, verifica-se que *S. granuloso-leprosum* concentrou baixa quantidade de Zn na raiz, não mostrando ser tão tolerante ao metal quanto apresentado na Tabela 33. O efeito negativo da contaminação na espécie foi também verificado pela baixa produção de matéria seca total no nível de maior contaminação (Figura 3). Logo, a RT-R/PA é melhor para identificar a tolerância da espécie do que a RA-R/PA.

A imobilização do metal na raiz representa um mecanismo de proteção da planta. Verifica-se maiores valores da RA-R/PA do Zn no nível 20% de contaminação para algumas espécies, devido ser este o nível com metais contaminantes, em que a planta foi metabolicamente ativa, pois nesta concentração os metais afetaram pouco estas espécies. As espécies que foram menos afetadas pelo Zn, *A. mangium*, *H. courbaril*, *C. langsdorffi*, *C. trichotoma*, *S. granuloso-leprosum* e *T. impetiginosa* tiveram aumento na RA-R/PA do Zn com a contaminação. Segundo Baker (1981), as espécies tolerantes aos metais, definidas como excludoras, apresentam um limite de tolerância, ou seja, estas espécies são capazes de excluir o metal da parte aérea até uma certa quantidade de metal absorvido, depois em maiores concentrações a planta desequilibra-se metabolicamente, e o metal absorvido é translocado para parte aérea de forma não mais controlada pela planta. Portanto, quanto maior a tolerância da espécie, maior será a quantidade do metal que ficará acumulado na raiz, quando a espécie encontrar-se em solos contaminados.

Na ausência de contaminação, onde a concentração do Cd se encontrava muito baixa no solo, a maioria das espécies acumularam mais Cd na raiz do que na parte aérea (Tabela 33), ao contrário do observado para o Zn no mesmo nível. Com 20% de contaminação, a RA-R/PA do Cd aumentou para todas as espécies, com exceção de *Pl. gonoacantha* que manteve a mesma RA-R/PA, do solo sem contaminação. Esta espécie apresentou ser sensível ao Cd, pois mesmo com a elevação da contaminação, ela não foi capaz de acumular mais Cd na raiz em relação a parte aérea e no nível 60% de contaminação quantidade de Cd translocado para a parte aérea aumentou ainda

mais. No nível 40% de contaminação, muitas espécies reduziram a RA-R/PA do Cd, indicando maior translocação do Cd absorvido para a parte aérea. No entanto, *C. langsdorffi*, *C. trichotoma*, *S. schottiana*, *S. granuloso-leprosum* e *T. impetiginosa* continuaram a aumentar o Cd acumulado na raiz. Neste nível, *A. mangium* apresentou maior RA-R/PA do Cd que as outras espécies. Com 60% de contaminação as espécies menos afetadas pela presença do Cd em altas concentrações, aumentaram a RA-R/PA, indicando que o Cd absorvido acumulou-se mais na raiz, não sendo translocado para a parte aérea e as espécies que mostraram serem mais afetadas pelo Cd neste nível de contaminação, apresentando a razão menor do que um foram *D. cuneatum*, *M. nictitans* e *T. micrantha*. Assim, como observado para o Zn, o comportamento de cada espécie foi dependente da concentração do Cd no solo e possivelmente de diferenças metabólicas entre as espécies.

O Mn mostrou-se sempre mais presente na parte aérea do que na raiz das espécies (Tabela 33), ou seja, a RA-R/PA do Mn foi menor do que um. Apenas as espécies *P. dubium* e *S. granuloso-leprosum* acumularam mais Mn na raiz no nível 60% de contaminação. Os teores de Mn na parte aérea para estas espécies, no nível 60% de contaminação, atingiram valores inferiores aos observados na ausência de contaminação, indicando que estas espécies podem ter apresentado deficiência induzida de Mn. A interação entre o Mn e os metais Cd e Pb ainda não foi confirmada (Kabata-Pendias e Pendias, 1985), no entanto, a redução do Mn acumulado com a contaminação, possivelmente, é devido a sua interação com outros metais no solo, pois a concentração do Mn no solo aumenta com a contaminação.

O acúmulo de Pb na planta foi também afetado pelo nível de contaminação e pelas espécies (Tabela 34). A RA-R/PA do Pb no solo sem contaminação foi igual para todas as espécies, embora *T. impetiginosa* apresentasse tendência de acumular mais Pb na raiz. No nível 20% de contaminação, *A. mangium* obteve estatisticamente maior quantidade de Pb acumulado na raiz em relação da parte aérea entre todas as espécies. Aparentemente, as espécies mais sensíveis ao metal apresentaram nesse nível de contaminação, maior RA-R/PA do que nos outros níveis. Com 40% de contaminação, *S. macranthera* foi estatisticamente a espécie que mais acumulou Pb na raiz em relação a parte aérea, mostrando ser menos sensível ao Pb nessa concentração no solo do que *A. mangium*. As espécies menos afetadas pelo Pb parece ser *C. lasiophylla*, *H. courbaril*, *M. caesalpiniaefolia*, *M. nictitans*, *Pl. gonoacantha* e *S. granuloso-leprosum*, pois essas

TABELA 34. Razão dos acúmulos de Fe, Cu e Pb entre a matéria seca da raiz e a matéria seca da parte aérea (RA-R/PA), para as espécies arbóreas estudadas e nos diferentes níveis de contaminação.

ESPÉCIES	Ferro				Cobre				Chumbo			
	0%	20%	40%	60%	0%	20%	40%	60%	0%	20%	40%	60%
<i>A. mangium</i>	12,4bcd	27,5a	3,2b	16,2a	0,5de	1,0d	4,6bc	8,4b	0,4a	37,3a	14,4ac	4,3b
<i>A. peregrina</i>	10,7bcd	5,8b	5,0b	1,5cd	3,2a	7,2a	4,8bc	3,0bcd	1,8a	7,6c	2,1b	1,0b
<i>C. lasiophylla</i>	19,3ab	1,4b	4,0b	2,7bcd	0,9cde	0,5d	1,4c	0,6d	0,2a	0,3c	1,2b	10,4b
<i>C. fissilis</i>	8,4bcd	4,1b	3,0b	2,6bcd	1,6cd	1,7bcd	1,1c	2,1bcd	0,6a	2,2c	0,7b	2,1b
<i>C. langsdorffi</i>	11,1bcd	4,4b	1,3b	3,7bcd	1,8bc	2,8bcd	3,2c	3,2bcd	1,6a	2,9c	20,1ab	2,9b
<i>C. trichotoma</i>	13,2bcd	7,2b	2,4b	1,5cd	1,1cde	2,4bcd	2,9c	4,8bcd	1,7a	2,3c	7,3ab	3,9b
<i>D. cuneatum</i>	5,2bcd	4,0b	1,5b	1,2cd	0,1e	0,9d	0,7c	1,1bcd	0,6a	1,2c	0,9b	0,5b
<i>H. courbaril</i>	9,4bcd	7,0b	2,7b	3,1bcd	0,7cde	4,8abc	12,0b	1,5bcd	0,6a	11,6bc	9,6ab	48,6a
<i>M. nictitans</i>	7,7bcd	3,8b	2,0b	1,8bcd	0,9cde	1,4cd	1,4c	2,1bcd	3,0a	1,9c	2,7ab	11,0b
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	16,5bc	8,1b	11,7b	3,3bcd	0,4de	0,8d	1,4c	1,5bcd	0,3a	7,3c	6,4ab	2,0b
<i>M. peruiferum</i>	1,4d	3,2b	1,2b	2,5bcd	0,5de	2,1bcd	3,1c	1,1bcd	0,3a	3,3c	1,8b	1,2b
<i>M. umbellata</i>	9,0bcd	7,2b	2,7b	0,2d	0,4de	5,1ab	4,4bc	0,6cd	0,5a	2,0c	5,7ab	0,1b
<i>P. dubium</i>	5,6bcd	6,4b	57,8a	8,5b	0,2e	1,2cd	2,1c	2,7bcd	0,1a	24,4ab	21,8ab	5,9b
<i>Pip. gonoacantha</i>	2,6cd	2,4b	4,1b	0,3d	0,2e	3,3bcd	1,1c	4,5bcd	1,0a	0,2c	0,5b	0,6b
<i>Pl. gonoacantha</i>	8,3bcd	1,9b	5,5b	1,9bcd	0,4de	2,0bcd	1,9c	1,6bcd	1,1a	1,4c	2,8ab	3,1b
<i>S. schottiana</i>	0,6d	6,6b	2,0b	1,1cd	0,5de	0,6d	1,5c	1,6bcd	0,4a	5,5c	10,4ab	2,6b
<i>S. macranthera</i>	18,5ab	5,1b	4,7b	3,5bcd	0,7cde	3,7abcd	35,6a	8,3bc	0,7a	3,9c	27,9a	20,8b
<i>S. granuloso-leprosum</i>	32,1a	7,7b	8,0b	16,2a	3,0ab	2,9bcd	6,8bc	16,8a	1,5a	1,1c	1,8b	6,5b
<i>T. impetiginosa</i>	0,32d	8,3b	2,9b	3,5bcd	1,9bc	3,2bcd	4,1c	2,6bcd	10,1a	0,4c	19,9ab	4,5b
<i>T. micrantha</i>	2,6cd	4,2b	5,2b	7,7bc	0,3de	1,0d	2,1c	1,3bcd	0,2a	5,6c	7,3ab	1,1b

Médiass seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si (Tukey a 5%).

apresentaram maior RA-R/PA do Pb no nível de 60% de contaminação. Porém, *H. courbaril* apresentou a RA-R/PA do Pb, muito superior às outras espécies. Isto pode indicar menor sensibilidade desta espécie ao Pb que outras espécies. Apesar de ter aumentado a RA-R/PA do Pb, *Pip. gonoacantha* foi a única espécie a apresentar em todos os níveis de contaminação, maior Pb acumulado na parte aérea, sendo a espécie aparentemente mais afetada pelo metal.

Verificou-se que a RA-R/PA do Fe para a maioria das espécies, foi superior no nível 0% de contaminação e nos níveis seguintes esta razão apresentou tendência de redução. As espécies *S. schottiana* e *T. impetiginosa* apresentaram na ausência de contaminação, maior quantidade de Fe acumulado na parte aérea e com o aumento da contaminação, o Fe absorvido acumulou-se mais na raiz translocando-se para a parte aérea. Este efeito foi devido, possivelmente, a presença do Zn, que interferiu no processo de absorção do Fe. Este comportamento pode ser a causa do aparecimento de clorose nas folhas novas das espécies. Também outras espécies mostraram aparecimento de clorose nas folhas novas, porém a RA-R/PA do Fe para estas espécies foi reduzido com a contaminação, indicando maior translocação do Fe para a parte aérea. Entretanto, a relação Fe/Zn para as espécies foi reduzida pelo aumento do teor de Zn, ocasionando o desequilíbrio entre os nutrientes.

No solo sem contaminação, as espécies acumularam mais Cu na parte aérea do que na raiz e nos solos contaminados, verificou-se o inverso (Tabela 34), contrastando o que foi observado para o Zn. A maioria das espécies apresentou maior RA-R/PA do Cu no nível 60% de contaminação, ou seja, acumularam mais Cu na raiz do que na parte aérea com a maior contaminação. Segundo Baker (1981) um dos mecanismo de tolerância aos metais, é a capacidade da planta em imobilizar o metal em suas raízes, logo, o comportamento das espécies estudadas em acumular mais Cu na raiz no nível de maior contaminação, mostrou que essas foram menos afetadas pelo Cu do que pelo Zn, Cd e Pb, que apresentaram comportamentos contrários. No entanto, as espécies *C. lasiophylla* e *M. umellata* acumularam muito mais o Cu absorvido pelas raízes na parte aérea, no nível de maior contaminação, indicando serem menos sensível ao Cu.

Visando estabelecer a proporção do metal que acumulou-se na raiz em relação a parte aérea entre o nível 60% de contaminação e o solo sem contaminação e dessa forma comparar as espécies em termos de absorção e translocação dos metais, calculou-se o coeficiente de impacto no acúmulo proporcional ou relativo do metal (CIAR). Espécies com valores de CIAR menor do que

a unidade, acumula proporcionalmente mais metal na raiz no solo sem contaminação do que no solo contaminado, enquanto espécies com CIAR maior do que a unidade acumulam proporcionalmente mais metal na raiz no solo contaminado do que no sem solo contaminação. Os valores de CIAR para Zn, Cd, Pb, Cu, Fe e Mn nas diversas espécies, encontram-se na Tabela 35. Os valores do CIAR para o Zn variaram de 0,24-14,00. As espécies *C. lasiophylla*, *M. nictitans* e *A. peregrina* apresentaram CIAR < 1, indicando que estas espécies translocam o zn absorvido pelas raízes, o que pode refletir na sua baixa tolerância a este metal, enquanto *H. courbaril* apresentou CIAR igual a 14,00, indicando que o Zn absorvido no solo contaminado ficou acumulado na raiz, sendo pouco translocado para a parte aérea, fato também verificado para outras espécies. Isto indica possível mecanismo de tolerância.

Sete espécies apresentaram CIAR para o Cd > 1, indicando que estas espécies acumularam mais Cd na raiz quando cresceram em solo contaminado do que no controle. Pode-se dizer também que, as espécies pouco sensíveis mostraram CIAR para o Cd entre 1-10, sendo que *H. courbaril* foi a espécie menos sensível, por obter aproximadamente cinquenta vezes mais Cd acumulado em suas raízes no solo contaminado que no solo sem contaminação. Os valores de CIAR para o Pb variaram de 0,20-81,00, indicando diferenças no comportamento das espécies, na presença dos metais. As espécies *A. peregrina*, *D. cuneatum*, *M. umbellata*, *Pl. gonoacantha* e *T. impetiginosa* foram as espécies mais afetadas pelo Pb e que apresentaram valores de CIAR abaixo de um. Novamente, *H. courbaril* mostrou não afetada pelo metal, acumulando alto Pb em suas raízes. As espécies *C. lasiophylla* e *P. dubium* foram também menos sensíveis ao Pb, pois acumularam 52 e 59 vezes mais Pb na raiz da planta que se encontrava no solo contaminado do que no solo sem contaminação. Para o Cu, verificou-se que apenas *A. peregrina* e *C. lasiophylla* acumularam mais Cu em suas raízes na ausência de contaminação do que no solo contaminado. Para estas espécies, o Cu translocado para a parte aérea no nível de 60% de contaminação influenciou negativamente seus crescimentos.

Para os metais Fe e Mn que não estavam presentes em altas concentrações no solo, mas que também não eram limitantes, é interessante que as espécies apresentaram CIAR < 1, pois sendo assim, maior quantidade desses elementos terão sido translocados para a parte aérea, ou então menor Fe terá sido absorvido. O CIAR para o Fe foi maior para *A. mangium*, *C. trichotoma*, *M. nictitans*, *M. umbellata*, *P. dubium*, *S. schottiana*, *T. impetiginosa* e *T.*

TABELA 35. Coeficiente de impacto no acúmulo proporcional do metal entre raiz e parte aérea das plantas no solo contaminado e no sem contaminação (CIAR), para Zn, Cd, Pb, Fe, Mn e Cu.

ESPECIES	Zn	Cd	Pb	Fe	Mn	Cu
	..... CIAR <sup>1</sup> .....					
<i>A. mangium</i>	4,50	14,00	10,75	1,31	1,00	16,8
<i>A. peregrina</i>	0,24	0,74	0,56	0,14	0,60	0,94
<i>C. lasiophylla</i>	0,80	3,11	52,00	0,14	1,00	0,67
<i>C. fissilis</i>	1,47	2,35	3,50	0,31	0,62	1,31
<i>C. langsdorffi</i>	1,75	4,54	1,81	0,33	0,50	1,78
<i>C. trichotoma</i>	3,00	19,50	2,29	8,80	1,14	4,36
<i>D. cuneatum</i>	3,50	0,67	0,83	0,23	1,00	11,00
<i>H. courbaril</i>	14,00	49,00	81,00	0,33	0,50	2,14
<i>M. nictitans</i>	0,88	0,31	3,67	0,23	2,00	2,33
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	2,11	1,43	6,67	0,20	1,00	3,75
<i>M. peruiiferum</i>	2,33	1,27	4,00	1,79	0,50	2,20
<i>M. umbellata</i>	1,50	0,79	0,20	0,02	2,33	1,50
<i>P. dubium</i>	9,50	1,44	59,00	1,52	15,50	13,50
<i>Pip. gonoacantha</i>	6,50	0,91	0,60	0,12	0,50	22,50
<i>Pl. gonoacantha</i>	3,40	0,57	2,21	0,23	1,00	4,00
<i>S. schottiana</i>	4,40	2,00	6,50	1,83	1,33	3,20
<i>S. macranthera</i>	4,17	4,40	29,71	0,19	0,33	11,86
<i>S. granuloso-leprosum</i>	3,00	10,71	4,33	0,50	7,71	5,60
<i>T. impetiginosa</i>	5,38	1,30	0,45	10,94	0,02	1,37
<i>T. micrantha</i>	1,00	0,47	5,50	2,96	3,50	4,33

<sup>1</sup>CIAR = RA-R/PA com 60% de contaminação/(RA-R/PA sem contaminação)

*micrantha*. Estas espécies apresentaram sintomas nas folhas novas, devido a menor quantidade de Fe que foi translocado para a parte aérea. As outras espécies acumularam mais Fe nas raízes das plantas no controle do que no nível 60% de contaminação, indicando que menos Fe proporcionalmente foi absorvido, com o aumento da contaminação, causando clorose nas folhas novas. Estes resultados confirmam o antagonismo entre o Fe e os demais metais estudados. O CIAR para o Mn mostrou que, *C. trichotoma*, *M. nictitans*, *M. umbellata*, *P. dubium*, *S. schottiana*, *S. granuloso-leprosum* e *T. micrantha* acumularam proporcionalmente mais Mn na raiz no solo contaminado do que na ausência de contaminação. O Mn também participa da síntese dos cloroplastos através da formação, funcionamento e multiplicação (Malavolta, 1994) e por isso sua deficiência causa amarelecimento das folhas novas como observado para o Fe. No entanto, não foi observado clorose em *M. nictitans* e *S. granuloso-leprosum*. Estas espécies apresentaram redução no crescimento e perda de folhas, como sintoma de toxidez verificado no solo contaminado.

Verifica-se que maioria das espécies acumulou proporcionalmente mais metais nas raízes do que na parte aérea em resposta à contaminação, sendo observado maior acúmulo de Cu, Zn, Pb, Cd, Mn, e Fe nas raízes, em 90, 80, 75, 65, 40 e 35% delas, respectivamente.

Na tentativa de estabelecer as possíveis relações entre o CIAR e CTR e a produção de matéria seca, foram feitas análises de correlações entre estas variáveis. Verificou-se correlações baixas e apenas para CTR-Zn e matéria seca observou-se coeficiente de correlação mais elevado (0,56;  $P \leq 0,05$ ). A ausência desta relação indica a elevada diversidade fisiológica destas espécies em relação a presença de níveis tóxicos de metais pesados no solo.

## 5 CONCLUSÕES

Verificam-se respostas diferenciadas das espécies à contaminação, podendo estas serem categorizadas quanto à sua sensibilidade ao impacto da contaminação do solo com metais pesados.

Apesar de apresentar sintomas moderados de fitotoxicidade, o crescimento das espécies *Cedrella fissilis* (Cedro), *Tabebuia impetiginosa* (Ipê roxo), *Copaifera langsdorffi* (Oleo copaíba), *Acacia mangium* (Acácia) e *Hymenaea courbaril* (Jatobá) é pouco afetado pela contaminação, sendo portanto estas espécies promissoras para estudos visando a revegetação de áreas com solo contaminado com metais pesados.

A multicontaminação do solo com metais pesados interferem na absorção e translocação dos macronutrientes.

Zinco, Cd e Pb são os metais poluentes que mais limitam o crescimento destas espécies.

Os níveis críticos de toxicidade de Zn e Cd determinados para doze e onze espécies respectivamente, variou de 50 a 270 e 0,11 a 0,64mg/kg de massa seca vegetal, para Zn e Cd, respectivamente.

As espécies pouco sensíveis ao excesso de metais pesados no solo apresentam mecanismos distintos de tolerância. Algumas como *Hymenaea courbaril* (Jatobá) retém maior quantidade de metais nas raízes e transloca pouco para a parte aérea, enquanto outras como *Cedrella fissilis* (Cedro) apresenta reduzida absorção destes metais do solo.



## 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; VELLOSO, A.C.X.; COSTA, L.M.; DIAS, L.E.; BARROS, N.F. Aplicação de resíduo siderúrgico em um latossolo: efeitos na correção do solo na disponibilidade de nutrientes e metais pesados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.17, n.2, p.299-304, maio/ago., 1993.
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; VELLOSO, A.C.X.; COSTA, L.M.; OLIVEIRA, C. de. Formas químicas de zinco e sua absorção por plantas de milho cultivadas em solo tratado com resíduo siderúrgico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.18, n.2, p.313-320, maio/ago., 1994.
- ANTONOVICS, J.; BRASHAW, A.D.; TURNER, R.G. Heavy metal tolerance in plants. **Advances Ecological Research**, England, v.7, p.1-85, 1971.
- BAKER, A.J.M. Ecophysiological aspects of zinc tolerance in *Silene maritima* with. **The New Phytologist**, London, v.80, p.635-642, 1978.
- BAKER, A.J.M. Accumulators and excluders - strategies in the response of plants to heavy metals. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v.3, n.1-4, p.643-654, 1981.
- BAKER, A.J.M. Metal tolerance. **The New Phytologist**, London, v.106, p.93-111, 1987. (Suppl.).
- BAKER, A.J.M.; GRANT, C.J.; MARTIN, M. H.; SHAW, S. C.; WHITEBROOK, J. Induction and loss of cadmium tolerance in *Holcus lanatus* L. and other grasses. **The New Phytologist**, London, v.102, n.4, p.575-587, Apr., 1986.

- BERTON, R.S. Fertilizantes e poluição. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 20, Piracicaba, 1992. *Anais...*, Piracicaba: SBCS/Fundação Cargill, 1992. p.299-313.
- BOAWN, L.C.; RASMUSSEN, P.E. Crop response to excessive zinc fertilization of alkaline soil. *Agronomy Journal*, Madison, v.63, n.6, p.874-876, 1971.
- BROWN, G., BRINKMANN, K. Heavy metal tolerance in *Festuca ovina* L. from contaminated sites in the Eifel Mountains, Germany. *Plant and Soil*, Dordrecht, v.143, n.2, p.239-247, June, 1992.
- BROWN, M.T.; WILKINS, D.A. Zinc tolerance in *Betula*. *The new Phytologist*, London, v.99, n.1, p.91-100, 1985.
- BROWN, S.L.; CHANEY, R.L.; ANGLE, J.S.; BAKER, A.J.M. Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* grown in nutrient solution. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, v.59, n.1, p.125-133, Jan./Feb., 1995.
- CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. *Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônomo de Campinas*. Campinas: IAC, 1986. 94p.
- CARVALHO, P.E.R. *Espécies florestais brasileiras-recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira*. Brasília: EMBRAPA-CNPQ/SPI, 1994. 640p.
- CHANEY, R.L. Zinc phytotoxicity. In: ROBSON, A.D. (ed) *Zinc in soil and plant*. Australia: Kluwer Academic Publishers, 1993. p.135-150.
- COUGHTREY, P.J.; MARTIN, M.H. Tolerance of *Holcus lanatus* to lead, zinc and cadmium in factorial combination. *The New Phytologist*, London, v.81, p.147-154, 1978.
- COX, R.M.; HUTCHINSON, T.C. Multiple metal tolerances in the grass *Deschampsia cespitosa* (L.) Beauv. from the sudbury smelting area. *The New Phytologist*, London, v.84, p.631-647, 1980.

- DECHEN, A.R.; BATAGLIA, O.C.; SANTOS, W.R. dos. Conceito fundamentais da interpretação da análise de plantas. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 21, Petrolina, 1995. **Anais...**, Petrolina: EMBRAPA - CPATSA/SBCS, 1995. p.87-115.
- DENNY, H.J.; WILKINS, D.A. Zinc tolerance in *Betula* spp.I. Effect of external concentration of zinc on growth and uptake. **The New Phytologist**, London, v.106, n.3, p.517-524, July, 1987.
- ELTROP, L.; BROWN, G.; JOACHIM, O.; BRINKMANN, K. Lead tolerance of betula and salix in the mining area of Mechernich/Germany. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.131, n.2, p.279-285, Mar., 1991.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - Serviço Nacional de Levantamento e Conservação do Solo. **Manual de Métodos de Análise do Solo**. Rio de Janeiro, 1979. n.p.
- FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.; DIAS, L.E.; FARIA, S.M. de .Recuperação de áreas mineração em Porto Trobetas - PA com leguminosas arbóreas noduladas e micorrizadas. In: SIMPÓSIO SUL AMERICANO E SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1 e 2, Foz do Iguaçu. 1994. **Anais...** Curitiba: Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná - FUPEP, 1994. p.145-153.
- FOSTER, J.C. Total heavy metal contents by aqua regia digestion.In: ALEF, K.; NANNIPIERI, P.(eds) **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. San Diego: Academic Press, 1995. p.101-102.
- FOY, C.D.; CHANEY, R.L.; WHITE, M.C. The physiology of metal toxicity in plants. **Annual Review Plant Physiology**, California, v.29, p.511-566, 1978.
- GONÇALVES, J.L. de M.; KAGEYAMA, P.Y.; FREIXÉDAS, V.M.; GONÇALVES, J.C.; GERES, W.L. de A. Capacidade de absorção e eficiência nutricional de algumas espécies arbóreas tropicais. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2, São Paulo, 1992. **Anais...** São Paulo: Instituto Florestal, 1992. p.463-468.

- GUSSARSSON, M.; ADALSTEINSSON, S.; JENSÉN, P.; ASP, H. Cadmium and copper interactions on the accumulation and distribution of Cd and Cu in birch (*Betula pendula* Roth) seedlings. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.171, p.185-187, 1995.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Florida: CRC Press, 1985. 315p.
- LABRAECQUE, M.; TEODORESCEU, T.I.; DAIGLE, S. Effects of wastewater sludge on growth and heavy metals. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v.3, n.1-4, p.643-654, 1995.
- MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1980. 251p.
- MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificações e fatos**. São Paulo: ProduQuímica, 1994. 153p.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: POTAFÓS, 1989. 201p.
- MENGEL, K.; KIRKBY, E.A. **Principales of plant nutrition**. Bern: Intern. Postash Institute, 1987. 687p.
- MOTTA, P.E.F.; LACERDA, M.P.C.; LANZA, T.C.L.; CARVALHO, J.G. Efeito da deficiência de macro e micronutrientes sobre o teor de boro, cobre e ferro em paricá (*Schizolobium amazonicum*). In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 22, Manaus. 1996. **Anais...** Manaus: Universidade do Amazonas, 1996. p.383-384.
- MOTTA NETO, J.A. MORAES, A. de; LUCCHESI, L.A.C. Avaliação do uso de forrageiras e de adubações na recuperação de um solo degradado pela mineração de xisto- I. Propriedades químicas. In: SIMPÓSIO SUL AMERICANO E SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1 e 2, Foz do Iguaçu. 1994. **Anais...** Curitiba: Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná - FUPEP, 1994. p.257-265.

- MOTTA NETO, J.A. MORAES, A. de; RIBEIRO JÚNIOR, P.J. Avaliação do uso de forrageiras e de adubações na recuperação de um solo degradado pela mineração do xisto- II. Propriedades físicas. In: SIMPÓSIO SUL AMERICANO E SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1 e 2, Foz do Iguaçu. 1994. **Anais...** Curitiba: Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná - FUPEP, 1994. p.257-265.
- PATRA, J.; LENKA, M.; PANDE, B.P. Tolerance and co-tolerance of the grass *Chloris barbata* Sw. to mercury, cadmium and zinc. **The New Phytologist**, London, v.128, n.1, p.165-171, Sept., 1994.
- SARRIÉS, G.A.; OLIVEIRA, J.C.V.; ALVES, M.C. SANEST. Piracicaba, CIAGRI, 1992, 80p. (Série Didática Ciagri, 6).
- SILVA, I.R.da. **Crescimento inicial, absorção de macronutrientes e eficiência nutricional em espécies florestais nativas submetidas à adubação potássica.** Lavras: UFLA, 1996. 57p. (Dissertação-Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas).
- SIMON, E. Cadmium tolerance in populations of *Agrostis tenuis* and *Festuca ovina*. **Nature**, London, v.265, n.5592, p.328-330, Jan., 1977.
- TISDALE, S.L.; NELSON, W.L.; BEATON, J.K.; HAVLIN, J.L. **Soil fertility and fertilizers.** Macmillan: New York, 1993. 634p.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA. Sistema para análise estatística (SAEG): guia de uso resumido. Fundação Arthur Bernardes, Divisão de Informática, s. d.
- VERKLEIJ, J.A.C.; PRAST, J.E. cadmium tolerance and co-tolerance in *Silene vulgaris* (Moench.) Garcke [= *S. cucubalus* (L.) wilb.]. **The New Phytologist**, London, v.111, n.4, p.637-645, Apr., 1989.
- VETORI, L. **Métodos de Análise de Solo.** Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura, 1969. 24p. (Boletim Técnico, 7).
- WALKER, W.M.; MILLER, J.E.; HASSET, J.J. Effects of lead and cadmium upon the calcium, magnesium, potassium, and phosphorus concentration in young corn plants. **Soil Science**, Maryland, v.124, n.3, p.145-151, Sept., 1977.

WU, L.; ANTONOVICS, J. Zinc and copper uptake by *Agrostis stolonifera*, tolerant to both zinc and copper. *The New Phytologist*, London, v.75, p.231-237, 1975.

## 7 APÊNDICE

TABELA 1A. Resumo da ANAVA para os parâmetros vegetativos estudados, para as espécies arbóreas e os níveis de contaminação.

Variáveis	Valor F	G.L.	P≤
<b>Incremento H (15-45 dias)</b>			C.V.=73,94*
Nível de Contaminação (C)	35,88	03	0,01
Espécies (P)	26,09	19	0,01
CxP	01,79	57	0,01
<b>Taxa de Crescimento (15-45 dias)</b>			C.V.=73,94*
Nível de Contaminação (C)	35,88	03	0,01
Espécies (P)	26,09	19	0,01
CxP	01,79	57	0,01
<b>Incremento H (45-75 dias)</b>			C.V.=92,70*
Nível de Contaminação (C)	48,36	03	0,01
Espécies (P)	22,45	19	0,01
CxP	05,15	57	0,01
<b>Taxa de Crescimento (45-75 dias)</b>			C.V.=92,70*
Nível de Contaminação (C)	48,36	03	0,01
Espécies (P)	22,45	19	0,01
CxP	05,15	57	0,01
<b>Altura Final (90 dias)</b>			C.V.=15,19*
Nível de Contaminação (C)	052,72	03	0,01
Espécies (P)	139,73	19	0,01
CxP	002,63	57	0,01
<b>Altura Relativa (90 dias)</b>			C.V.=25,65
Nível de Contaminação (C)	41,74	03	0,01
Espécies (P)	19,63	19	0,01
CxP	04,16	57	0,01
<b>Matéria Seca (Raiz)</b>			C.V.=40,24
Nível de Contaminação (C)	76,42	03	0,01
Espécies (P)	41,50	19	0,01
CxP	04,00	57	0,01
<b>Matéria Seca (Parte Aérea)</b>			C.V.=34,48
Nível de Contaminação (C)	65,30	03	0,01
Espécies (P)	58,98	19	0,01
CxP	02,56	57	0,01
<b>Raiz/Parte Aérea</b>			C.V.=34,48
Nível de Contaminação (C)	0,69	03	n.s.
Espécies (P)	25,76	19	0,01
CxP		57	n.s.

\*Utilizou-se covarição.



TABELA 2A. Equações de regressão para a matéria seca da parte aérea e da raiz e os níveis de contaminação com metais pesados, para todas as espécies.

Espécie	..... parte aérea .....	..... raiz .....
<i>A. mangium</i>	-	-
<i>A. peregrina</i>	$Y=7,339-0,097X$	$Y=15,282-0,229X$
<i>C. lasiophylla</i>	$Y=11,906-0,310X+0,004X^2$	$Y=5,319-0,052X$
<i>C. fissilis</i>	-	$Y=9,747-0,162X+0,003X^2$
<i>C. langsdorffi</i>	-	-
<i>C. trichotoma</i>	-	$Y=7,925-0,083X$
<i>D. cuneatum</i>	$Y=15,115-0,102X$	$Y=6,107-0,062X$
<i>H. courbaril</i>	$Y=13,904-0,181X+0,003X^2$	-
<i>M. nictitans</i>	$Y=9,223-0,102X$	$Y=5,850-0,077X$
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	$Y=16,471+0,073X-0,003X^2$	$Y=5,756-0,052X$
<i>M. peruiferum</i>	$Y=4,436-0,044X$	-
<i>M. umbellata</i>	-	$Y=6,872-0,060X$
<i>P. dubium</i>	$Y=10,660-0,129X$	$Y=4,358-0,048X$
<i>Pip. gonoacantha</i>	$Y=4,662-0,074X$	-
<i>Pl. gonoacantha</i>	-	-
<i>S. schottiana</i>	$Y=14,376-0,126X$	$Y=5,206-0,047X$
<i>S. macranthera</i>	-	-
<i>S. granuloso-leprosum</i>	-	-
<i>T. impetiginosa</i>	-	$Y=4,658-0,032X$
<i>T. micrantha</i>	$Y=12,359-0,152X$	$Y=3,354-0,040X$

- Não apresentaram ajustes polinomiais.

TABELA 3A. Resumo da ANAVA para os teores de nutrientes e metais pesados encontrados na raiz, para as espécies e níveis de contaminação estudados.

Variáveis	Valor F	G.L.	P≤
<b>Raiz: P (g/kg)</b>			CV=25,48
Nível de Contaminação (C)	16,56	3	0,01
Espécies (P)	35,99	19	0,01
CxP	02,96	57	0,01
<b>Raiz: K (g/kg)</b>			CV=23,28
Nível de Contaminação (C)	16,47	3	0,01
Espécies (P)	40,00	19	0,01
CxP	03,49	57	0,01
<b>Raiz: Ca (g/kg)</b>			CV=48,85
Nível de Contaminação (C)	3,93	3	0,01
Espécies (P)	9,22	19	0,01
CxP	4,65	57	0,01
<b>Raiz: Mg (g/kg)</b>			CV=16,06
Nível de Contaminação (C)	01,34	3	n.s.
Espécies (P)	35,91	19	0,01
CxP	03,97	57	0,01
<b>Raiz: Fe (g/kg)</b>			CV=52,84
Nível de Contaminação (C)	14,36	3	0,01
Espécies (P)	66,83	19	0,01
CxP	35,55	57	0,01
<b>Raiz: Cu (g/kg)</b>			CV=34,11
Nível de Contaminação (C)	179,94	3	0,01
Espécies (P)	024,97	19	0,01
CxP	009,05	57	0,01
<b>Raiz: Pb (g/kg)</b>			CV=88,71
Nível de Contaminação (C)	48,01	3	0,01
Espécies (P)	12,07	19	0,01
CxP	04,24	57	0,01
<b>Raiz: Cd (g/kg)</b>			CV=22,11
Nível de Contaminação (C)	769,73	3	0,01
Espécies (P)	326,05	19	0,01
CxP	122,31	57	0,01
<b>Raiz: Mn (g/kg)</b>			CV=38,35
Nível de Contaminação (C)	39,98	3	0,01
Espécies (P)	75,22	19	0,01
CxP	48,18	57	0,01
<b>Raiz: Zn (g/kg)</b>			CV=36,56
Nível de Contaminação (C)	211,70	3	0,01
Espécies (P)	028,05	19	0,01
CxP	008,90	57	0,01

TABELA 4A. Resumo da ANAVA para os teores de nutrientes e metais pesados encontrados na parte aérea, para as espécies e níveis de contaminação estudados.

Variáveis	Valor F	G.L.	P≤
<b>Parte Aérea: P (g/kg)</b>			CV=21,71
Nível de Contaminação (C)	33,35	3	0,01
Espécies (P)	47,10	19	0,01
CxP	02,99	57	0,01
<b>Parte Aérea: K (g/kg)</b>			CV=14,45
Nível de Contaminação (C)	14,32	3	0,01
Espécies (P)	88,60	19	0,01
CxP	07,66	57	0,01
<b>Parte Aérea: Ca (g/kg)</b>			CV=13,46
Nível de Contaminação (C)	43,42	3	0,01
Espécies (P)	105,72	19	0,01
CxP	40,04	57	0,01
<b>Parte Aérea: Mg (g/kg)</b>			CV=15,67
Nível de Contaminação (C)	15,25	3	0,01
Espécies (P)	55,19	19	0,01
CxP	04,31	57	0,01
<b>Parte Aérea: Fe (g/kg)</b>			CV=17,52
Nível de Contaminação (C)	99,23	3	0,01
Espécies (P)	65,33	19	0,01
CxP	43,57	57	0,01
<b>Parte Aérea: Cu (g/kg)</b>			CV=31,68
Nível de Contaminação (C)	61,86	3	0,01
Espécies (P)	39,84	19	0,01
CxP	19,63	57	0,01
<b>Parte Aérea: Pb (g/kg)</b>			CV=145,30
Nível de Contaminação (C)	46,64	3	0,01
Espécies (P)	34,13	19	0,01
CxP	12,86	57	0,01
<b>Parte Aérea: Cd (g/kg)</b>			CV=23,68
Nível de Contaminação (C)	279,32	3	0,01
Espécies (P)	51,20	19	0,01
CxP	09,81	57	0,01
<b>Parte Aérea: Mn (g/kg)</b>			CV=37,52
Nível de Contaminação (C)	03,19	3	0,05
Espécies (P)	48,01	19	0,01
CxP	05,32	57	0,01
<b>Parte Aérea: Zn (g/kg)</b>			CV=20,77
Nível de Contaminação (C)	227,61	3	0,01
Espécies (P)	19,35	19	0,01
CxP	06,34	57	0,01

TABELA 5A. Comportamento dos teores de nutrientes na parte aérea em função da contaminação.

Espécies	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu
<i>A. mangium</i>	-	+	(+)	+	+	-	-
<i>A. peregrina</i>	(-)	(-)	(+)	(+)	+	(-)	+
<i>C. lasiophylla</i>	(-)	+	(+)	+	-	-	(-)
<i>C. fissilis</i>	-	-	(+)	-	(-)	0	0
<i>C. langsdorffi</i>	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	+
<i>C. trichotoma</i>	(-)	-	(+)	(-)	+	(+)	+
<i>D. cuneatum</i>	-	-	(+)	(-)	-	(+)	-
<i>H. courbaril</i>	(+)	(+)	(-)	-	(-)	(+)	+
<i>M. nictitans</i>	(-)	+	(-)	(-)	-	-	0
<i>M. caealpiniaefolia</i>	-	(-)	(+)	+	-	-	0
<i>M. peruijerum</i>	(-)	+	(-)	+	(-)	(+)	+
<i>M. umbellata</i>	+	(-)	+	+	(-)	(+)	(-)
<i>P. dubium</i>	(-)	(-)	(+)	+	+	(+)	-
<i>Pip. gonoacantha</i>	-	(-)	(+)	+	+	(+)	+
<i>Pl. gonoacantha</i>	(-)	-	-	-	(-)	(+)	(-)
<i>S. schottiana</i>	-	(-)	(+)	+	(-)	-	(-)
<i>S. macranthera</i>	-	(-)	(+)	(-)	+	(+)	(-)
<i>S. granuloso-leprosum</i>	(-)	+	(+)	(-)	(-)	(-)	-
<i>T. impetiginosa</i>	(-)	+	(+)	(+)	(-)	(+)	-
<i>T. micrantha</i>	+	(-)	(+)	(-)	0	-	+

- diminui; + aumenta; (-) e (+) variável; 0 sem efeito

TABELA 6A. Resumo da ANAVA para a razão dos teores de nutrientes e metais pesados encontrados na razão da matéria seca da raiz/parte aérea, para as espécies e níveis de contaminação.

Variáveis	Valor F	G.L.	P≤
<b>Raiz/Parte Aérea: P (g/kg)</b>			
			CV=38,40
Nível de Contaminação (C)	0,66	3	n,s,
Espécies (P)	6,19	19	0,01
CxP	1,12	57	n,s,
<b>Raiz/Parte Aérea: K (g/kg)</b>			
			CV=30,89
Nível de Contaminação (C)	3,50	3	0,05
Espécies (P)	5,64	19	0,01
CxP	1,96	57	0,01
<b>Raiz/Parte Aérea: Ca (g/kg)</b>			
			CV=37,67
Nível de Contaminação (C)	5,87	3	0,01
Espécies (P)	12,40	19	0,01
CxP	4,44	57	0,01
<b>Raiz/Parte Aérea: Mg (g/kg)</b>			
			CV=24,51
Nível de Contaminação (C)	2,81	3	0,05
Espécies (P)	7,24	19	0,01
CxP	3,20	57	0,01
<b>Raiz/Parte Aérea: Fe (g/kg)</b>			
			CV=42,33
Nível de Contaminação (C)	34,67	3	0,01
Espécies (P)	75,75	19	0,01
CxP	27,54	57	0,01
<b>Raiz/Parte Aérea: Cu (g/kg)</b>			
			CV=54,91
Nível de Contaminação (C)	96,83	3	0,01
Espécies (P)	37,36	19	0,01
CxP	21,50	57	0,01
<b>Raiz/Parte Aérea: Pb (g/kg)</b>			
			CV=109,24
Nível de Contaminação (C)	16,07	3	0,01
Espécies (P)	12,27	19	0,01
CxP	05,92	57	0,01
<b>Raiz/Parte Aérea: Cd (g/kg)</b>			
			CV=56,83
Nível de Contaminação (C)	53,83	3	0,01
Espécies (P)	63,89	19	0,01
CxP	24,08	57	0,01
<b>Raiz/Parte Aérea: Mn (g/kg)</b>			
			CV=51,10
Nível de Contaminação (C)	19,84	3	0,01
Espécies (P)	27,26	19	0,01
CxP	10,26	57	0,01
<b>Raiz/Parte Aérea: Zn (g/kg)</b>			
			CV=50,86
Nível de Contaminação (C)	42,51	3	0,01
Espécies (P)	15,15	19	0,01
CxP	04,69	57	0,01

TABELA 7A. Equações de regressão para a massa de matéria seca relativa e teores dos metais pesados na parte aérea, para as espécies com ajustes significativos e  $R^2 \geq 0,65$ .

Espécie	Equação	R <sup>2</sup>	P<	Metal
<i>A. mangium</i>	$Y=25,7874+2061,36X-12846,2X^2$	0,79	0,01	Cu
<i>A. peregrina</i>	$Y=114,422-293,741X-229,258X^2$	0,90	0,01	Zn
	$Y=80,9407-19,3939\ln X$	0,86	0,01	Cd
	$Y=3,49516+1,4102X^{-1}$	0,84	0,01	Cu
	$Y=(0,0134452+0,0233925X)^{-1}$	0,65	0,01	Fe
<i>C. lasiophylla</i>	$Y=96,2115-13,114X+0,550373X^2$	0,96	0,01	Cd
<i>C. fissilis</i>	$Y=99,0023-142,165X+368,836X^2$	0,88	0,01	Zn
	$Y=92,0929-2,90476X+0,354589X^2$	0,81	0,01	Cd
<i>C. trichotoma</i>	$Y=107,861-78,7313X+25,3051X^2$	0,96	0,01	Zn
	$Y=103,701-20,6093X+3,692X^2$	0,91	0,01	Cd
	$Y=53,1004+6,38927X^{-1}$	0,75	0,01	Pb
	$Y=30,7202+2,00779X^{-1}$	0,65	0,01	Cu
	$Y=38,987+12,1528X^{-1}$	0,80	0,01	Fe
	$Y=29,7021+2,12763X^{-1}$	0,82	0,01	Mn
<i>M. nictitans</i>	$Y=54,2826+3,36331X^{-1}$	0,68	0,01	Zn
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	$Y=147,182-651,565X+1202,52X^2$	0,88	0,01	Zn
	$Y=94,766-3,33615X$	0,69	0,05	Cd
<i>M. peruiferum</i>	$Y=29,5883+2,91093X^{-1}$	0,99	0,01	Zn
	$Y=114,661-61,4577X^{0,5}+11,748X$	0,93	0,01	Cd
<i>M. umbellata</i>	$Y=103,281-68,5493X+29,3298X^2$	0,67	0,01	Zn
	$Y=103,701-20,6093X+3,692X^2$	0,72	0,01	Cd
	$Y=-81,4115+631,558X^{0,5}-545,006$	0,72	0,01	Fe
<i>P. dubium</i>	$Y=(0,006029+0,0337888X)^{-1}$	0,91	0,01	Zn
	$Y=100,427-1,29833X-0,0466657X^2$	0,91	0,01	Cd
	$Y=(0,0110816+0,0158339X)^{-1}$	0,66	0,01	Pb
	$Y=139,096-234,907X$	0,85	0,01	Fe
<i>Pip. gonoacantha</i>	$Y=10^{(2,00776-0,762404X)}$	0,98	0,01	Zn
	$Y=90,4556-4,28743X+0,054962X^2$	0,93	0,01	Cd

Continua...

TABELA 7A. Continuação...

	$Y=102,839-17,9787X+0,533168X^2$	0,97	0,01	Pb
	$Y=-16,9279+10279,7X-197126X^2$	0,88	0,01	Cu
	$Y=(0,0131108+0,0364494X)^{-1}$	0,85	0,01	Fe
<i>S. macranthera</i>	$Y=107,489-69,4995X+15,9813X^2$	0,86	0,01	Zn
	$Y=102,9-2,09664X+0,018923X^2$	0,75	0,01	Cd
	$Y=155,908-3300,12X+2243,51X^2$	0,90	0,01	Mn
<i>S. granuloso-leprosum</i>	$Y=5,32961+252,414X^{0,5}-189,962X$	0,73	0,01	Zn
	$Y=-108,776+1784,46X^{0,5}-4099,15X$	0,65	0,01	Mn
<i>T. micrantha</i>	$Y=107,828-139,206X+76,0568X^2$	0,93	0,01	Zn
	$Y=101,624-4,16674X+0,0712878X^2$	0,98	0,01	Cd

TABELA 8A. Resumo da ANAVA para os acúmulos de nutrientes e metais pesados encontrados na matéria seca da raiz, para as espécies e níveis de contaminação estudados.

Variáveis	Valor F	G.L.	P≤
<b>Raiz: P (mg/planta)</b>			CV=36,13
Nível de Contaminação (C)	94,99	3	0,01
Espécies (P)	41,56	19	0,01
CxP	05,23	57	0,01
<b>Raiz: K (mg/planta)</b>			CV=25,69
Nível de Contaminação (C)	176,21	3	0,01
Espécies (P)	126,10	19	0,01
CxP	010,99	57	0,01
<b>Raiz: Ca (mg/planta)</b>			CV=40,34
Nível de Contaminação (C)	27,57	3	0,01
Espécies (P)	30,72	19	0,01
CxP	05,49	57	0,01
<b>Raiz: Mg (mg/planta)</b>			CV=23,94
Nível de Contaminação (C)	94,07	3	0,01
Espécies (P)	79,21	19	0,01
CxP	06,73	57	0,01
<b>Raiz: Fe (mg/planta)</b>			CV=59,40
Nível de Contaminação (C)	40,69	3	0,01
Espécies (P)	16,30	19	0,01
CxP	10,34	57	0,01
<b>Raiz: Cu (mg/planta)</b>			CV=37,08
Nível de Contaminação (C)	55,91	3	0,01
Espécies (P)	32,33	19	0,01
CxP	08,62	57	0,01
<b>Raiz: Pb (mg/planta)</b>			CV=117,38
Nível de Contaminação (C)	17,37	3	0,01
Espécies (P)	07,93	19	0,01
CxP	03,53	57	0,01
<b>Raiz: Cd (mg/planta)</b>			CV=39,06
Nível de Contaminação (C)	195,04	3	0,01
Espécies (P)	050,75	19	0,01
CxP	027,71	57	0,01
<b>Raiz: Mn (mg/planta)</b>			CV=46,60
Nível de Contaminação (C)	70,87	3	0,01
Espécies (P)	59,66	19	0,01
CxP	41,73	57	0,01
<b>Raiz: Zn (mg/planta)</b>			CV=37,30
Nível de Contaminação (C)	137,64	3	0,01
Espécies (P)	036,58	19	0,01
CxP	013,41	57	0,01



TABELA 9A. Resumo da ANAVA para os acúmulos de nutrientes e metais pesados encontrados na matéria seca da parte aérea, para as espécies e níveis de contaminação estudados.

Variáveis	Valor F	G.L.	P≤
<b>Parte Aérea: P (mg/planta)</b>			
			CV=37,77
Nível de Contaminação (C)	53,45	3	0,01
Espécies (P)	25,38	19	0,01
CxP	02,54	57	0,01
<b>Parte Aérea: K (mg/planta)</b>			
			CV=44,61
Nível de Contaminação (C)	29,43	3	0,01
Espécies (P)	29,30	19	0,01
CxP	01,95	57	0,01
<b>Parte Aérea: Ca (mg/planta)</b>			
			CV=30,78
Nível de Contaminação (C)	45,81	3	0,01
Espécies (P)	23,71	19	0,01
CxP	02,25	57	0,01
<b>Parte Aérea: Mg (mg/planta)</b>			
			CV=39,25
Nível de Contaminação (C)	15,49	3	0,01
Espécies (P)	23,74	19	0,01
CxP	01,66	57	0,01
<b>Parte Aérea: Fe (mg/planta)</b>			
			CV=35,28
Nível de Contaminação (C)	13,55	3	0,01
Espécies (P)	28,39	19	0,01
CxP	11,39	57	0,01
<b>Parte Aérea: Cu (mg/planta)</b>			
			CV=81,70
Nível de Contaminação (C)	04,98	3	0,01
Espécies (P)	19,36	19	0,01
CxP	03,86	57	0,01
<b>Parte Aérea: Pb (mg/planta)</b>			
			CV=123,60
Nível de Contaminação (C)	12,83	3	0,01
Espécies (P)	06,40	19	0,01
CxP	03,53	57	0,01
<b>Parte Aérea: Cd (mg/planta)</b>			
			CV=49,23
Nível de Contaminação (C)	95,96	3	0,01
Espécies (P)	64,38	19	0,01
CxP	15,51	57	0,01
<b>Parte Aérea: Mn (mg/planta)</b>			
			CV=57,69
Nível de Contaminação (C)	13,35	3	0,01
Espécies (P)	44,82	19	0,01
CxP	04,26	57	0,01
<b>Parte Aérea: Zn (mg/planta)</b>			
			CV=57,65
Nível de Contaminação (C)	27,07	3	0,01
Espécies (P)	16,51	19	0,01
CxP	03,09	57	0,01

TABELA 10A. Médias e regressão para acúmulo de P na parte aérea e na raiz das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais.

Espécie	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>
	0	20	40	60		0	20	40	60	
	..... Parte Aérea (mg/planta) .....					..... Raiz (mg/planta) .....				
<i>A. mangium</i>	5,27	2,97	1,39	1,58	s.a.	1,45	1,01	0,44	0,38	s.a.
<i>A. peregrina</i>	13,24	7,29	3,44	2,82	L 0,90**	18,26	12,03	9,04	2,70	L 0,98**
<i>C. lasiophylla</i>	18,69	11,50	3,19	10,59	Q 0,88**	12,71	3,04	2,79	5,51	Q 0,97**
<i>C. fissilis</i>	24,03	16,98	17,84	18,30	s.a.	29,04	15,50	14,77	9,24	Q 0,93**
<i>C. langsdorffi</i>	6,61	5,39	6,79	3,92	s.a.	6,98	4,40	7,10	3,52	s.a.
<i>C. trichotoma</i>	12,50	6,27	4,32	6,11	Q 0,99*	19,08	9,07	6,70	7,25	Q 0,99**
<i>D. cuneatum</i>	24,66	21,13	18,70	13,20	L 0,97**	6,63	8,43	4,96	2,81	L 0,65**
<i>H. courbaril</i>	17,26	17,53	17,87	16,98	s.a.	5,31	6,10	3,31	5,00	s.a.
<i>M. nictitans</i>	15,48	5,86	5,31	4,19	Q 0,94*	8,71	3,53	2,67	1,30	L 0,85**
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	12,91	10,33	7,89	3,30	L 0,97**	8,04	4,33	2,59	1,92	L 0,90**
<i>M. peruiferum</i>	18,11	4,55	3,34	2,33	Q 0,98**	2,92	0,92	0,78	0,80	s.a.
<i>M. umbellata</i>	11,12	15,39	14,20	12,62	s.a.	4,22	5,80	3,71	3,87	s.a.
<i>P. dubium</i>	26,97	13,73	9,11	6,92	Q 0,99**	7,07	5,48	4,04	2,65	L 0,99**
<i>Pip. gonoacantha</i>	10,55	5,63	3,08	1,05	L 0,96**	4,00	3,00	2,54	0,77	s.a.
<i>Pl. gonoacantha</i>	5,70	2,42	0,69	3,06	s.a.	4,29	2,12	1,57	3,79	s.a.
<i>S. schottiana</i>	20,18	14,75	8,34	6,31	L 0,96**	6,58	5,36	2,58	2,34	L 0,92**
<i>S. macranthera</i>	14,67	9,83	3,77	3,66	L 0,90**	13,99	6,10	3,04	4,60	Q 0,99**
<i>S. granuloso-leprosum</i>	8,12	14,27	3,04	3,91	L 0,36**	15,76	14,38	4,07	5,35	L 0,80**
<i>T. impetiginosa</i>	3,00	2,51	5,00	4,60	s.a.	8,76	3,34	4,73	4,18	Q 0,81*
<i>T. micrantha</i>	7,69	6,98	4,17	7,28	s.a.	2,68	1,98	2,11	1,58	s.a.

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a. - sem ajuste.

L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.

TABELA 11A. Médias e regressão para acúmulo de K na parte aérea e na raiz das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais.

Espécie	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>
	0	20	40	60		0	20	40	60	
	..... Parte Aérea (mg/planta) .....					..... Raiz (mg/planta) .....				
<i>A. mangium</i>	40,29	40,49	25,64	42,66	s.a.	6,44	10,15	6,80	11,69	s.a.
<i>A. peregrina</i>	45,76	40,34	17,35	10,28	s.a.	92,81	68,37	32,90	9,79	L 0,99**
<i>C. lasiophylla</i>	151,19	145,75	46,04	118,99	Q 0,49*	100,15	28,23	23,70	32,18	Q 0,96**
<i>C. fissilis</i>	146,61	142,99	99,35	124,60	s.a.	141,91	124,14	59,92	70,18	Q 0,85**
<i>C. langsdorffi</i>	16,59	9,69	13,95	9,06	s.a.	14,36	4,72	6,94	3,71	s.a.
<i>C. trichotoma</i>	80,58	59,90	21,18	29,46	L 0,81*	71,53	48,07	29,78	24,03	L 0,94**
<i>D. cuneatum</i>	223,28	246,79	174,83	131,51	Q 0,90*	68,90	100,30	45,54	35,63	Q 0,65**
<i>H. courbaril</i>	101,89	125,45	91,69	89,66	s.a.	53,58	59,56	18,34	18,38	L 0,73**
<i>M. nictitans</i>	34,89	24,42	30,01	19,99	s.a.	24,99	23,59	12,18	8,91	L 0,91**
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	117,58	119,54	54,40	71,12	L 0,64**	33,42	28,00	16,15	24,20	s.a.
<i>M. peruiferum</i>	70,58	28,09	39,88	38,13	s.a.	11,57	13,17	7,71	10,02	s.a.
<i>M. umbellata</i>	168,47	121,06	57,10	59,48	L 0,89**	102,54	55,54	15,89	18,80	Q 0,99**
<i>P. dubium</i>	70,38	50,14	30,58	39,12	s.a.	15,16	23,66	16,17	10,76	s.a.
<i>Pip. gonoacantha</i>	28,18	20,80	7,77	4,28	s.a.	8,89	10,77	5,75	0,60	s.a.
<i>Pl. gonoacantha</i>	68,33	38,49	14,67	30,41	s.a.	32,81	26,60	14,43	14,79	L 0,89**
<i>S. schottiana</i>	47,65	54,82	28,83	34,99	s.a.	19,97	19,37	6,71	4,56	L 0,87**
<i>S. macranthera</i>	66,55	89,36	36,49	64,07	s.a.	38,04	28,24	10,69	22,16	Q 0,83*
<i>S. granuloso-leprosum</i>	74,42	191,99	42,36	45,89	Q 0,41**	130,71	131,61	49,44	100,78	Q 0,47**
<i>T. impetiginosa</i>	11,33	16,93	28,10	24,48	s.a.	24,37	22,17	18,22	13,41	s.a.
<i>T. micrantha</i>	114,74	100,22	31,18	55,86	L 0,67**	20,62	18,01	12,07	9,12	s.a.

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a. - sem ajuste.

L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.

TABELA 12A. Médias e regressão para acúmulo de Ca na parte aérea e na raiz das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais.

Espécie	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>
	0	20	40	60		0	20	40	60	
	..... Parte Aérea (mg/planta) .....					..... Raiz (mg/planta) .....				
<i>A. mangium</i>	69,92	69,84	51,82	62,49	s.a.	13,68	16,95	10,28	15,09	s.a.
<i>A. peregrina</i>	193,24	138,78	73,56	41,98	L 0,98**	196,11	109,89	69,69	23,52	L 0,97**
<i>C. lasiophylla</i>	210,51	160,41	62,22	137,80	Q 0,78**	68,55	21,10	24,55	39,33	Q 0,94**
<i>C. fissilis</i>	210,92	253,44	281,53	245,61	s.a.	120,26	93,18	102,65	74,75	L 0,75**
<i>C. langsdorffi</i>	171,96	33,00	52,16	25,06	Q 0,85*	106,16	15,82	31,04	17,26	Q 0,84**
<i>C. trichotoma</i>	228,15	162,72	124,01	117,68	L 0,89**	113,37	87,41	65,92	117,62	Q 0,86**
<i>D. cuneatum</i>	235,65	228,81	222,88	156,68	L 0,63*	49,73	40,41	31,27	20,27	s.a.
<i>H. courbaril</i>	129,65	171,26	95,20	129,84	s.a.	75,77	77,77	45,46	50,56	L 0,69*
<i>M. nictitans</i>	158,77	117,69	100,98	71,79	L 0,97**	37,89	38,95	23,28	7,49	L 0,87*
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	266,31	241,47	194,86	158,99	L 0,99**	55,42	42,50	31,00	43,26	s.a.
<i>M. peruiferum</i>	195,44	66,64	35,49	34,85	Q 0,99**	20,04	9,16	6,12	9,25	s.a.
<i>M. umbellata</i>	230,79	203,53	208,90	130,52	s.a.	59,96	80,25	56,08	67,84	s.a.
<i>P. dubium</i>	192,30	163,38	130,98	47,82	L 0,93**	35,22	52,26	161,45	20,21	Q 0,52**
<i>Pip. gonoacantha</i>	159,33	111,60	89,42	16,42	L 0,96**	25,87	26,93	24,34	4,94	s.a.
<i>Pl. gonoacantha</i>	79,16	41,71	18,99	37,32	s.a.	17,36	18,00	10,81	16,62	s.a.
<i>S. schottiana</i>	224,49	214,25	172,05	134,23	L 0,99**	37,59	29,67	22,24	11,50	s.a.
<i>S. macranthera</i>	136,15	135,43	51,8	86,34	L 0,54*	35,60	29,08	19,71	34,48	s.a.
<i>S. granuloso-leprosum</i>	191,75	236,54	78,27	71,13	L 0,66**	125,27	133,91	62,98	98,06	L 0,38**
<i>T. impetiginosa</i>	36,30	61,73	72,65	81,78	s.a.	127,77	31,31	53,60	36,04	Q 0,79**
<i>T. micrantha</i>	201,62	141,35	104,38	111,72	L 0,80**	21,45	16,58	12,65	11,12	s.a.

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a.- sem ajuste.

L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.

TABELA 13A. Média e regressão para acúmulo de Mg na parte aérea e na raiz das espécies arbóreas, em quatro níveis de contaminação com metais.

Espécie	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>	Níveis de Contaminação, %				Regressão Mod r <sup>2</sup>
	0	20	40	60		0	20	40	60	
	..... Parte Aérea (mg/planta) .....					..... Raiz (mg/planta) .....				
<i>A. mangium</i>	15,62	16,15	14,08	21,65	s.a.	3,64	7,00	2,41	3,25	s.a.
<i>A. peregrina</i>	24,26	19,17	8,85	5,59	L 0,96*	38,82	25,33	11,46	3,64	L 0,99**
<i>C. lasiophylla</i>	61,64	43,41	14,95	46,58	Q 0,78**	35,84	11,48	10,15	17,06	Q 0,97**
<i>C. fissilis</i>	31,87	39,32	37,22	39,80	s.a.	33,30	27,26	24,06	26,10	Q 0,99*
<i>C. langsdorffi</i>	6,45	4,78	8,29	3,96	s.a.	6,91	4,38	7,26	3,94	s.a.
<i>C. trichotoma</i>	45,79	34,02	17,40	21,09	L 0,82**	31,49	21,62	16,36	17,57	L 0,78**
<i>D. cuneatum</i>	74,21	72,47	69,24	50,07	L 0,77**	26,93	24,08	17,42	10,61	L 0,97**
<i>H. courbaril</i>	34,44	39,77	26,03	31,62	s.a.	24,04	22,91	10,58	12,03	L 0,78**
<i>M. nictitans</i>	21,62	15,87	23,14	10,96	s.a.	7,83	9,73	7,30	3,66	s.a.
<i>M. caesalpiniaefolia</i>	39,83	37,22	26,69	34,86	s.a.	14,45	10,94	8,21	10,00	s.a.
<i>M. peruiiferum</i>	25,82	9,30	10,71	13,45	s.a.	4,62	4,20	3,18	3,53	s.a.
<i>M. umbellata</i>	38,88	38,09	32,30	29,10	s.a.	19,19	16,87	9,63	11,87	L 0,73**
<i>P. dubium</i>	28,95	30,30	24,48	19,69	s.a.	10,94	14,46	13,40	6,69	Q 0,99**
<i>Pip. gonoacantha</i>	17,43	13,24	11,23	3,71	s.a.	7,82	8,04	5,83	1,42	L 0,81*
<i>Pl. gonoacantha</i>	23,24	11,83	3,98	9,60	s.a.	10,82	8,78	6,13	7,77	s.a.
<i>S. schottiana</i>	33,47	30,17	22,16	20,42	s.a.	11,76	10,42	6,27	4,17	L 0,96**
<i>S. macranthera</i>	19,12	21,50	8,02	16,22	s.a.	14,44	11,23	5,99	9,56	L 0,53*
<i>S. granuloso-leprosum</i>	43,08	68,79	24,60	24,82	Q 0,50*	40,71	40,56	22,10	38,89	Q 0,41**
<i>T. impetiginosa</i>	7,10	10,47	15,81	14,57	s.a.	25,19	8,89	12,67	7,61	Q 0,78**
<i>T. micrantha</i>	42,45	33,07	24,62	28,01	L 0,74*	7,84	8,70	7,38	7,35	s.a.

\* significativo a 5%, \*\* significativo a 1% e s.a.- sem ajuste.

L- Regressão Linear e Q- Regressão Quadrática.

TABELA 14A. Resumo da ANAVA para os acúmulo de nutrientes e metais pesados encontrados na razão da raiz e da parte aérea, para as espécies e níveis de contaminação.

Variáveis	Valor F	G.L.	P <sub>≤</sub>
<b>Raiz/Parte Aérea: P (mg/planta)</b>			CV=60,71
Nível de Contaminação (C)	02,00	3	n,s,
Espécies (P)	14,54	19	0,01
CxP	02,07	57	0,01
<b>Raiz/Parte Aérea: K (mg/planta)</b>			CV=50,47
Nível de Contaminação (C)	05,46	3	0,01
Espécies (P)	22,98	19	0,01
CxP	02,53	57	0,01
<b>Raiz/Parte Aérea: Ca (mg/planta)</b>			CV=47,60
Nível de Contaminação (C)	05,79	3	0,01
Espécies (P)	27,68	19	0,01
CxP	08,89	57	0,01
<b>Raiz/Parte Aérea: Mg(mg/planta)</b>			CV=45,84
Nível de Contaminação (C)	05,09	3	0,01
Espécies (P)	19,02	19	0,01
CxP	04,82	57	0,01
<b>Raiz/Parte Aérea: Fe (mg/planta)</b>			CV=51,16
Nível de Contaminação (C)	19,93	3	0,01
Espécies (P)	23,45	19	0,01
CxP	16,29	57	0,01
<b>Raiz/Parte Aérea: Cu (mg/planta)</b>			CV=63,46
Nível de Contaminação (C)	42,72	3	0,01
Espécies (P)	25,35	19	0,01
CxP	14,50	57	0,01
<b>Raiz/Parte Aérea: Pb (mg/planta)</b>			CV=121,89
Nível de Contaminação (C)	9,81	3	0,01
Espécies (P)	6,90	19	0,01
CxP	4,00	57	0,01
<b>Raiz/Parte Aérea: Cd (mg/planta)</b>			CV=79,46
Nível de Contaminação (C)	30,14	3	0,01
Espécies (P)	17,58	19	0,01
CxP	08,59	57	0,01
<b>Raiz/Parte Aérea: Mn(mg/planta)</b>			CV=117,69
Nível de Contaminação (C)	08,82	3	0,01
Espécies (P)	14,84	19	0,01
CxP	12,30	57	0,01
<b>Raiz/Parte Aérea: Zn (mg/planta)</b>			CV=65,27
Nível de Contaminação (C)	12,49	3	0,01
Espécies (P)	06,35	19	0,01
CxP	03,37	57	0,01