

UFRRJ
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO

TESE

**Uso de Materiais Inertizantes e Crescimento de
Espécies Arbóreas em Solo Contaminado por Metais
Pesados Oriundos da Baía de Sepetiba – Itaguaí - RJ**

Ana Carolina Callegario Pereira

2009



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO**

**USO DE MATERIAIS INERTIZANTES E CRESCIMENTO DE
ESPÉCIES ARBÓREAS EM SOLO CONTAMINADO POR METAIS
PESADOS ORIUNDOS DA BAÍA DE SEPETIBA - ITAGUAÍ - RJ.**

ANA CAROLINA CALLEGARIO PEREIRA

Sob a Orientação do Professor

Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho

e Co-orientação dos Professores

Nelson Mazur e

Fabiana Soares dos Santos

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências** no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração em Ciência do Solo.

Seropédica, RJ

Fevereiro de 2009

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA – CIÊNCIA DO SOLO

ANA CAROLINA CALLEGARIO PEREIRA

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, área de Concentração em Ciência do Solo.

TESE APROVADA EM 17 / 02 / 09

Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho. Dr. UFRRJ
(Orientador)

Érika Flávia Machado Pinheiro. Dra. UFRRJ

Clarice de Oliveira. Dr. UFRRJ

Otávio Camargo. Ph.D. IAC

Cláudio Roberto Fonsêca Sousa Soares. Dr.UFLA.

AGRADECIMENTOS

Ao final de um trabalho que exige de nós mais que disciplina e força de vontade, o sentimento mais importante é a gratidão. Nestas horas agradecer é fundamental.

Agradecer a Deus, pela vida e fé para encarar os obstáculos mais difíceis. Por fazer nascer o sol e clarear meus caminhos mesmo sob forte tempestade, e por ter me enviado alguns anjos...

Meus pais, obrigada pelo apoio e orgulho,

Ao meu amor e marido Dedé, que sempre esteve perto, mesmo quando estava longe. Nossa plantinha está sendo bem regada e a cada dia se mostra mais forte. Obrigada por fazer meu coração bater mais forte e ter formado comigo uma família. Que Deus nos abençoe.

Meus familiares, pela força em todos os momentos,

Ao grupo de pesquisa de Química e Poluição do Solo, Nelson Moura meu orientador, pelos ensinamentos, confiança e compreensão; Nelson Mazur, pela amizade e Clarice por toda dedicação e carinho,

Aos Profs. Ricardo Valcarcel e Carlos Rodrigues Pereira pelo apoio no desenvolvimento do trabalho,

Aos membros da banca, por terem doado seu tempo e contribuído com minha formação profissional,

Ao Roberto, Lú, Cris, Moraes e Marquinhos, vocês são meus fiéis escudeiros,

Ao “Seu Milton” pelas caronas maravilhosas, diminuindo minhas idas e vindas no azul e branco, sem hora pra passar,

Ao Nelson Granato, pela colaboração nas fatídicas coletas da Ilha da Madeira e pelos conselhos de vida,

A professora Lúcia, pelo exemplo profissional,

Aos amigos do alojamento da pós-graduação, pela presença,

As tias da cantina, que deixavam meu almoço guardado toda vez que me atrasava,

Ao Tiago Bispo, pela alegria e seriedade no trabalho,

Aos funcionários do Departamento de Solos que sorriram pra mim em todos os encontros nos corredores,

Ao Márcio (meu irmão da outra vida), Vinícius (pelas conversas e conselhos fundamentais) e Jair “Zezé di Camargo”, por trazer sempre boas notícias,

A Fabiana Dias, Ada e Fabiana Soares por terem sido muiiiito mais que amigas, terem sido parte dessa história,

Aos amigos de pós-graduação, por todo companheirismo na jornada,

Ao mais fabuloso grupo de trabalho, meus estagiários e bolsistas: Carol Dornelas, Zé Antônio, Wallace, Juninho, Hugo, Tiago, Tamys. Vocês são um verdadeiro tesouro. Para vocês meu profundo agradecimento, não só pelo trabalho, mas pela presença indispensável neste caminho. Que Deus conserve em cada um o dom de transformar todas as coisas em coisas especiais (até lavar frascos). NUNCA esquecerei vocês.

Às agências financiadoras Capes e Faperj, pelo suporte financeiro ao trabalho.

BIOGRAFIA

Ana Carolina Callegario Pereira nasceu na cidade do Rio de Janeiro – RJ, em 2 de abril de 1977. Iniciou o curso de graduação em Agronomia na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro em 1996, diplomando-se em 2001. Iniciou o mestrado no Curso de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo sob a orientação do Prof^o Nelson Mazur em fevereiro de 2002. Em fevereiro de 2005 ingressou no doutorado, também no Curso de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo sob a orientação do Prof^o Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho. Foi premiada com a Bolsa do Aluno Nota 10, oferecida pela FAPERJ aos alunos que apresentaram melhor rendimento acadêmico. Em 2006 ingressou no Curso de Especialização - Solos e Meio Ambiente - na Universidade Federal de Lavras – MG, tendo concluído o curso em março de 2008. Em 2009 concluiu seu doutoramento na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

RESUMO GERAL

PEREIRA, Ana Carolina Callegario. **Uso de materiais inertizantes e crescimento de espécies arbóreas em solo contaminado por metais pesados oriundos da Baía de Sepetiba – Itaguaí - RJ.** 2009. 114f. Tese (Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2009.

O desenvolvimento das tecnologias e o crescimento acelerado da população mundial acarretaram no aumento da demanda de bens de consumo. O processo produtivo gera considerável montante de resíduos que, se indevidamente tratados, funcionarão como potenciais fontes poluidoras da água, ar e solo. De acordo com a problemática apresentada, este trabalho buscou atingir soluções viáveis e eficientes na remediação de áreas contaminadas por metais pesados próximas à Baía de Sepetiba, localizada no Município de Itaguaí-RJ. O trabalho foi dividido em três etapas de acordo com a estratégia de remediação utilizada. A primeira etapa foi referente a um experimento de contenção química, que avaliou a eficiência de resíduos industriais, alcalino (Escória de Aciaria) e adsorvente (Carepa de Laminação), na redução da solubilidade dos metais Mn e Zn presentes em três substratos contaminados (G1, G2 e G3) oriundos do Porto de Itaguaí– RJ. A segunda etapa foi referente ao estudo das espécies arbóreas: Córdia - Africana (*Cordia africana*), Sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia*), Acácia (*Acacia angustissima*) e Angico Branco (*Anadenanthera colubrina*), desenvolvidas há aproximadamente nove anos, em uma área onde foi depositado um substrato contaminado, oriundo da dragagem do fundo da Baía de Sepetiba, e a possível utilização destas espécies em estratégias de fitorremediação. Esses dois primeiros capítulos serviram de base para selecionar os tratamentos inertizantes e as espécies vegetais mais eficientes para serem utilizados em estratégias de fitoestabilização, estudadas no terceiro capítulo. Dessa forma, a terceira etapa consistiu no estudo do desenvolvimento e potencial fitorremediador das espécies Córdia – Africana e Acácia, cultivadas no substrato G1 (o mais ácido entre os avaliados na primeira etapa do trabalho) tratado com as doses de resíduos industriais inertizantes, também determinadas na primeira etapa do trabalho. Assim, foram utilizados dados das duas primeiras etapas para a execução da terceira, em um experimento realizado em casa de vegetação. Neste experimento, foi realizado um incremento na contaminação natural do substrato pela adição do resíduo industrial (RI) oriundo da Cia. Mercantil e Industrial Ingá – Resíduo Ingá (Classe I), coletado de pilhas depositadas inadequadamente, às margens da Baía de Sepetiba, contribuintes para a contaminação do entorno da mesma. Na etapa referente à contenção química, foi observado por meio da análise dos dados, que os inertizantes mais eficientes na redução da solubilidade de metais pesados foram a Escória de Aciaria e a Carepa de Laminação. Como conclusão do estudo preliminar, de acordo com os critérios adotados, foram selecionadas as espécies Córdia-Africana e Acácia como espécies possíveis de serem estudadas em estratégias de fitoestabilização. Na terceira etapa, foi observado que, as plantas da espécie Acácia entraram em senescência, e a espécie Córdia - Africana apresentou maior tolerância aos tratamentos estudados e maior potencial para sua utilização em programas de fitoestabilização. Os resíduos, Escória de Aciaria e Carepa de Laminação, foram eficientes na redução da solubilidade de metais pesados, permitindo o desenvolvimento da Córdia – Africana.

Palavras chave: Contenção química. Fitorremediação. Inertizantes.

GENERAL ABSTRACT

PEREIRA, Ana Carolina Callegario. **Use of inertizant materials and tree growth in soil contaminated by heavy metals from Sepetiba Bay - Itaguaí - RJ.** 2009. 114p. Thesis (Doctor Science in Agronomy, Soil Science) Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2009.

The development of technologies and the growth of the world population resulted in increasing the demand of consumer goods. The manufacturing process generates considerable amount of waste that if improperly treated, will serve as potential sources of water, air and soil pollution. According to the issue presented, this study aimed to achieve viable and efficient solutions in remediation of areas contaminated by heavy metals near the Sepetiba Bay, located in Itaguaí municipality, Rio de Janeiro State (Brazil). The study was divided into three stages according to the strategy used for remediation. The first step was an experiment of chemical containment, which evaluated the efficiency of industrial wastes, alkaline (steelmaking slag) and adsorbent (mill scale), reducing the solubility of the metals Mn and Zn in three contaminated substrates (G1, G2 and G3) from Itaguaí Port - RJ. The second stage was related to the study of tree species growth: African Cordia (*Cordia africana*), knew (*Mimosa caesalpiniaefolia*), Acacia (*Acacia angustissima*), and white “angico” (*Anadenanthera colubrina*), developed for approximately nine years, in an area where it was deposited a contaminated substrate, from dredging the bottom of Sepetiba Bay, and possible usage of these species in phytoremediation strategies. These first two chapters were the basis for selecting inertizant treatments and more efficient plant species for using in strategies for phytostabilization, studied in the third chapter. Thus, the third step was to study the development and potential of the species *Cordia africana*, and *Acacia angustissima*, grown on the substrate G1 (the most acid one as evaluated in the first stage) treated with doses of industrial waste inertizants, also determined in the first stage of study. Thus, there were used data from the first two steps for the implementation of the third, in a greenhouse experiment. In this experiment, there was an increase in contamination of the natural substrate by the addition of industrial waste (IW) originated from Cia Mercantil and Industrial Ingá plants – named Ingá Waste (Class I residue), collected from improperly disposed batteries, placed on the shores of the Sepetiba Bay, and sources of environmental contamination. In the phase regarding chemical restraining, it was observed that the inertizant more efficient in reducing the solubility of heavy metals were the steelmaking slag and the mill scale. In conclusion of the preliminary study and in accordance with the adopted criteria, the *Cordia africana*, and *Acacia angustissima* were selected as possible species to be studied in phytostabilization strategies. In the third stage, it was observed that the plants of the species *Acacia angustissima* entered into senescence, and the *Cordia africana* species had higher tolerance to the treatments studied and the highest potential for programs of phytostabilization. The residues steelmaking slag and the mill scale were effective in reducing the solubility of heavy metals, allowing the development of the *Cordia Africana* trees.

Key words : Chemical contention. Phytoremediation. Inertization.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2	REVISÃO DE LITERATURA GERAL.....	2
2.1	Contaminação do Solo por Metais Pesados.....	2
2.2	Valores Orientadores em Solos.....	2
2.3	Resíduos.....	3
2.4	Técnicas de Remediação.....	4
2.4.1	Técnica de contenção química.....	5
2.4.2	Fitorremediação.....	5
2.5	Efeito dos Metais Pesados em Plantas.....	7
2.6	Espécies Arbóreas na Fitorremediação.....	8
2.6.1	Caracterização morfológica das espécies arbóreas estudadas.....	9
3	CAPÍTULO I USO DE MATERIAIS INERTIZANTES NA REDUÇÃO DA SOLUBILIDADE E LIXIVIAÇÃO DE METAIS PESADOS EM SOLO CONTAMINADO REMOVIDO DO PÁTIO DE ESTOCAGEM DO PORTO DE ITAGUAÍ - RJ.....	11
	RESUMO.....	12
	ABSTRACT.....	13
3.1	INTRODUÇÃO.....	14
3.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	15
3.2.1	Coleta de Material de cada Setor.....	17
3.2.2	Remediação dos Substratos.....	18
3.2.3	Agrupamento dos Nove Setores e Caracterização dos Grupos (G1, G2 e G3) ...	18
3.2.4	Seleção de Resíduos Inertizantes.....	20
3.2.4.1	Determinação de resíduos inertizantes alcalinos.....	20
3.2.4.2	Determinação de resíduos inertizantes adsorventes.....	23
3.2.4.3	Isotermas de Adsorção.....	23
3.2.5	Caracterização dos Resíduos Inertizantes.....	25
3.2.6	Tratamentos para Inertização de Mn e Zn.....	25
3.2.7	Ensaio de Solubilização de Mn e Zn.....	25
3.2.8	Fracionamento Químico de Mn e Zn.....	28
3.2.9	Análise Estatística.....	29
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	30
3.3.1	Fracionamento Químico de Mn e Zn nos Diferentes Grupos (G1, G2 e G3).....	30
3.3.2	Concentração de Mn e Zn no Solubilizado dos Grupos (G1, G2 e G3) nos Diferentes Tratamentos.....	33
3.3.3	Avaliação do Lixiviado após a Simulação de Chuva para Mn e Zn.....	34
3.3.3.1	Manganês.....	34
3.3.3.2	Zinco.....	39
3.4	CONCLUSÕES.....	43
4	CAPÍTULO II CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS E TEORES DE METAIS PESADOS EM ESPÉCIES ARBÓREAS APÓS REVEGETAÇÃO DE SOLO CONTAMINADO NA ILHA DA MADEIRA, ITAGUAÍ - RJ.....	44
	RESUMO.....	45
	ABSTRACT.....	46
4.1	INTRODUÇÃO.....	47

4.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	48
4.2.1	Área de Estudo.....	48
4.2.2	Avaliação de Potenciais Espécies Arbóreas a Serem Utilizadas em Estratégias de Fitorremediação	48
4.2.3	Georreferenciamento das Espécies Arbóreas	49
4.2.4	Coleta e Preparo do Substrato Contaminado	49
4.2.5	Coleta e Análise de Raízes	50
4.2.6	Coleta e Análises da Parte Aérea	51
4.2.7	Análises Estatísticas.....	51
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
4.3.1	pH do Substrato nos Pontos de Coleta.....	52
4.3.2	Análise Química e Granulometria do Substrato	52
4.3.3	Teores Pseudototais de Metais Pesados nos Substratos	53
4.3.4	Fracionamento Químico	56
4.3.5	Características Morfológicas das Árvores	58
4.3.6	Teores de Metais Pesados nas Diferentes Partes de Plantas	59
4.4	CONCLUSÕES	65
5	CAPÍTULO III CRESCIMENTO E ABSORÇÃO DE METAIS PESADOS PELA CÓRDIA - AFRICANA (<i>Cordia africana</i>) E ACÁCIA (<i>Acacia angustissima</i>) APÓS APLICAÇÃO DE MATERIAIS INERTIZANTES NO SOLO CONTAMINADO.	66
	RESUMO.....	67
	ABSTRACT	68
5.1	INTRODUÇÃO.....	69
5.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	70
5.2.1	Substrato G1	70
5.2.2	Identificação dos Tratamentos	70
5.2.3	Produção e Plantio das Mudanças de Espécies Arbóreas	71
5.2.4	Adubação e Irrigação das Unidades Experimentais e Elaboração da Curva de Crescimento	71
5.2.5	Avaliação do Substrato e das Plantas	71
5.2.6	Compartimentalização de Metais nas Diferentes Partes das Plantas (%).....	72
5.2.7	Análise Estatística.....	72
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	73
5.3.1	Análise Química do Substrato G1 e Valores de pH nos Tratamentos.....	73
5.3.2	Concentração de Metais no Substrato.....	73
5.3.3	Fracionamento Químico dos Metais	74
5.3.4	Caracterização das Mudanças Antes do Plantio.....	78
5.3.5	Dados Morfológicos ao Final do Experimento e Curva de Crescimento	78
5.3.6	Concentração de Metais Pesados nas Plantas	82
5.3.7	Acúmulo de Metais em Diferentes Partes da Planta.....	83
5.4	CONCLUSÕES	86
6	CONCLUSÕES GERAIS.....	87
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	88
8	ANEXOS	95

1 INTRODUÇÃO GERAL

Desde os primórdios do mundo o homem atua diretamente nas transformações do ambiente. Para sua permanência no planeta tornou-se necessária a busca por maneiras de aumentar a eficiência na produção de alimentos, e o desenvolvimento de tecnologias e bens de consumo capazes de tornar a vida mais confortável. Esta realidade trouxe acoplada a si os problemas de um desenvolvimento rápido gerador não só de benefícios, mas também de sobras produtivas, as quais são chamadas tecnicamente de resíduos.

Segundo Houaiss (2001), resíduo é aquilo que resta; produto parcial; cinzas (de um objeto calcinado); qualquer substância que sobra de uma operação industrial e que pode ainda ser aproveitada industrialmente. De acordo com sua constituição, muitas vezes rica em metais pesados, estes podem ser bastante agressivos ao ambiente caso sejam depositados de forma inadequada.

Os principais alvos da contaminação são: as águas superficiais e subterrâneas, o ar e o solo. A poluição do solo, porém, pode atuar em duas vertentes, uma relacionada à poluição pontual, e outra a poluição difusa, caso os poluentes do solo atinjam as águas subterrâneas, por meio da lixiviação, e/ou superficiais, por erosão laminar.

Embora o solo atue como uma barreira natural de proteção de aquíferos subterrâneos, os fatores que governam sua capacidade de reter metais são extremamente complexos, o que dificulta sobremaneira o seu entendimento e as possibilidades de previsões acerca do comportamento desses elementos (Oliveira & Mattiazzo, 2001).

A busca por estratégias de remediação de solos vem sendo intensificada ao longo do tempo, tentando acompanhar a velocidade da ocorrência da contaminação. O objetivo básico da remediação de uma área é eliminar qualquer perigo causado pela deposição de um material contaminante, além de reduzir os riscos à saúde humana e à qualidade ambiental.

As estratégias mais conhecidas são: a contenção química, obras de engenharia e biorremediação, que inclui a fitorremediação. Neste estudo, que foi dividido em três etapas, serão estudadas a contenção química e fitorremediação.

A primeira etapa do trabalho, Capítulo I consistiu em determinar um tratamento químico com base na precipitação e adsorção de metais pesados, presentes em substrato contaminado removido de uma área do Porto de Itaguaí – RJ. Este substrato, devidamente tratado, será utilizado como preenchimento na prática de recuperação de uma pedreira desativada, localizada próxima à região do porto. A segunda etapa, no Capítulo II, compreendeu o estudo de espécies arbóreas tolerantes a altos teores de metais pesados, presentes em área na Ilha da Madeira - RJ, onde foi depositado aterro contaminado, oriundo de dragagem de sedimentos na Baía de Sepetiba, para obra no Porto de Itaguaí – RJ. Com os resultados obtidos nas duas primeiras etapas, foi delineado o Capítulo III, que consistiu na avaliação do potencial fitoestabilizador de duas espécies arbóreas, pré-selecionadas na segunda etapa, em experimento em casa de vegetação.

Este estudo teve como objetivo geral avaliar estratégias de remediação de áreas contaminadas com metais pesados próximos à Baía de Sepetiba, Município de Itaguaí – RJ.

2 REVISÃO DE LITERATURA GERAL

2.1 Contaminação do Solo por Metais Pesados

Atualmente, a poluição por metais pesados tem sido considerada um dos mais sérios problemas ambientais, principalmente em áreas influenciadas por atividades antrópicas. As fontes antrópicas são as principais responsáveis pela contaminação ambiental, principalmente em razão do crescimento populacional e industrial (Soares, 2004), e estão associadas, principalmente, às atividades industriais e de mineração.

Os metais pesados são considerados uma grande fonte de contaminação nos solos, pois são elementos estáveis no ambiente, não podendo ser degradados. Portanto, os estudos têm se concentrado no acúmulo dos mesmos no solo (Borges, 2007).

As fontes de contaminação dos solos ocorrem principalmente pela deposição inadequada de resíduos sólidos e líquidos, águas contaminadas, agroquímicos, águas de irrigação, etc. Assim, atualmente, existe grande demanda comercial e ambiental para a remediação de áreas contaminadas com poluentes (Amaral Sobrinho, 1993).

Uma área contaminada pode ser definida como área, local ou terreno onde há comprovadamente poluição ou contaminação causada pela introdução de quaisquer substâncias ou resíduos que nela tenham sido depositados, acumulados, armazenados, enterrados ou infiltrados de forma planejada, acidental ou até mesmo natural. Nela os contaminantes podem concentrar-se em subsuperfície nos diferentes compartimentos do ambiente, como por exemplo, no solo, nos sedimentos, nas rochas, nos materiais utilizados para aterrar os terrenos, nas águas subterrâneas ou, de uma forma geral, nas zonas não saturadas e saturadas, além de poderem concentrar-se nas paredes, nos pisos e nas estruturas de construções (CETESB, 2005).

Em relação à poluição aquática, despejos de resíduos industriais são as principais fontes de contaminação das águas dos rios com metais pesados. Indústrias metalúrgicas e de mineração, de tintas, de cloro e de plástico PVC (vinil), entre outras, utilizam Hg, Pb e outros metais em suas linhas de produção e podem lançar parte deles nos cursos de água. Outra fonte importante de contaminação do ambiente por metais pesados são os incineradores de lixo urbano e industrial, que provocam a sua volatilização e formam cinzas ricas em metais, principalmente Hg, Pb e Cd (Greenpeace, 2007).

Grande número de substâncias potencialmente perigosas pode estar presente no solo, embora, geralmente, as concentrações sejam baixas. Essas substâncias, freqüentemente, acumulam-se perto do ponto em que foram processadas, estocadas ou utilizadas, o que é um dado importante na condução dos estudos efetivos do histórico do local. As concentrações determinadas nesses locais são comparadas aos valores orientadores para definição da condição de qualidade do solo (CETESB, 2005).

2.2 Valores Orientadores em Solos

Segundo a CETESB (2005), os Valores Orientadores são concentrações de substâncias químicas que fornecem orientação sobre a condição de qualidade de solo e de água subterrânea e são utilizados como instrumentos para prevenção e controle da contaminação e gerenciamento de áreas contaminadas sob investigação (**Tabela 1**):

- **Valor de referência de qualidade** – (VRQ): É a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea, que define um solo como limpo ou a qualidade natural da água subterrânea.

- **Valor de prevenção** – (VP): É a concentração de determinada substância, acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea. Este valor indica a capacidade de um solo em sustentar as suas funções primárias, protegendo-se os receptores ecológicos e a qualidade das águas subterrâneas.

- **Valor de intervenção** – (VI) - É a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais à saúde humana, considerado um cenário de exposição genérico. Para o solo foram estabelecidos para cenários de exposição Agrícola (Área de Proteção Máxima – APM_{Max}), Residencial e Industrial.

Uma área sob investigação será classificada como área contaminada, quando houver constatação da presença de contaminantes no solo em concentrações acima dos valores de intervenção, indicando a necessidade de ações para resguardar os receptores de risco.

Tabela 1. Valores orientadores¹ de metais pesados em solos (mg kg⁻¹).

Elemento	R.Q ²	Prevenção	Intervenção ³
Cd	<0,5	1,3	3
Zn	60	300	450
Pb	17	72	180
Mn ⁴	-	-	-

¹ - segundo CETESB (2005); ² R.Q – Referência de qualidade; ³ - Cenário Agrícola-APMax;

⁴ - Não há valores correspondentes ao Mn pela CETESB.

2.3 Resíduos

Não há uma definição única de resíduo ao nível mundial, pois se verifica uma acentuada diferenciação nas diversas legislações. A procedência dos resíduos é muito variada, pois está associada a todos os setores de atividade humana. De um modo geral, podemos qualificar os resíduos quanto a sua procedência em domésticos, comerciais, industriais, hospitalares, agrícolas, de serviço e de varrição (Schalch, 1995).

Solo escavado é considerado como resíduo sólido segundo a legislação atual (CONAMA, 2002). A sua disposição final depende de sua composição química, pois se não estiverem dentro das conformidades ambientais, poderão gerar passivos ambientais onde forem dispostos definitivamente.

Naumoff & Peres (2000) citam que os resíduos sólidos originam-se das atividades dos diversos ramos da indústria, tais como: metalúrgica, química, petroquímica, papelaria, alimentícia etc., sendo bastante variados; podendo ser representados por cinzas, lodos, óleos, resíduos alcalinos ou ácidos, plásticos, papéis, madeiras, fibras, borrachas, metais, escórias, vidros e cerâmicas, dentre outros.

Segundo a (ABNT, 2004), na norma brasileira (NBR 10004, 2004), os resíduos sólidos são definidos como:

“Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.”

Na citada norma brasileira, os resíduos são classificados em:

- a) Resíduos Classe I - Perigosos;
- b) Resíduos Classe II – Não perigosos;
 - Resíduos Classe II A – Não inertes.

- Resíduos Classe II B – Inertes.

Classifica-se como perigoso um resíduo que apresentar, em função de suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas os seguintes riscos:

a) risco à saúde pública, provocando mortalidade, incidência de doenças ou acentuando seus índices;

b) riscos ao meio ambiente, quando o resíduo for gerenciado de forma inadequada.

Além do mencionado acima e contidos nos anexos A e B da NBR 10004 (ABNT, 2004), cinco características tornam um resíduo perigoso: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.

Os resíduos classificados como Não Perigosos Inertes (Classe II B), quando submetidos a contato com água destilada, não apresentam seus constituintes solubilizados em padrões superiores aos valores de potabilidade de água, excetuando-se o aspecto, a cor, a turbidez, a dureza e o sabor.

Os Não Perigosos Não inertes (Classe II A) são aqueles que não se enquadram nas classes I ou IIB, podendo ser combustíveis, biodegradáveis ou solúveis em água.

2.4 Técnicas de Remediação

Para a remediação de um solo é necessária uma melhor definição de suas propriedades e fatores de deterioração. A remediação consiste na melhoria ou recuperação dos solos prejudicados e poluídos. Entende-se por remediação as práticas de contenção química, obras de engenharia, lavagem do solo e biorremediação (Accioly e Siqueira, 2000).

Diversos procedimentos de descontaminação ou de estabilização dos metais no solo são conhecidos, sendo que, a escolha de um ou combinação deles para determinado sítio deve levar em consideração, além da dimensão do impacto provocado pelo contaminante no ecossistema, a viabilidade econômica do processo de remediação (Mulligan et al., 2001).

Atualmente, há considerável interesse no desenvolvimento de estratégias de remediação de solos contaminados com metais pesados que sejam eficientes e duráveis (Santos et al., 2007). Dentre as técnicas de remediação “in situ” está a Imobilização Química, também conhecida como Contenção do Contaminante, que consiste em minimizar a migração de metais pesados para a subsuperfície do solo como, também, reduzir sua biodisponibilidade. As técnicas são baseadas na incorporação de agentes com potencial para complexação e/ou precipitação causando a imobilização química (Mesquita, 2006).

Quando a contaminação é elevada e concentrada em área reduzida adotam-se estratégias “ex situ”. Nessa estratégia, o solo contaminado é removido e tratado em tanques de reação ou reatores, na própria área (“on site”), ou em uma instalação situada em um outro local (“off site”), e posteriormente é feita a redistribuição do solo tratado (Magalhães, 2008).

Alguns métodos de remediação são mais simples e não agredem o meio ambiente por se tratar de uma atenuação natural, onde os investimentos e os custos de operação são baixos quando comparados aos métodos tradicionais. Assim, em anos recentes, tem-se observado preferência aos métodos “in situ”, os quais perturbam menos o solo e são mais econômicos (Araújo, 2000), como a contenção química e a fitorremediação.

Accioly & Siqueira (2000) consideram alguns aspectos importantes na seleção de alternativas de remediação, como: avaliar o tamanho, o local e o histórico da área; as características do solo; o tipo e estado físico dos contaminantes e o seu grau de poluição (distribuição e concentração do contaminante); o uso final desejado para a área; recursos disponíveis e questões ambientais, geográficas, legais e sociais.

2.4.1 Técnica de contenção química

A técnica de contenção química de metais pesados está baseada na incorporação de agentes com potencial para complexação e/ou precipitação causando a imobilização química. Estes produtos, ao serem aplicados aos solos, irão reduzir a disponibilidade e mobilidade desses elementos, por meio do aumento da adsorção específica na superfície das suas partículas e da precipitação na solução do solo (Araújo, 2000), reduzindo a sua toxicidade, sem, entretanto, reduzir a sua concentração no solo.

A contenção química tem como finalidade imobilizar os metais pesados no solo pelo uso de agentes imobilizadores, facilitando o crescimento da vegetação (Vangronsveld et al., 1995).

Alguns produtos podem ser considerados como agentes inertizantes, dentre os quais pode-se destacar:

a) Corretivos da acidez

O pH do solo é um dos mais importantes fatores que controlam a solubilidade, a mobilidade e a biodisponibilidade de metais pesados no solo. A concentração de metal solúvel muda com o pH, alterando a sua adsorção e dessorção na fase sólida. A hidrólise de íons metálicos em pH alto tende a aumentar a adsorção porque as espécies hidrolizadas têm maior afinidade por superfícies ligantes que os íons solúveis e também pela maior carga líquida negativa gerada na superfície das partículas do solo. Além disso, o aumento do pH reduz a competição com prótons, favorecendo a adsorção (Jackson & Alloway, 1992). A precipitação também ocorre, principalmente, em valores de pH superiores a 6,0. A solubilidade de íons divalentes é reduzida cerca de 100 e para os trivalentes 1000 vezes a cada aumento de uma unidade de pH do solo (Sposito, 1989). Dessa forma, a adição de materiais de reação alcalina aos solos contaminados por metais pesados elevará o pH, levando a imobilização química desses elementos tóxicos pelo favorecimento das reações de adsorção, precipitação e a complexação pela matéria orgânica do solo.

b) Óxidos, hidróxidos e óxi-hidróxidos de Fe

São importantes adsorventes de metais nos solos (Alloway et al., 1995). Os sítios superficiais (hidroxilas funcionais) dos óxidos são também responsáveis pela adsorção de ânions (por exemplo, o arseniato) e cátions metálicos, e têm uma alta densidade de grupamentos funcionais, principalmente, na superfície de óxidos de ferro, pobremente cristalinos. A adsorção depende do grau de cristalinidade e da morfologia da superfície do adsorvente. A retenção de metais pesados por óxidos, hidróxidos e óxi-hidróxidos de Fe ocorre em três etapas: uma rápida, na superfície de troca ou de adsorção não específica, seguida por um processo lento e contínuo de adsorção específica por meio do mecanismo de formação de “Complexo de Esfera Interna”, que poderá também evoluir para uma oclusão. Nessa forma oclusa, o metal ficará confinado no interior do mineral secundário apresentando baixo risco de impacto ambiental. A elevação do pH do solo favorece a adsorção específica por provocar a desprotonação das hidroxilas funcionais aumentando, dessa forma, a carga líquida negativa na superfície.

2.4.2 Fitorremediação

Segundo Pires et al. (2003 a,b), a fitorremediação envolve o emprego de plantas, sua microbiota associada e de amenizantes (corretivos, fertilizantes, matéria orgânica, etc.) do solo, além de práticas agronômicas que, se aplicadas em conjunto, removem, imobilizam ou tornam os contaminantes inofensivos para o ecossistema.

Segundo Dinardi et al. (2003), as plantas apresentam diferentes estratégias que permitem a fitorremediação de metais pesados, as quais serão descritas a seguir:

a) Fitoextração

Ocorre por meio da absorção dos contaminantes pelas raízes. É aplicada principalmente para metais (Cd, Ni, Cu, Zn, Pb) podendo ser usada também para outros compostos inorgânicos (Se) e orgânicos.

Esta técnica utiliza principalmente aquelas plantas chamadas hiperacumuladoras (**Tabela 2**). Cerca de 400 espécies de plantas são descritas como hiperacumuladoras de metais pesados, sendo definidas como plantas que podem acumular mais de 0,1% do seu peso seco em Ni, Co ou Pb, mais de 1% em Zn, e 0,01% do seu peso seco em Cd (Baker & Brooks, 1989).

Tabela 2. Famílias de espécies vegetais hiperacumuladoras de metais pesados.

Elemento	Número de espécies	Famílias
Cd	1	Brassicaceae
Co	28	Lamiaceae, Scrophulariaceae
Cu	37	Cyperaceae, Lamiaceae, Poaceae, Scrophulariaceae
Mn	11	Apocynaceae, Cunoniaceae, Proteaceae
Ni	300	Brassicaceae, Cunoniaceae, Flacourtiaceae, Violaceae, Euphorbiaceae
Se	19	Fabaceae, Brassicaceae
Tl	2	Brassicaceae
Zn	16	Brassicaceae, Violaceae
As	1	Pteridaceae

Fonte: Ma et al., 2001.

Os metais absorvidos do solo ficam concentrados no tecido das plantas, sendo retirados do sistema por meio da coleta destas plantas. Após coletado, o material vegetal pode ser incinerado de maneira adequada, evitando que os contaminantes sejam liberados à atmosfera. O volume de cinza produzido é menor que o da planta original, facilitando sua deposição final em aterros controlados ou encapsulamento. Pode-se ainda reaproveitar das cinzas os metais com valor econômico (biomineração).

A fitoextração de metais pesados é uma tecnologia desenvolvida com o objetivo de extrair metais pesados do solo, e tem sido muito estudada nas últimas décadas por ser uma tecnologia limpa e de baixo custo (McGrath, 1998). No entanto, a maioria das plantas hiperacumuladoras já identificadas possuem desenvolvimento lento e baixa produção de biomassa, sendo necessários muitas vezes, anos ou décadas para limpar uma área contaminada (Mulligan et al., 2001).

b) Fitoestabilização

Além de protegerem o solo de erosões hídricas e eólicas, as plantas auxiliam na estabilização dos contaminantes, sobretudo por retenção na superfície radicular e pela absorção e acúmulo no interior das raízes (Griffith et al., 1994).

A recuperação de áreas contaminadas por metais pesados visa minimizar ou evitar a dispersão dos contaminantes para outros nichos ecológicos e a contaminação da população humana, bem como restaurar a funcionalidade e a diversidade dos ecossistemas impactados ou degradados. Na recuperação, o método de revegetação apresenta vantagens, dada à sua

natureza permanente combinada aos baixos custos de manutenção, à proteção contra a erosão eólica e hídrica, a melhoria na estrutura física e química do solo e à recuperação estética da paisagem (Accioly & Siqueira, 2000).

De acordo com Griffith et al., (1994), o êxito nos processos de revegetação de áreas impactadas está condicionado à correção da acidez ou alcalinidade, da fertilidade do solo e à adição de matéria orgânica, que darão condições para uma maior atividade microbiana e desenvolvimento vegetal.

As plantas atuam por meio de suas raízes adsorvendo os metais nas paredes celulares ou influenciando no seu comportamento químico por meio de compostos liberados pelas raízes. Além disso, a associação de planta com fungos micorrízicos pode favorecer a retenção dos metais na sua zona radicular (Klauber-Filho et al., 2005).

c) Fitovolatilização

Alguns elementos como, Hg e Se, podem ser absorvidos pelas raízes, convertidos em formas não tóxicas e depois liberados na atmosfera. Este mecanismo é empregado também para compostos orgânicos.

d) Rizofiltração

É a técnica que emprega plantas aquáticas para absorver, concentrar e/ou precipitar os contaminantes de um meio aquoso, particularmente metais pesados ou elementos radiativos, através do seu sistema radicular. As plantas são mantidas em sistema “hidropônico”, através do qual os efluentes passam e são absorvidos pelas raízes, que concentram os contaminantes.

2.5 Efeito dos Metais Pesados em Plantas

Um dos principais efeitos que elevadas concentrações de metais pesados podem causar nos tecidos das plantas é o estímulo na produção de radicais livres, levando ao estresse oxidativo (Foyer et al., 1997). Outros efeitos são: inibição do crescimento da planta; clorose das folhas; desbalanço hídrico; e comprometimento da fotossíntese (Clemens, 2006).

Os sintomas mais comuns da toxicidade por metais pesados são: redução do crescimento, clorose, necrose e senescência das plantas (**Tabela 3**).

Tabela 3. Alguns sintomas de toxicidade de Cd, Hg, Mn, Pb e Zn em plantas.

Elemento	Sintomas de toxicidade	Culturas sensíveis
Cd	Folhas com margens pardas, clorose, pecíolos e nervuras avermelhadas. Enrolamento das folhas. Raízes pardas e curtas.	feijão, soja, espinafre, rabanete, cenoura e cebola
Hg	Definhamento das plântulas e raízes, clorose e bronzeamento das pontas das folhas.	beterraba, milho e rosas.
Mn	Pontuações pardas ou negras nas folhas, clorose e encarquilhamento das folhas mais velhas. Secamento das pontas e margens. Raízes mal desenvolvidas.	cereais, leguminosas, batata e repolho.
Pb	Folhas verde-escuras, murchamento das folhas mais velhas. Parte aérea e raízes pouco desenvolvidas e pardas.	
Zn	Clorose e bronzeamento das folhas mais novas. Arroxamento junto às nervuras das folhas basais. Atraso no crescimento. Raízes parecidas com arame farpado	Cereais e espinafre

Fonte: Adaptado por Kabata-Pendias e Pendias (2001).

Algumas plantas, assim como outros organismos, desenvolveram um complexo mecanismo de homeostase para minimizar os efeitos deletérios de metais pesados, controlando a absorção, acumulação e translocação de metais pesados no tecido vegetal. Esses mecanismos protegem a célula evitando o acúmulo de íons livres em excesso no citossol, resultando na tolerância de plantas a metais pesados (Santos et al., 2006).

2.6 Espécies Arbóreas na Fitorremediação

As árvores, por produzirem maior biomassa e acumularem maior quantidade de metais que permanecem imobilizados por mais tempo, são de grande interesse em programas de revegetação de áreas contaminadas (Grazziotti et al., 2003).

No caso de espécies arbóreas, o conhecimento dos padrões de absorção, translocação e acúmulo de íons metálicos, os limites de tolerância e os sintomas de fitotoxicidade permitem o desenvolvimento de tecnologias para a fitorremediação de áreas contaminadas por tais elementos (Kahle, 1993).

O uso de plantas de porte arbóreo e arbustivo é bem menos comum e traz a necessidade de maiores cuidados e preocupação ambiental. Apesar disto, vem sendo gradativamente ampliado, pois se integra a várias práticas de recuperação ambiental (Andrade, 2005).

Vários trabalhos mostram que o excesso de metais pesados exerce efeitos deletérios sobre a estrutura e as funções das raízes, por exemplo, reduzindo o crescimento ou até causando necrose das raízes absorventes (Soares et al., 2000, 2001). A alta retenção dos metais pesados nas raízes demonstra que estas são o primeiro alvo da toxicidade dos metais e, portanto, exercem um papel determinante na adaptação das espécies não tolerantes à contaminação do solo por esses elementos (Arduini et al., 1996).

Algumas árvores de grande porte, particularmente aquelas com raízes profundas (*Populus* sp.), removem grandes quantidades de água do subsolo ou dos lençóis aquáticos subterrâneos que é evaporada através das folhas. Os contaminantes presentes na água são metabolizados pelas enzimas vegetais, vaporizados junto com a água ou simplesmente aprisionados nos tecidos vegetais. Além disso, são capazes de formar coberturas vegetais, usadas para minimizar a infiltração de água da chuva e conter a disseminação dos resíduos poluentes (Dinardi, 2003). As raízes incrementam a aeração do solo, promovendo a biodegradação, evaporação e transpiração.

Existem casos em que espécies arbóreas sobrevivem em solos contaminados, porém com crescimento reduzido, existindo poucas evidências da herdabilidade da tolerância nelas (Turner & Dickinson, 1993).

Utriainen et al. (1997) consideram dois tipos gerais de tolerância:

a) aquela que previne a absorção em excesso do metal, a exclusão, que é o limitado influxo ou efluxo de metais pela modificação da afinidade, da capacidade ou do transporte dos íons na membrana plasmática, e

b) a habilidade de conviver com concentrações altas dos metais nos tecidos, a tolerância, que resulta da quelatação de íons metálicos por ácidos orgânicos, metalotioneínas, fitoquelatinas, ou transporte rápido de compostos livres ou quelatos para dentro de compartimentos de estocagem como o vacúolo.

Espécies arbóreas geralmente não são aptas a desenvolverem-se em áreas com elevadas concentrações de metais pesados, por apresentarem menor grau de tolerância em relação a espécies herbáceas (Eltrop et al., 1991). Esta característica implica na ocorrência de apenas alguns ecótipos tolerantes (Kahle, 1993).

O maior acúmulo de metais nas raízes e a baixa translocação para a parte aérea é o principal mecanismo de tolerância nas espécies arbóreas (Dickinson & Lepp, 1997), porém são necessários mais estudos sobre este assunto.

A estabilidade genética da tolerância é questionável, pois esta pode ser induzida ou perdida pelas plantas. Em termos de tolerância, a aclimação da árvore tem apresentado maior importância, o que foi confirmado em um experimento realizado por Kopponen et al., (2001), que testaram a tolerância a Cu e Zn em clones arbóreos originados de matrizes desenvolvidas em áreas contaminadas, quando crescidos em solo contaminado artificialmente, e encontraram consideráveis variações dentro de uma mesma população. Foi observado que clones coletados de um sítio contaminado com Cu cresceram melhor em solos contaminados artificialmente com Cu do que com Zn e vice versa.

O potencial do uso de árvores como cobertura vegetal satisfatória para solos contaminados com metais pesados tem recebido elevada atenção nos últimos anos. O uso de espécies arbóreas tem sido sugerido por apresentar um baixo custo, ser uma solução sustentável e ecológica na remediação de solos contaminados (Dickinson, 2000), além de possibilitar benefícios tanto na estabilização como na extração dos metais no solo.

A fitoestabilização pode ser alcançada por meio de efeitos químicos e físicos, já que, uma vez que a árvore tenha se estabilizado no substrato, é capaz de reduzir a erosão do solo causada por ação do vento e da água (Johnson et al., 1992). Além disso, as árvores possuem um volumoso sistema radicular colaborando com a estruturação do solo (Stomp et al., 1993) e com a adição de resíduos orgânicos nas partes mais superficiais do solo. Outro fator relevante é a transpiração capaz de reduzir o fluxo global de água através do solo, atuando na redução da concentração de metais possivelmente lixiviados ao lençol freático (Garten, 1999). Quimicamente, a fitoestabilização pode ser realizada por meio da transformação dos metais em formas menos biodisponíveis. Chaney et al. (1997), identificaram dois elementos (Cr e Pb) capazes de serem imobilizados pela ação das raízes. Estas reduziram a alta toxicidade transformando o Cr (VI) em Cr (III), o qual é muito menos tóxico (James, 2001). Esta mudança na química do elemento é realizada por produtos orgânicos do metabolismo radicular ou resultado da acumulação de matéria orgânica produzida pelas raízes, ambos atuando como agentes redutores.

Punshon et al. (1996) sugeriu que as seguintes características são desejáveis em espécies vegetais para a fitorremediação:

- Habilidade de se desenvolver em solos pobres em nutrientes;
- Profundo sistema radicular;
- Rápida taxa de crescimento;
- Tolerância a metais.

2.6.1 Caracterização morfológica das espécies arbóreas estudadas

A seguir é apresentada a caracterização morfológica das espécies arbóreas estudadas

a) *Cordia - Africana (Cordia africana)*

Família Boraginaceae. Árvore semidecídua, de 10 a 12 m de altura, nativa na África, Índia e Austrália, com tronco espesso, ereto, revestido com casca pardo-clara. Ramagem longa, um tanto recurvada, formando uma copa irregular. Folhas simples, alternas, dispostas espiraladamente, ovaladas ou ovalado-orbiculares, verde escuras, de margens levemente onduladas e base arredondada, um tanto coriáceas, de 6 a 11 cm de comprimento. Inflorescências axililares e terminais, com ramificações secundárias e terciárias de flores brancas, pequenas, formadas de setembro - dezembro. Frutos numerosos, decorativos, cor de

rosa (drupas), esféricos, lustrosos, com polpa mucilaginosa, grudenta, envolvendo uma semente marrom-clara (Lorenzi et al., 2003).

b) Sabiá (*Mimosa caesalpinifolia*)

Família Mimosaceae. Planta espinhenta de 5-8 m de altura, com tronco de 20-30 cm de diâmetro. Folhas compostas bipinadas, geralmente com 6 pinas opostas, cada uma provida de 4-8 folíolos, glabros, de 3-8 cm de comprimento. Ocorrência no Maranhão e região Nordeste até a Bahia, na caatinga. Planta tolerante à luz direta e de rápido crescimento, é ideal para reflorestamentos heterogêneos destinados à recomposição de áreas degradadas de preservação permanente. As flores são melíferas. Planta decídua, pioneira, seletiva xerófita (vivem em região com pouca água), característica da caatinga. Ocorre preferencialmente em solos profundos, tanto em formações primárias como secundárias. Produz anualmente grande quantidade de sementes viáveis. O desenvolvimento das plantas no campo é rápido, alcançando facilmente 4 m em dois anos (Lorenzi et al., 2003).

c) Acácia (*Acacia angustissima*)

Família Fabaceae. Uma árvore pequena, 2 a 7 m de altura, com um único tronco curto. Variável em pubescência de quase nenhum a curta. Também variável em tamanho dos folhetos e tamanho das flores. Folhas bipinadas, predominantemente assimétricas com 10-25 cm de comprimento, de 10-20 pares. Inflorescências elipsoidais com cabeça esbranquiçada de 1-1,5 cm de diâmetro, tornando-se a rosada alaranjada quando seca. Vagens de paredes finas, oblongas, 3-6 cm de comprimento e 6-9 mm de largura, com margens retas ou não, inicialmente verdes, transformando-se em marrom quando maduras. A produção das sementes é grande. Peso das sementes é 90.000 – 100.000 sementes/kg (Missouri plants, 2008).

d) Angico Branco (*Anadenanthera colubrina*)

Família Mimosaceae. Altura de 12-15 m, com tronco de 30-50 cm de diâmetro. Folhas compostas bipinadas, com 15-20 jugas, folíolos opostos, de 4-6 mm de comprimento, com 20-80 jugos. Flores brancas, dispostas em inflorescências terminais. Fruto é legume deiscente (abre-se quando maduro). Ocorrência do Maranhão ao Paraná e Goiás, na floresta pluvial situada em altitudes superiores a 400 m. Pode ser aproveitada para a arborização de parques e praças, e para o plantio em florestas mistas destinadas à recomposição de áreas degradadas de preservação. Suas flores são melíferas. Planta decídua, heliófita (intolerante a falta de luz), pioneira, característica de mata secundária de regiões acima de 400 m de altitude. É particularmente freqüente nas regiões mais altas da encosta atlântica nos Estados do Rio de Janeiro e São Paulo. Produz anualmente grande quantidade de sementes viáveis. Floresce a partir do mês de novembro, prolongando-se até janeiro. A maturação dos frutos ocorre de julho-agosto. O desenvolvimento das plantas no campo é também bastante rápido, alcançando facilmente 4-5 m aos dois anos (Lorenzi et al., 2003).

3 CAPÍTULO I

USO DE MATERIAIS INERTIZANTES NA REDUÇÃO DA SOLUBILIDADE E LIXIVIAÇÃO DE METAIS PESADOS EM SOLO CONTAMINADO REMOVIDO DO PÁTIO DE ESTOCAGEM DO PORTO DE ITAGUAÍ - RJ

RESUMO

Foi realizado no Laboratório de Química do Solo, no Departamento de Solos, na UFRRJ – Seropédica (RJ), um experimento referente à avaliação da capacidade de resíduos industriais produzidos pela Companhia Siderúrgica Nacional – CSN, em reduzir a solubilidade dos metais Mn e Zn, presentes no solo removido do pátio de estocagem da mesma Companhia. O solo (substrato) removido foi oriundo de aterro hidráulico constituído de diferentes materiais e obtidos em várias profundidades da Baía de Sepetiba, depositado sobre solo de mangue com alto grau de tiomorfismo. Outra possível fonte de contaminação foi de resíduo Classe I (RI), produzido pela Companhia Mercantil e Industrial Ingá e depositado inadequadamente nas proximidades do Porto de Itaguaí-RJ, onde encontra-se o pátio de estocagem da CSN. O experimento foi realizado em colunas de vidro, preenchidas com três substratos distintos (G1, G2 e G3), e dois resíduos inertizantes (Carepa de Laminação - CL e Escória de Aciaria - EA). Os tratamentos propostos foram: Tratamento 1 (100% substrato); tratamento 2 (95% substrato + 4% EA + 1% CL), tratamento 3 (93% substrato + 6% EA + 1% CL) e tratamento 4 (93% substrato + 6% EA + 1% CL + barreiras químicas). As colunas foram submetidas a um fluxo sistemático de um volume de água conhecido, estabelecido para simular a precipitação máxima ocorrida nos últimos 17 anos na região, onde foi coletado o substrato. Este procedimento teve por objetivo representar a influência das chuvas na eficiência dos tratamentos de redução da solubilidade de Mn e Zn, possibilitando sua utilização futura no preenchimento da cava de uma pedreira desativada, em uma estratégia de recuperação de área degradada, sem apresentar risco de contaminação ambiental. O experimento foi composto por 3 substratos, 4 tratamentos e 3 repetições, totalizando 36 unidades experimentais. De acordo com os resultados obtidos foi possível concluir que o Tratamento 4 (93% substrato + 6% EA + 1% CL + Barreiras químicas) foi o mais eficiente na redução da solubilidade de Mn e Zn, em todos os substratos estudados.

Palavras chave: Resíduos industriais. Contenção química. Lixiviação.

ABSTRACT

An experiment was conducted at the Soil Chemistry Laboratory of Soils Department, at UFRRJ, in Seropédica, Rio de Janeiro State, to assess the capacity of industrial wastes produced by the Companhia Siderurgica Nacional (CSN) to reduce the solubility of the metals Mn and Zn, present in soil removed from the storage yard of the same company. The soil (substrate) removed originated from a hydraulic fill consisting of different materials taken from distinct depths along the shore of Sepetiba Bay, deposited on top of a mangrove soil with high sulphate content. Another possible source of contamination was a waste Class I (RI), produced by Ingá Company Mercantile and Industrial, and inappropriately deposited near the Itaguaí Port, where the CSN storage yard is located. The experiment was conducted in glass columns filled with three different substrates (G1, G2, and G3), and two inertizant residues (Mill scale – CL, and steelmaking slag - EA). The proposed treatments were: Treatment 1 (100% substrate); treatment 2 (95% substrate + 4% EA + 1% CL); treatment 3 (93% + 6% substrate EA + 1% CL); and treatment 4 (93% substrate + 6% EA + 1% + CL chemical barrier). The columns were subjected to a systematic flow of a known volume of water, established to simulate the maximum precipitation occurred in the last 17 years, in the region where the substrate was collected. This procedure aimed to represent the influence of rainfall in the efficiency of the treatments to reduce the Mn and Zn solubility, enabling their future use to fill an inactive quarry pit, as a strategy for degraded area recovering, without risk of environmental contamination. The experiment was composed of three substrates, four treatments, and four replications, totaling 36 experimental units. According to the results obtained it was concluded that the treatment 4 (93% + 6% substrate EA + 1% + CL + chemical barrier) was the most effective in reducing the Mn and Zn solubility in all studied substrates.

Key words : Industrial wastes. Chemical containment. Leaching.

3.1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento tecnológico vem ocorrendo de forma acelerada, necessitando de matérias primas capazes de promoverem sua manutenção e eficiência nos setores de importação e exportação. Para cada unidade de produção de bens é gerada, proporcionalmente, uma quantidade de resíduos, que podem atuar no ambiente de maneira agressiva caso sejam depositados no meio sem tratamento adequado.

O elevado volume de resíduos gerados na siderurgia faz com que esse tipo de indústria mantenha-se em permanente busca de destinos que objetivem uma menor agressão ambiental e um menor dispêndio de recursos (Andrade, 2006).

O interesse na remediação de solos e substratos contaminados por metais pesados é relevante em função dos seus efeitos negativos. Metais pesados no solo podem comprometer a cadeia alimentar, assim como, serem lixiviados ao lençol freático ampliando a área de contaminação e prejudicando a qualidade das águas subterrâneas.

A imobilização química é uma forma de contenção e consiste em minimizar a migração de contaminantes e sua toxicidade. As técnicas são baseadas na incorporação de agentes inertizantes com potencial para complexação na superfície das partículas do solo, principalmente de óxidos, hidróxidos e óxi-hidróxidos de Fe, e de precipitação na solução do solo/substrato, dessa forma, imobilizando quimicamente, os metais pesados.

Segundo a estratégia de contenção química, não ocorre uma redução efetiva do contaminante, mas os riscos à saúde e ao ambiente são minimizados a níveis aceitáveis por uma manipulação física ou química da área contaminada (Mesquita, 2002).

O objetivo deste trabalho foi avaliar a capacidade de resíduos industriais oriundos da CSN em reduzir a biodisponibilidade de metais pesados presentes em substrato contaminado com Mn e Zn, e manterem sua eficiência em condições desfavoráveis de precipitação.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

Para a realização de obra em uma área da Companhia Siderúrgica Nacional – CSN, localizada no Porto de Itaguaí – RJ, houve a necessidade da retirada de solo em profundidade, para a instalação de colunas de brita com o objetivo de aumentar a sustentação do pátio de minério (**Figura 1**).



Figura 1. Retirada de solo para a construção das colunas de brita no pátio de minério da CSN no Porto de Itaguaí-RJ.

O solo removido encontrava-se acumulado no pátio da CSN, no Porto de Itaguaí, em pilhas formando nove setores assim denominados pela Companhia (C2, C3, C4, C5, H1, H2, H3, H4 e H5), totalizando um volume de 149.650 m³ e inviabilizando a continuação das obras de ampliação da capacidade de suporte do Porto. As pilhas tinham altura variável (1,5 – 3,0 m) e não havia vínculo entre o local de acúmulo e os locais de origem das escavações (**Figura 2**).

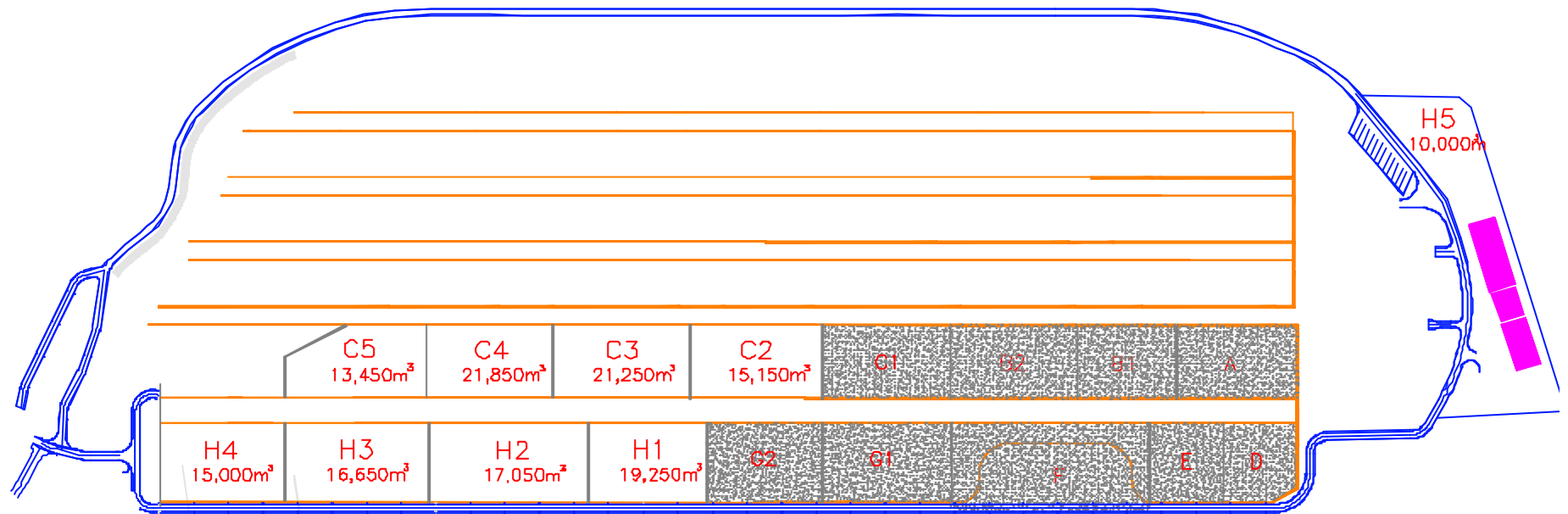


Figura 2. Distribuição dos nove setores no pátio da CSN no Porto de Itaguaí.

3.2.1 Coleta de Material de cada Setor

Para garantia da qualidade das amostras, os equipamentos foram previamente lavados antes da coleta dentro de cada setor (**Figura 3**).



Figura 3. Higienização dos equipamentos utilizados.

Para a coleta de amostras representativas dos setores, se estabeleceu metodologia de coleta repartindo-se as pilhas em três partes iguais, extraíndo-se amostras em três alturas relativas aos terços baixo, médio e superior das pilhas (**Figura 4**) e de forma sistemática em todos os locais dos setores, segundo Norma 10007 (ABNT, 2004).



Figura 4. Coleta de amostras em um dos nove setores de substrato na área da CSN, no Porto de Itaguaí – RJ.

Foram retirados aproximadamente 120 kg de material de cada setor da mesma amostragem. Parte do material coletado foi encaminhada ao Laboratório Analytical Solutions SA, credenciado pela FEEMA (Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente) e a outra parte para o Laboratório de Química e Poluição do Solo da UFRRJ, ficando o

remanescente isolado de influência de chuvas para eventual uso, se fossem necessário mais testes. A caracterização do material removido de cada um dos nove setores, como resíduo sólido, foi realizada segundo Norma 10004 da ABNT, através dos ensaios de Lixiviação (NBR 10005) e Solubilização (NBR 10006). Essa análise indicou haver teores de Mn no solubilizado, superiores aos limites máximos permitidos, e de Zn, próximos aos limites máximos, conforme NBR 10.004/2004 (Anexo I). Por esta proximidade dos teores de Zn ao limite máximo permitido no solubilizado, este elemento também será alvo de estudo neste trabalho.

Os resultados das análises demonstraram que nenhum dos nove setores foi classificado como Perigoso (Classe I) e que apenas o setor C4 foi classificado como Não Perigoso - Inerte (Classe II B). De acordo com os teores de Mn no solubilizado, superiores a $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, os setores H1, H2, H3, H4, H5, C2, C3 e C5 foram classificados como Não Perigoso - Não Inerte (Classe II A). Teores mais elevados no solubilizado de Mn e Zn foram observados nos substratos dos setores mais ácidos (**Tabela 4**).

Tabela 4. Valores de pH em água e concentração de Mn e Zn no ensaio de solubilização nos nove setores.

Setor	pH (H ₂ O)	Mn (mg L ⁻¹)	Zn (mg L ⁻¹)
Setor H1	6,7	0,60	0,11
Setor H2	7,0	0,60	Nd
Setor H3	6,2	0,80	0,25
Setor H4	6,6	1,16	0,99
Setor H5	3,9	4,14	3,97
Setor C2	4,9	1,80	0,42
Setor C3	4,6	2,25	1,58
Setor C5	5,5	1,58	0,87

Média de 3 repetições. Nd - não detectado.

Limite ABNT para Mn ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$) e para Zn ($5,0 \text{ mg L}^{-1}$), no solubilizado. Resultados de Mn e Zn no solubilizado foram cedidos pela CSN.

Assim, foi realizado um experimento nas dependências da UFRRJ, Departamento de Solos, Laboratório de Química do Solo – Seropédica ($22^{\circ}47'$ de latitude sul e $43^{\circ}40'$ de longitude oeste) a aproximadamente 60 km da cidade do Rio de Janeiro, RJ, com a finalidade de reduzir a solubilidade dos metais Mn e Zn presentes no substrato, por meio da utilização de resíduos industriais gerados pela própria CSN.

3.2.2 Remediação dos Substratos

Para a remediação dos substratos contaminados foram utilizados tratamentos de contenção química de metais pesados, que envolveram reações de adsorção e precipitação, todas compondo uma estratégia de imobilização por meio de reações químicas e físico-químicas.

3.2.3 Agrupamento dos Nove Setores e Caracterização dos Grupos (G1, G2 e G3)

De acordo com a similaridade de características físicas e químicas de alguns setores, foi proposto o agrupamento dos mesmos em grupos com características físicas (**Tabela 5**) e químicas (**Tabela 4**) comuns. Este agrupamento foi realizado com a finalidade de facilitar a

viabilização prática na realização dos tratamentos, sem comprometer a qualidade dos resultados.

Tabela 5. Granulometria dos nove setores.

Setor	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	Classe Textural
Setor H1	64	26	10	Franco
Setor H2	60	23	18	Franco
Setor H3	60	20	20	Franco
Setor H4	63	19	18	Franco
Setor H5	44	25	31	Franco-argiloso
Setor C2	54	19	27	Franco-argiloso
Setor C3	56	21	23	Franco
Setor C5	62	17	21	Franco

Média de três repetições. Análises realizadas pela CSN.

Em função da similaridade nos valores da análise granulométrica (**Tabela 5**), e de pH e teores no solubilizado de Mn e Zn (**Tabela 4**), os 9 setores foram reunidos em 3 grupos: Grupo 1 (H5); Grupo 2 (C2 +C3) e Grupo 3 (H1+ H2 + H3 + H4 +C5).

Após a homogeneização dos setores para a formação os grupos (G1, G2 e G3), estes permaneceram incubados por 10 dias, umedecidos a 80% da capacidade de campo. Ao final dos 10 dias, amostras foram coletadas, secas ao ar, destorroadas, trituradas em almofariz de ágata e peneiradas, utilizando uma peneira de malha de nylon, com abertura de 210 µm para a realização da digestão nitroperclórica (2:1), segundo Scott (1978).

Na **Tabela 6** são apresentados os teores pseudototais de metais pesados e o pH em cada grupo. O menor valor de pH observado no G1 (3,9) favorece maior solubilização dos metais presentes em sua constituição em relação aos metais presentes no G2 e G3, de acordo com Oliveira (1998), que menciona que a biodisponibilidade da maioria dos metais no solo decresce com o aumento do pH.

Tabela 6. Teores pseudototais de metais pesados (mg kg⁻¹) e pH nos grupos (G1, G2 e G3)*.

Grupos	Zn	Mn	Pb	Cd	pH
G1	814,00	302,5	54,00	1,80	3,9
G2	1287,00	265,00	31,60	0,50	4,6
G3	739,00	410,00	34,60	3,32	6,7

*Média de 3 repetições.

Outras amostras foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 4,5 mm de malha de nylon, e foram submetidos ao ensaio de solubilização (NBR 10006) (**Tabela 7**).

Os valores mais elevados no solubilizado comparados aos valores do Anexo I, devem-se possivelmente a granulometria do material utilizado para este Ensaio de Solubilização, que foi 4,5 mm de diâmetro, material mais fino que o indicado pelo protocolo do Ensaio de Solubilização que é de 9,5 mm. Como a presença de metais está associada às frações mais finas, os valores no solubilizado são mais elevados.

Tabela 7. Concentração de Mn e Zn no solubilizado (NBR 10006) nos grupos G1, G2 e G3.

Grupos	Conc. Mn	Limite ABNT mg kg ⁻¹	Conc. Zn	Limite ABNT
G1	21,11	0,1	19,7	5,0
G2	18,48	0,1	16,04	5,0
G3	9,96	0,1	5,47	5,0

3.2.4 Seleção de Resíduos Inertizantes

Foram desenvolvidos dois ensaios em laboratório (Curva de Neutralização e Isotermas de Adsorção) com objetivo de selecionar resíduos industriais produzidos pela CSN com propriedades inertizantes, isto é, de reação alcalina e de adsorção de metais pesados.

A utilização do resíduo adsorvente servirá como complemento à ação inertizante da Escória de Aciaria, visto que com o tempo, a acidificação do meio pode vir a solubilizar lentamente parte dos metais precipitados.

3.2.4.1 Determinação de resíduos inertizantes alcalinos

Os resíduos gerados pela CSN que apresentaram potencial para elevação do pH dos substratos em função das suas características foram: Escória de Aciaria e Escória de Alto Forno (**Tabela 8**).

Tabela 8. Porcentagem de CaO, MgO, SiO₂, umidade e pH em água de resíduos da Companhia Siderúrgica Nacional – CSN*.

Resíduos	pH (H ₂ O)	CaO (%)	MgO (%)	SiO ₂ (%)	Umidade (%)
Escória de aciaria	12,30	41,87	4,63	35,54	7,67
Escória de alto Forno	9,60	45,05	4,57	36,50	13,93

Média de três repetições. *Análises realizadas pela CSN.

A Escória de Aciaria é um subproduto da produção do aço, sendo portanto, o resultado da agregação de diversos elementos que não devem estar presentes no mesmo. Tem como característica marcante ser composta de silicatos de Ca e Mg. A Escória de alto forno é um resíduo não metálico da produção de ferro gusa. Quando resfriada bruscamente (granulada) possui propriedades aglomerantes.

- Ensaio para curvas de neutralização

Uma das estratégias de imobilização química adotada foi a da redução de solubilidade e favorecimento da adsorção específica de metais, com enfoque no Mn e Zn, por meio da elevação do pH de cada grupo, para valores próximos a 7,0. As Curvas de Neutralização foram realizadas por grupo (G1, G2 e G3) e resíduos selecionados (**Tabela 8**), em cinco doses crescentes na proporção de: 1%; 2%; 3%, 4% e 5%. Posteriormente, foram realizadas determinações de pH em água até atingir um valor de equilíbrio, isto é estabilização dos valores (**Figura 5**).

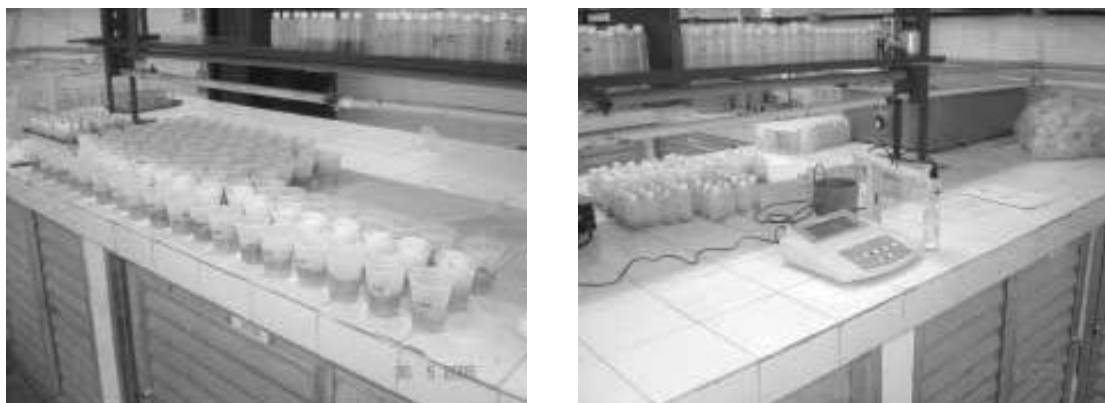


Figura 5. Ensaio para a realização das curvas de neutralização no Laboratório de Química do Solo.

A partir dos valores de pH de equilíbrio foram construídas Curvas de Neutralização para os grupos: G1, G2 e G3 e os resíduos selecionados. Os resultados das Curvas de Neutralização dos três grupos mostraram que a Escória de Aciaria foi o resíduo que apresentou a melhor capacidade para elevação do pH (**Figura 6**).

De acordo com as equações obtidas nas curvas de neutralização (**Figura 6**), a quantidade necessária de Escória de Aciaria para elevar o pH do Grupo 1 (H5) (mais ácido) a 7,0 é cerca de 4% da mistura total e para os outros 2 grupos, cerca de 2% (**Tabela 9**).

Tabela 9. Quantidade de Escória de Aciaria e de Escória de Alto Forno necessária para atingir pH de equilíbrio (7,0) por grupo de setor.

Grupos	Escória de Aciaria (%) ⁽¹⁾	Escória de Alto Forno (%) ⁽¹⁾
GRUPO 1	4,14	15,53
GRUPO 2	2,20	20,00
GRUPO 3	1,88	17,50

⁽¹⁾ Refere-se à porcentagem da mistura total (Grupo + resíduo inertizante).

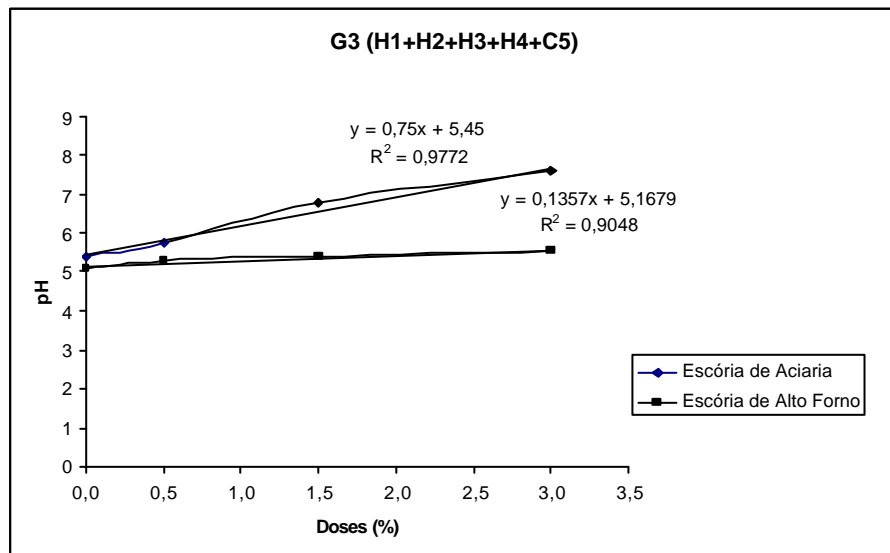
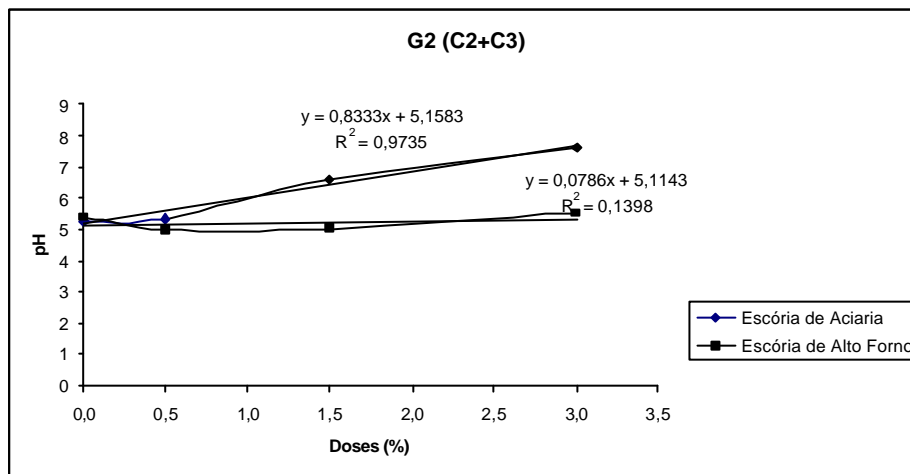
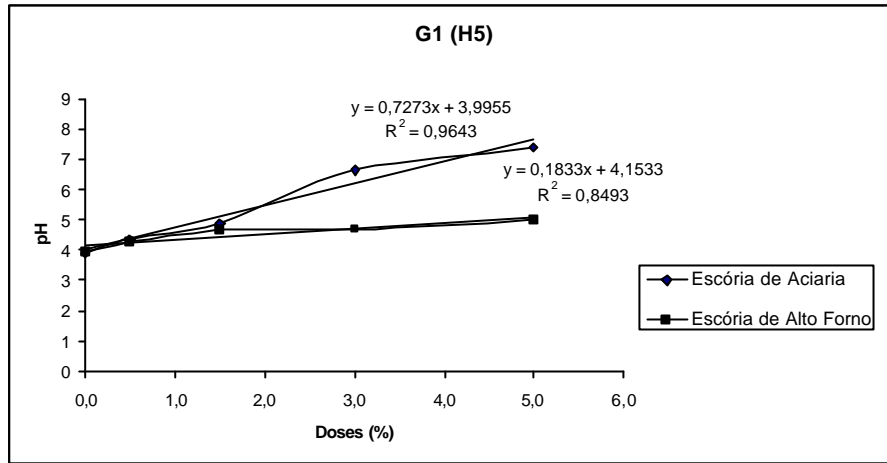


Figura 6. Curvas de neutralização para os grupos G1, G2 e G3, com resíduos Escória de Aciaria e Escória de Alto Forno.

3.2.4.2 Determinação de resíduos inertizantes adsorventes

A segunda estratégia de imobilização química foi a de adicionar aos grupos G1, G2 e G3, resíduos gerados pela CSN com elevados teores de ferro, que apresentassem alta eficiência em adsorver metais pesados: URA-UPV e Carepa de Laminação, cujos teores de ferro (**Tabela 10**) os credenciaram como materiais com potencial para adsorção dos elementos Mn e Zn, estudados neste trabalho.

Tabela 10. Valores de pH e teores de ferro de resíduos da CSN.

Resíduos	pH (H ₂ O)	Ferro (%)
URA-UPV	9,80	80,00
Carepa de Laminação	8,60	76,44

Média de três repetições. Análises realizadas pela CSN.

3.2.4.3 Isotermas de Adsorção

O ensaio preliminar foi realizado para selecionar o resíduo rico em óxidos de ferro, e consistiu em colocar uma massa de 10 g de cada resíduo em contato com 100 ml de uma solução de cloreto de Mn e Zn contendo concentrações de: 10 mg L⁻¹ de Mn e Zn. Posteriormente, a suspensão foi agitada durante 24 h, deixada em repouso por 12 h e filtrada em filtro “milipore” de 0,45 µm. As concentrações de Mn e Zn nos extratos foram determinadas por espectrofotometria de absorção atômica. A **Tabela 11** apresenta as quantidades adsorvidas para os elementos Mn e Zn.

Tabela 11. Teores de Mn e Zn adsorvidos nos dois resíduos adsorventes da CSN ¹.

Resíduo	Adsorção Mn (mg kg ⁻¹) ²	Adsorção Zn (mg kg ⁻¹) ²
URA-UPV	32,07	79,72
Carepa de Laminação	98,71	186,94

¹ Média de três repetições; ² miligrama de metal adsorvido por quilo de resíduo.

De acordo com os resultados na **Tabela 11**, maiores teores de Mn e Zn adsorvidos foram encontrados no resíduo Carepa de Laminação, que é um co-produto oriundo da oxidação da superfície do aço, quando submetido ao gradiente térmico, ao meio corrosivo ou à simples ação do tempo.

Após a seleção, foram construídas isotermas de adsorção, para o resíduo Carepa de Laminação, utilizando-se o modelo de Langmuir (**Figura 7**), para os elementos Mn e Zn.

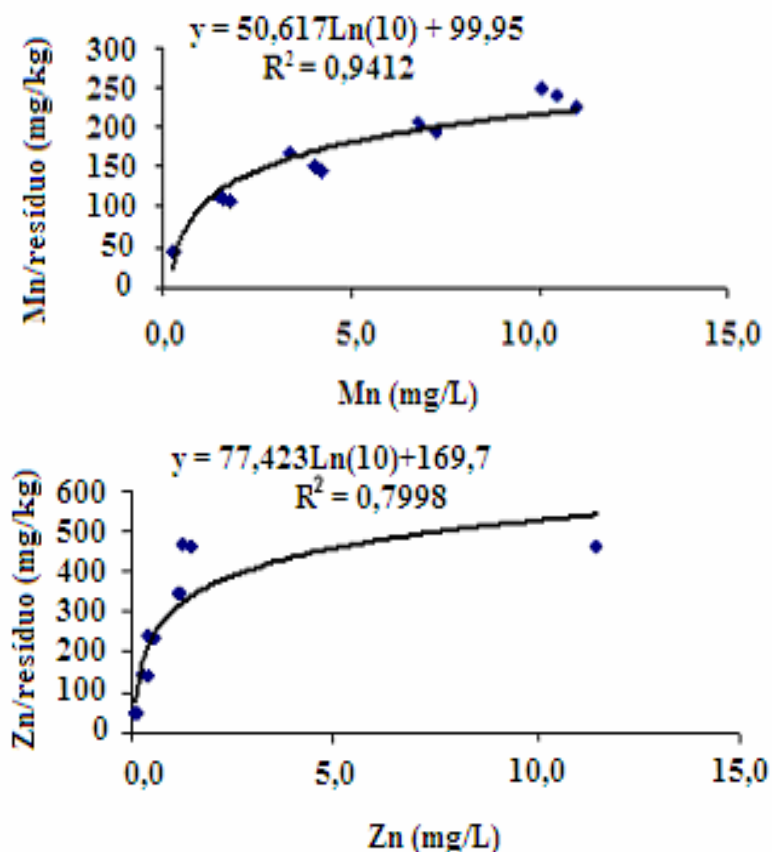


Figura 7. Isotermas de adsorção no resíduo Carepa de laminação para os elementos Mn e Zn.

Com base nas equações obtidas nas isothermas, foram determinados os valores de adsorção máxima para esses elementos (**Tabela 12**).

Tabela 12. Valores de adsorção máxima de Langmuir para os elementos Mn e Zn, na Carepa de Laminação.

Elemento	Adsorção Máxima ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
Mn	212,7
Zn	454,5

Foi estabelecida a utilização de 1% do resíduo Carepa de Laminação para atuar no complemento da ação inertizante da Escória de Aciaria. De acordo com os teores de Mn e Zn obtidos em um ensaio de solubilização (21,11 e 19,76 mg L^{-1} respectivamente) (**Tabela 7**), e com os valores de adsorção máxima (**Tabela 12**), foi calculada a contribuição da Carepa de Laminação na ação inertizante. Foi calculada a adsorção máxima correspondente a 1% de CL, e os valores foram 4,545 mg de Zn e 2,127 mg de Mn. Estes valores foram relacionados ao total solubilizado de cada elemento (21,11 e 19,76 mg L^{-1} respectivamente). Assim, a adição de 1% de Carepa de Laminação tem potencial para contribuir com a adsorção de aproximadamente 10% de Mn e 23% de Zn, solúveis.

3.2.5 Caracterização dos Resíduos Inertizantes

Para a realização da caracterização dos resíduos, Escória de Aciaria e Carepa de Laminação, selecionados nos testes preliminares, foram coletadas amostras dos mesmos, trituradas em almofariz de ágata e peneiradas, utilizando uma peneira de malha de nylon, com abertura de 210 μm para a digestão nitroperclórica (2:1), segundo Scott (1978) (**Tabela 13**).

Tabela 13. Teores pseudototais de Zn, Cd, Pb e Mn nos resíduos industriais Escória de Aciaria e Carepa de Laminação (mg kg^{-1}).

Resíduos industriais	Zn	Cd	Pb	Mn
Escória de Aciaria (EA)	109,50	0,00	77,92	19524,00
Carepa de Laminação (CL)	43,89	0,00	59,05	1744,00

Valores referentes a média de três repetições.

3.2.6 Tratamentos para Inertização de Mn e Zn

De acordo com os resultados obtidos nas Curvas de Neutralização e Isotermas de Adsorção, os seguintes tratamentos foram determinados:

- 100% Grupo (testemunha);
- 95% Grupo + 4% EA + 1% CL;
- 93% Grupo + 6% EA + 1% CL;
- 93% Grupo + 6% EA + 1% CL + Barreiras químicas de EA (6%) e CL (1%).

Para facilitar a apresentação dos dados ao longo do trabalho os tratamentos serão designados da seguinte maneira:

- Grupo (testemunha);
- Grupo + 4% EA + 1% CL;
- Grupo + 6% EA + 1% CL;
- Grupo + 6% EA + 1% CL + BQ de EA (6%) e CL (1%).

Onde EA= Escória de Aciaria, CL= Carepa de Laminação e BQ= Barreiras Químicas.

As barreiras químicas são camadas de inertizantes adicionadas entre camadas de tratamentos nas colunas. Sua função é de potencializar o efeito dos tratamentos na redução da solubilidade dos metais pesados, quando estes forem lixiviados pela passagem da água no sistema.

3.2.7 Ensaio de Solubilização de Mn e Zn

Com a determinação dos tratamentos foi realizado o ensaio de solubilização com água deionizada, segundo NBR 10006, ABNT (2004). Para a realização do ensaio de solubilidade a granulometria a ser utilizada segundo NBR 10006 (ABNT, 2004) é de 9,5mm, porém, na montagem dos tratamentos cada substrato foi seco ao ar, destorroado e peneirado em malha nylon de 4,5mm. Optou-se por trabalhar em uma condição mais restritiva, já que os metais estão associados às frações mais finas do solo.

a) Experimento em colunas de vidro

O experimento realizado em colunas de vidro (**Figura 8**), em um anexo do laboratório de Química do Solo, no Departamento de Solos na UFRRJ, objetivou avaliar se a eficiência dos resíduos inertizantes na redução da solubilidade de Mn e Zn foi mantida em condições extremas de precipitação.



Figura 8. Experimento em colunas de vidro, relativo a um dos três grupos de substratos estudados (G1, G2 e G3).

b) Preparo das colunas de vidro

Foram utilizadas 36 colunas de vidro, com a base em forma de “V” para facilitar o escoamento da água adicionada. Cada coluna possui seção transversal quadrada de lado 0,15m e altura 0,7m. Uma mangueira plástica foi colocada no fundo da coluna, responsável pela saída de água.

As colunas e mangueiras foram lavadas com a utilização de uma esponja, detergente comum e água corrente. Após a lavagem foram descontaminadas com solução de ácido clorídrico a 5% e enxaguadas com água milliQ (ultra pura) por três vezes. Nas colunas previamente lavadas e descontaminadas foi adicionada brita a fim de evitar perda de substrato pela sua parte basal. A brita também foi lavada e descontaminada com solução de ácido clorídrico 5%.

Cada coluna foi preenchida com uma massa de 6kg de cada tratamento (**Figura 9**). Esta quantidade foi adicionada cuidadosamente de modo a evitar diferença na acomodação do material. Nos tratamentos em que foram utilizadas barreiras químicas, estas foram dispostas da seguinte maneira: após a colocação de um kg de substrato foi adicionada 50% da dose de EA, isto é, 3%, uniformemente sobre esta camada. Adicionaram-se mais dois kg de substrato e a barreira referente a dose de 1% de CL de uma só vez. Sobre a barreira de CL foram adicionados mais dois kg de substrato e os 3% restantes da dose de EA, e finalmente sobre esta barreira a última camada de substrato. Cada porção de um quilo foi homogeneizada em um saco plástico por meio de movimentos circulares, e transferida para dentro da coluna.

Ao se atingirem 6 kg em cada coluna, foi adicionada a água referente a 80% da capacidade de campo, e o material permaneceu incubado por dez dias.

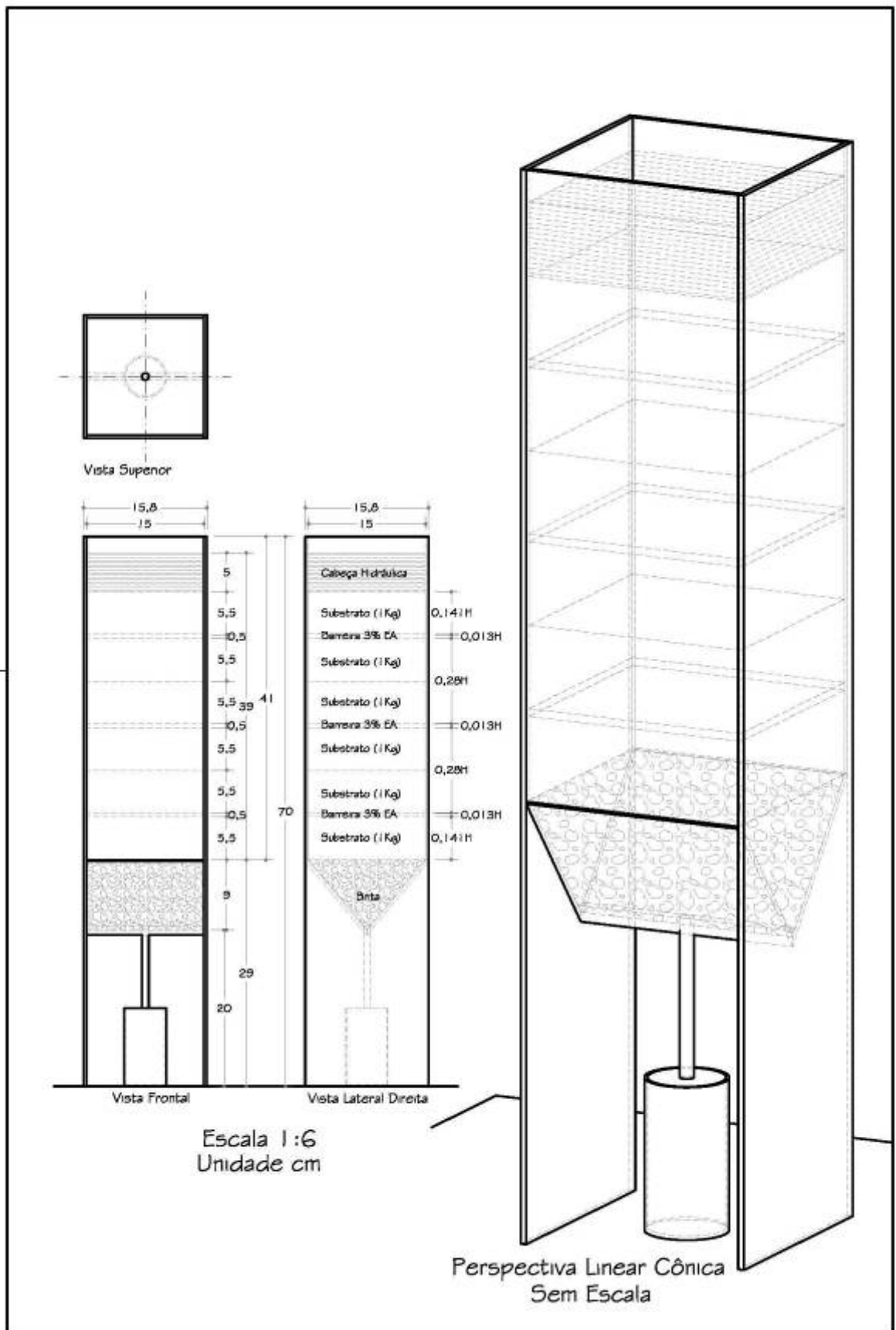


Figura 9. Colunas de vidro com a distribuição dos tratamentos.

c) Simulação da chuva

Para a determinação da quantidade de água a ser percolada nas colunas, foi realizado um estudo de distribuição da precipitação, nos últimos 17 anos, na área próxima a pedreira onde serão dispostos os substratos G1, G2 e G3, após serem tratadas.

Os dados de chuva de uma série histórica de 17 anos foram analisados com objetivo de se caracterizar situações de precipitação pluviométrica críticas que possam influenciar a lixiviação de elementos químicos ao longo de uma pilha de substrato.

Estes dados foram utilizados no processo de simulação da percolação de elementos químicos no substrato em condições de bancada, para otimizar os processos de contenção química, de modo a assegurar resultados sustentáveis no Plano de Reabilitação da Pedreira de Docas do Porto de Itaguaí- RJ.

De acordo com os estudos climatológicos, foi adicionado no primeiro dia do ensaio uma quantidade de água equivalente a uma chuva de 250 mm dia⁻¹ (5,6 L coluna⁻¹ dia⁻¹), correspondente ao volume de precipitação máxima, e 1/5 deste volume a cada dia (1,1 L coluna⁻¹ dia⁻¹), durante cinco dias, totalizando 6 dias de ensaio para cada grupo (G1, G2 e G3).

Para a adição da água no sistema foi determinada uma altura constante chamada de “cabeça hidráulica”, para manter a mesma pressão da água em cada coluna. A cabeça hidráulica ficou a 5cm da camada superficial dos tratamentos nas colunas, e o volume de água a ser utilizado a cada dia foi colocado de maneira constante, mantendo a cabeça hidráulica até a adição total da água.

d) Coleta do lixiviado

Para a captação do lixiviado de cada coluna foram utilizados frascos com capacidade de 200 ml, até que todo volume adicionado fosse captado a cada dia. De acordo com a quantidade total de água adicionada ao sistema, foram utilizados para cada grupo, 59 frascos de 200 ml. Cada frasco representou um volume de 200 ml, totalizando 59 volumes de coleta, divididos em 29 volumes no primeiro dia, e seis volumes a cada um dos cinco dias seguintes de coleta.

O lixiviado de cada frasco foi então analisado por espectrofotometria de absorção atômica, para avaliar a lixiviação dos metais e assim a eficiência dos inertizantes.

3.2.8 Fracionamento Químico de Mn e Zn

Com o objetivo de avaliar a manutenção da eficiência dos tratamentos ao longo do tempo foi realizado um ensaio, onde os tratamentos permaneceram incubados por 120 dias, umedecidos a 80% da capacidade de campo. Ao final dos 120 dias, amostras do material foram coletadas para a realização da determinação de pH e fracionamento químico, utilizando o método realizado no trabalho de Behling (2005), com as seguintes soluções extratoras: água, segundo Miller, et al. (1986), DTPA, segundo Lindsay & Norvell (1978) e ácido acético, segundo Ure et al. (1993).

- F_1 = Extraído com água \Rightarrow Fração solúvel em água.
- F_2 = Extraído com ácido acético - Extraído com água \Rightarrow Fração predominantemente na forma de carbonato.
- F_3 = Extraído com DTPA - Extraído com água \Rightarrow Fração predominantemente adsorvida especificamente.
- F_4 = Total - ? ($F_1+F_2+F_3$) \Rightarrow Fração recalcitrante.

O tratamento com barreiras químicas não foi utilizado no fracionamento químico, já que a funcionalidade das barreiras está associada ao esquema de lixiviação em colunas de solo.

3.2.9 Análise Estatística

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado, em um fatorial com 3 substratos (G1, G2 e G3) e três doses de inertizantes (Escória de Aciaria e Carepa de Laminação) com 3 repetições. Foram efetuadas as seguintes análises estatísticas: Teste de Lilliefors para verificação da normalidade, Teste de Cochran e Bartlett para verificar a homogeneidade das variâncias, análise de variância, teste de médias Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Quando necessário os dados originais foram transformados, aplicando-se Ln. Todas as análises estatísticas foram feitas por meio do Programa Estatístico SAEG Versão 9.0 (Fundação Arthur Bernardes na UFV, Viçosa-MG).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Fracionamento Químico de Mn e Zn nos Diferentes Grupos (G1, G2 e G3).

Com a finalidade de avaliar aos 120 dias de incubação o efeito inertizante da EA e CL, foi realizado o fracionamento químico dos elementos Mn e Zn (**Figura 10** e **Figura 11**).

Foi observada no substrato G1 redução do Mn da fração F1 (solúvel em água) e F3 (predominantemente adsorvido especificamente) já na primeira dose de inertizantes, porém não houve diferença significativa entre as doses 4 e 6% de EA. Nas frações F2 (predominantemente na forma de carbonato) e F4 (recalcitrante), ocorreu uma elevação com a adição dos inertizantes. Desta maneira pode-se concluir que a menor dose (4% EA + 1%CL) já foi suficiente para reduzir a biodisponibilidade de Mn no substrato G1.

Ainda na **Figura 10**, no substrato G2, o comportamento do Mn foi semelhante ao ocorrido no substrato G1, diferindo somente na fração F3, onde não foi observado efeito dos inertizantes.

No substrato G3, o Mn teve comportamento semelhante ao G1, apresentando variações na fração F2, onde foi observado aumento com a adição de EA e CL, porém maiores percentuais ocorreram na maior dose de inertizantes (6%EA + 1%CL), indicando que seu pH naturalmente mais elevado (**Tabela 6**), apresentou efeito tamponante no sistema, havendo necessidade de maiores doses de inertizantes para a elevação máxima percentual de Mn na fração F2 (predominantemente na forma de carbonatos). Na fração F4 (recalcitrante), maiores percentuais de Mn foram encontrados na dose 4%EA + 1%CL.

De acordo com a distribuição do Mn nas diferentes formas químicas após a adição da EA e CL, foi possível observar a eficiência desses resíduos em estratégias de contenção de Mn.

Na **Figura 11** estão apresentados os percentuais de Zn nas diferentes frações químicas. O comportamento do Zn no substrato G1 foi semelhante ao ocorrido com o Mn no mesmo substrato (**Figura 10**), exceto na fração F3 (predominantemente adsorvido especificamente), onde foi observada uma elevação nos percentuais de Zn.

No substrato G2, também foi observada redução do elemento na fração solúvel em água e um aumento na fração F4 (recalcitrante). Na fração F3 ocorreu elevação de Zn com a adição de EA e CL, porém, os maiores percentuais foram encontrados somente na maior dose de inertizantes.

O comportamento do Zn nas diferentes frações químicas no G3 apresenta maior variação em relação aos demais grupos, provavelmente devido ao seu pH mais elevado, já contribuindo naturalmente para a redução da solubilidade de metais pesados. Neste substrato ocorreu redução do elemento na fração F1, e contrariamente ao ocorrido nos demais grupos houve a redução do F2, na maior dose de inertizantes, e F3 já na dose 4%EA + 1%CL. Embora tenha ocorrido esta variação em relação aos demais grupos, maiores percentuais de Zn foram encontrados, também na fração F4, considerada mais estável.

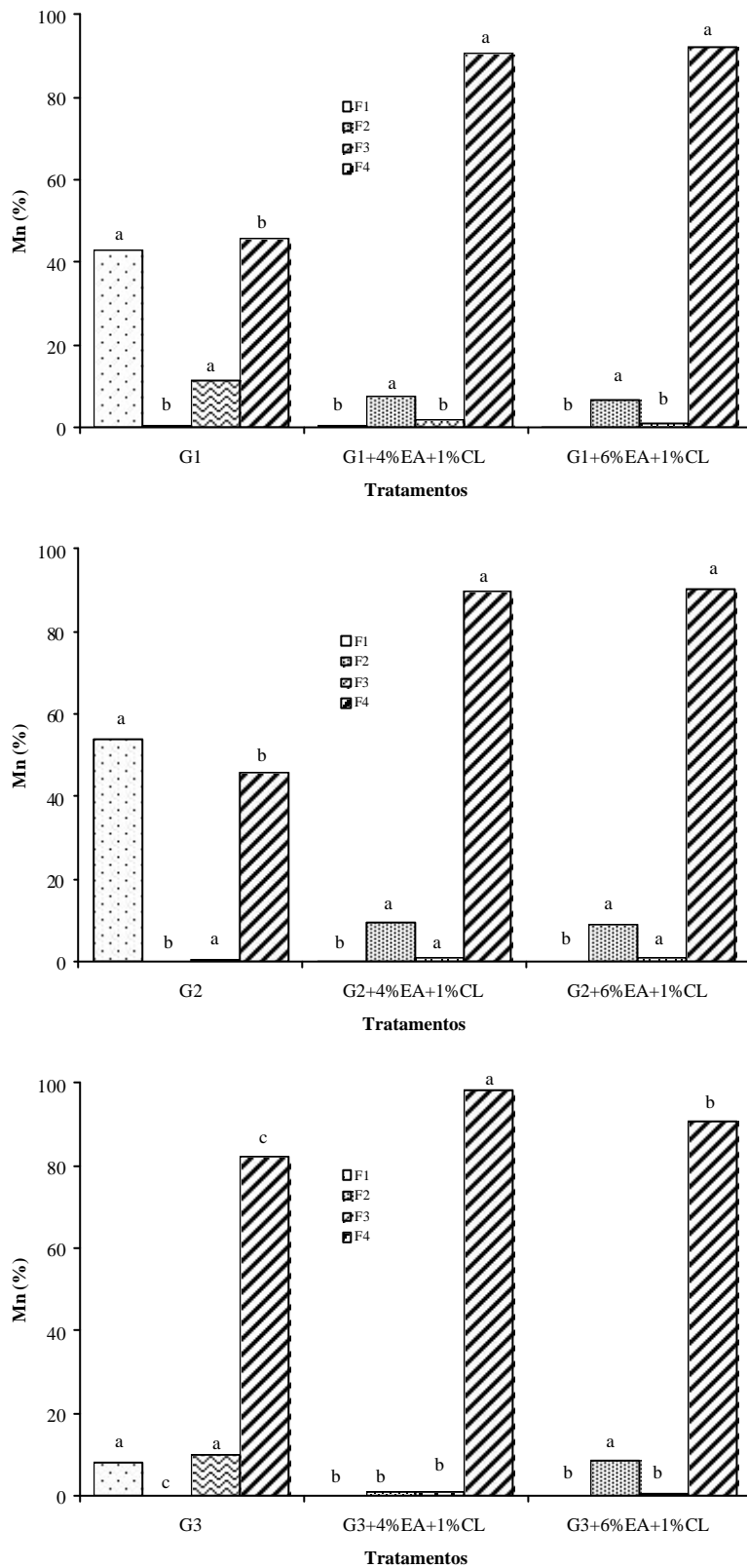


Figura 10. Porcentagens de Mn nas diferentes frações químicas (F1= solúvel em água; F2=predominantemente na forma de carbonato; F3=predominantemente adsorvido especificamente e F4=recalcitrante), nos diferentes tratamentos. CV= 2,1. Médias seguidas de mesma letra minúscula dentro de cada fração química (F1, F2, F3 e F4) comparam diferentes doses de inertizantes e não diferem significativamente (Teste de Tukey, $p < 0,05$).

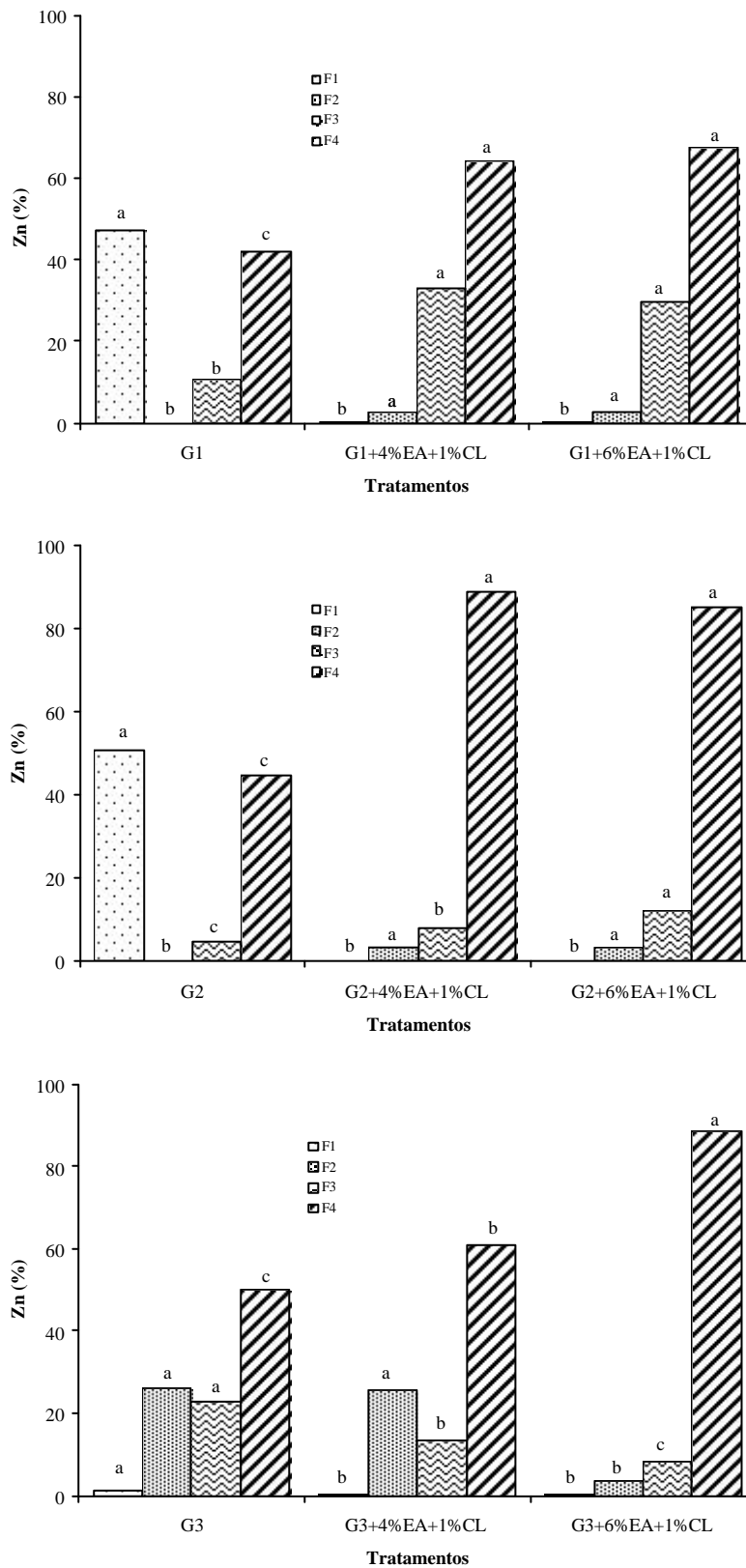


Figura 11. Porcentagens de Zn nas diferentes frações químicas (F1= solúvel em água; F2=predominantemente na forma de carbonato; F3=predominantemente adsorvido especificamente e F4=recalcitrante), nos diferentes tratamentos. CV= 3,0. Médias seguidas de mesma letra minúscula dentro de cada fração química (F1, F2, F3 e F4) comparam diferentes doses de inertizantes e não diferem significativamente (Teste de Tukey, $p < 0,05$).

3.3.2 Concentração de Mn e Zn no Solubilizado dos Grupos (G1, G2 e G3) nos Diferentes Tratamentos.

Os resultados do ensaio de solubilização (**Tabela 14**) mostraram que a maior dose do resíduo inertizante Escória de Aciaria associada à Carepa de Laminação, foi capaz de reduzir a solubilidade do Mn e Zn a valores inferiores ao limite máximo permitido (ABNT, 2004), nos grupos G1, G2 e G3.

Tabela 14. Concentração de Mn e Zn no solubilizado (NBR 10006) dos grupos G1, G2 e G3 nos diferentes tratamentos.

Tratamento	Mn	Limite ABNT	Zn	Limite ABNT
------(mg L ⁻¹)-----				
G1				
G1 (testemunha)	21,11a	0,1	19,76a	5,0
G1 + 4%EA + 1% CL	0,94b	0,1	0,34b	5,0
G1 + 6%EA + 1% CL	0,05c	0,1	nd	5,0
G2				
G2 (testemunha)	18,48a	0,1	16,04a	5,0
G2 + 4%EA + 1%CL	0,31b	0,1	1,87b	5,0
G2 + 6%EA + 1%CL	0,01c	0,1	0,11c	5,0
G3				
G3 (testemunha)	9,96	0,1	5,47a	5,0
G3 + 4%EA +1%CL	nd	0,1	0,10b	5,0
G3 + 6%EA + 1%CL	nd	0,1	0,03c	5,0

CV=1,2. Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna comparam diferentes doses de inertizantes dentro de cada grupo (G1, G2 e G3) e não diferem significativamente (Teste de Tukey, p<0,05).

nd= não detectado.

EA - Escória de Aciaria; CL – Carepa de Laminação.

A granulometria do material utilizado no teste de solubilização foi de 4,5 mm, e não 9,5 mm, como prevê o método, indicando que, mesmo em uma condição mais restritiva, apresentando maior concentração de metais pesados possíveis de serem solubilizados, os tratamentos foram eficientes para inertizar os três grupos de substratos. De acordo com a **Tabela 14**, foi possível observar que todos os grupos, após receberem a adição das doses de inertizantes foram classificados como Classe II B (Inertes).

Na **Tabela 14** verificou-se que para o G1 apenas o tratamento G1 + 6%EA + 1%CL foi capaz de reduzir a concentração de Mn no solubilizado para valores inferiores ao limite máximo permitido de 0,1 mg L⁻¹ (ABNT, 2004). Entretanto, para o Zn as concentrações obtidas no tratamento G1 + 4% EA + 1% CL foram suficientes para atingir valores no solubilizado inferiores a 5,0 mg L⁻¹(ABNT, 2004).

O tratamento G1 + 6%EA + 1%CL reduziu a concentração de Mn no solubilizado do G1 de cerca de 422 vezes. Como pode ser verificada na **Tabela 9**, essa dose de Escória de Aciaria é suficiente para elevar o pH deste grupo de resíduo de 3,6 para 7,0. Os resultados encontrados para o G2 foram semelhantes aos do G1. As concentrações de Mn e Zn no solubilizado são cerca de 10% inferiores ao G1. Da mesma forma, os valores de Mn no solubilizado só atingiram valores inferiores a 0,1 mg L⁻¹ no tratamento G2 + 6%EA + 1%CL. Para Zn, a concentração no solubilizado inferior ao limite máximo permitido foi atingido no tratamento G2 + 4%EA + 1%CL. Na dose de 6% de Escória de aciaria o pH do G2 se elevou de 4,2 para 7,4. Essa elevação do pH, provavelmente, reduziu a concentração de Mn no solubilizado.

Para o G3 o tratamento G3 + 4%EA + 1%CL foi suficiente para reduzir as concentrações de Mn e Zn no solubilizado para valores inferiores ao limite máximo permitido.

Não se pode deixar de considerar a capacidade do resíduo Carepa de Laminação, rico em óxidos de ferro, em remover metais da solução através de reações de adsorção específica, como demonstrado na Tabela 12, onde a aplicação de óxidos de Fe e Mn reduziu significativamente a solubilidade de Mn e Zn, por aumentar sua retenção nos solos. Mench et al., (2000), também verificou a redução de solubilidade de Cd em solos tratados com inertizantes adsorventes.

3.3.3 Avaliação do Lixiviado após a Simulação de Chuva para Mn e Zn

3.3.3.1 Manganês

A **Figura 12** apresenta a variação da concentração de Mn nos volumes lixiviados coletados (V01 a V59) das colunas do grupo G1 e seus respectivos tratamentos.

Verificou-se que a concentração de Mn nos lixiviados na testemunha do grupo G1 variou de 291 mg L⁻¹ no primeiro volume (V01) a 15 mg L⁻¹ no último (V59). Nos tratamentos G1 + 4%EA + 1%CL; G1 + 6%EA + 1%CL; G1 + 6%EA + 1%CL + BQ as variações entre (V01 e V59) foram, respectivamente: 172 mg L⁻¹ a 1,5 mg L⁻¹; 36 mg L⁻¹ a 0,2 mg L⁻¹; 16 mg L⁻¹ a 0,0 mg L⁻¹. O tratamento G1 + 4%EA + 1%CL reduziu a concentração de Mn do G1 em 41% no (V01) e em 40% no (V59). O tratamento G1 + 6%EA + 1%CL de 88% no (V01) e em 100% no (V59). Para o tratamento G1 + 6%EA + 1%CL + BQ essa redução foi bastante pronunciada atingindo a 94,5% para o (V01) e 100% para (V59). Neste tratamento, a partir do (V17) as concentrações de Mn nos efluentes foram iguais ou inferiores a 0,1 mg L⁻¹. Entretanto, para o G1 sem tratamento, a concentração de Mn no (V59) ainda foi elevada, evidenciando a eficiência dos resíduos inertizantes na redução da solubilidade de Mn e Zn.

A quantidade de Mn removida (mg Mn kg⁻¹ substrato) após uma chuva acumulada de 500 mm durante 6 dias consecutivos, para G1 com e sem tratamentos, é apresentada na **Figura 13**. A quantidade de Mn total removida do G1, sem tratamento, foi de 102,5 mg kg⁻¹ de substrato, correspondendo a cerca de 34% do total. Para os tratamentos: G1 + 4%EA + 1%CL; G1 + 6%EA + 1%CL; G1 + 6%EA + 1%CL + BQ foi de, respectivamente: 28,5; 10,1; 1,8 mg kg⁻¹ de substrato. Esses valores correspondem a reduções percentuais, no G1 sem tratamento, de: 72%; 50%; 98,2%. Neste tratamento, a partir do (V12), praticamente, não houve mais remoção de Mn.

O G1 é constituído apenas pelo setor H5. Este grupo é o que apresenta a maior acidez. A concentração de Mn no solubilizado também é a mais elevada com valor médio de 21,11 mg L⁻¹ (**Tabela 14**).

A simulação realizada, através de uma chuva acumulada de 500 mm, a partir da saturação do solo, apresentou uma capacidade de solubilização superior ao do próprio teste de solubilização. Mesmo nessas condições muito críticas, o tratamento G1 + 6%EA + 1%CL + BQ conseguiu reduzir a concentração de Mn, a partir do (V17) (**Figura 12**), a valores abaixo do máximo permitido (ABNT, 2004). Essas reduções na concentração de Mn no solubilizado ocorreram, possivelmente, pelo aumento das reações de precipitação do Mn na forma de carbonatos, como observado por Alloway (1990) avaliando o efeito da calagem sobre a disponibilidade dos metais catiônicos, atribuindo sua redução ao aumento da CTC do solo e a precipitação com carbonatos, além da adsorção específica na superfície dos óxidos de ferro, favorecidas pela elevação do pH de 3,6 para 7,0, nesse tratamento, e a presença de barreiras químicas (EA e CL).

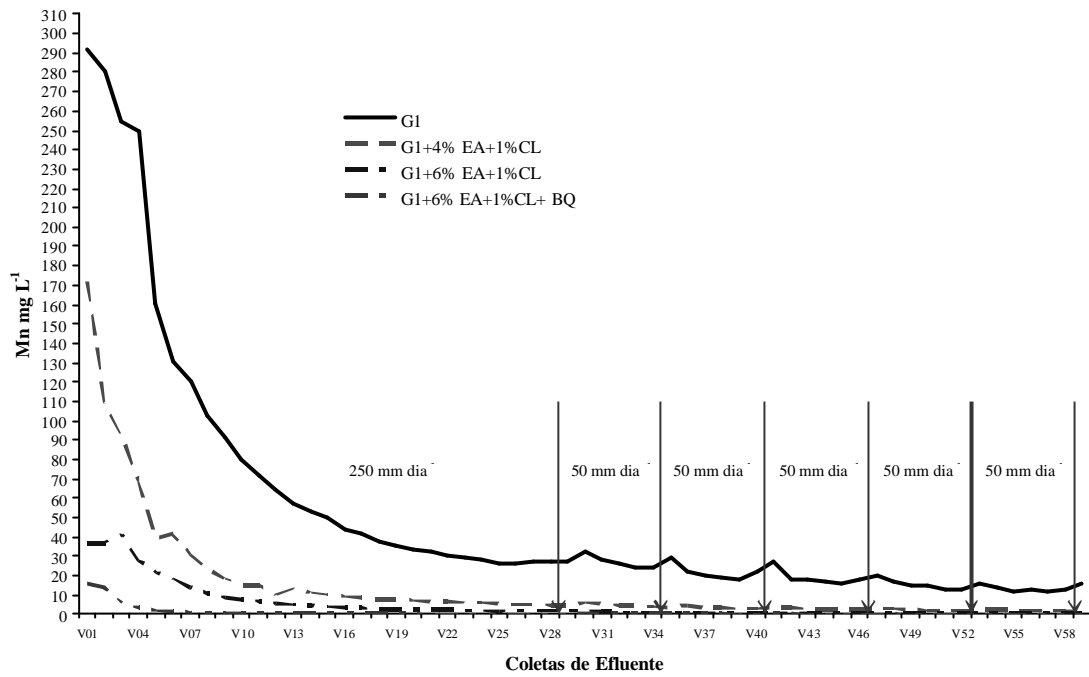


Figura 12. Concentração de Mn nos volumes coletados dos efluentes do G1 com e sem tratamentos.

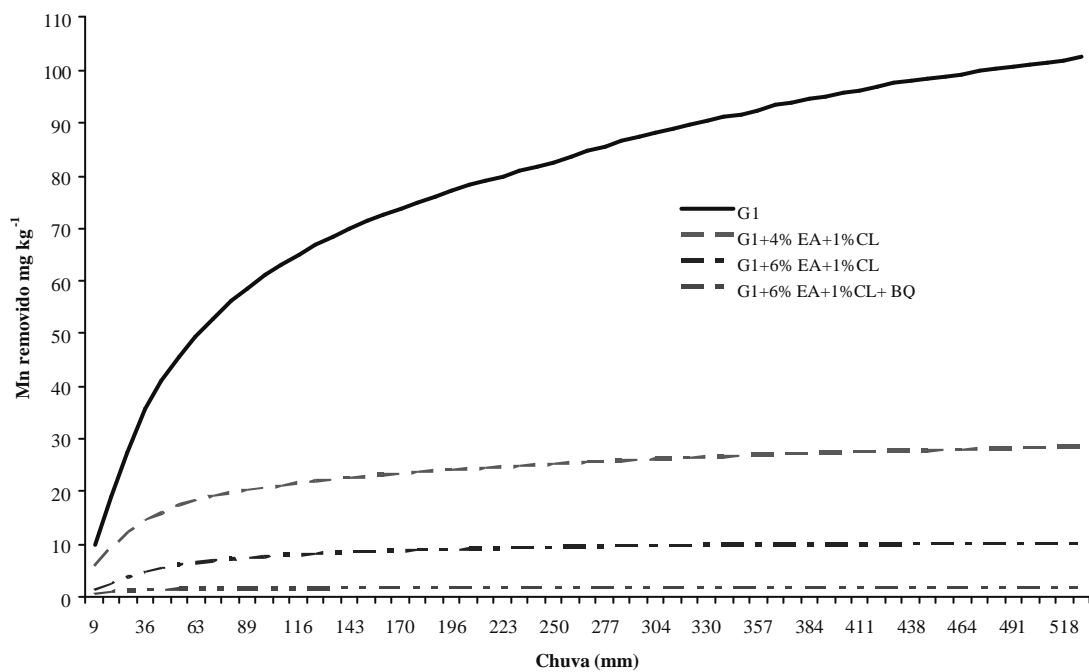


Figura 13. Remoção de Mn do G1, com e sem tratamentos, em função da quantidade de chuva.

A variação da concentração de Mn dos efluentes coletados (V01 a V59) das colunas do G2 com e sem tratamentos é apresentada na **Figura 14**. Os resultados encontrados para G2 foram semelhantes ao G1. Entretanto, pode-se observar, neste grupo, uma maior efetividade dos tratamentos quando comparado com G1.

A concentração de Mn nos efluentes do G2 sem tratamento variou de 184 mg L⁻¹ no primeiro volume (V01) a 17 mg L⁻¹ no último (V59) (**Figura 14**). Nos tratamentos G2 + 4%EA + 1%CL; G2 + 6%EA + 1%CL, e G2 + 6%EA + 1%CL + BQ as variações entre (V01 e V59) foram, respectivamente: 53 mg L⁻¹ a 1,8 mg L⁻¹; 9 mg L⁻¹ a 0,0 mg L⁻¹; 1,68 mg L⁻¹ a 0,0 mg L⁻¹. O tratamento G2 + 4%EA + 1%CL reduziu a concentração de Mn do G2 de 81% no (V01) e de 89,5% no (V59). O tratamento G2 + 6%EA + 1%CL de 97% no (V01) e de 100% no (V59). Para o tratamento G2 + 6%EA + 1%CL + BQ essa redução foi muito elevada atingindo a 99,4% para o (V01) e 100% para (V59). Neste tratamento, a partir do (V15) as concentrações de Mn nos efluentes foram iguais ou inferiores a 0,1 mg L⁻¹. O tratamento G2 + 6%EA + 1%CL atingiu valores iguais ou inferiores ao limite máximo permitido a partir do (V42) (ABNT, 2004).

A remoção de Mn (mg Mn kg⁻¹ de substrato), após uma chuva acumulada de 500 mm durante 6 dias consecutivos, para G2 com e sem tratamentos está apresentada na **Figura 15**. Podemos verificar que para o G2, sem tratamento, a quantidade de Mn removida foi de 103,7 mg kg⁻¹ de substrato, muito próximo ao encontrado para G1, correspondendo a cerca de 40% do total. Contudo, para os tratamentos: G2 + 4%EA + 1%CL; G2 + 6%EA + 1%CL; G2 + 6%EA + 1%CL + BQ foi de, respectivamente: 11,5; 1,6; 0,4 mg kg⁻¹ de substrato. Esses valores correspondem a reduções percentuais, no G2 sem tratamento, respectivamente de: 89%; 98,5%; 99,6%. Neste último tratamento, a partir do V07, praticamente, não houve mais remoção de Mn. Da mesma forma como discutido anteriormente, os tratamentos foram mais efetivos neste grupo. Essa maior efetividade dos tratamentos deve-se, provavelmente, ao menor poder tampão desse grupo de setores.

O G3 é constituído da mistura, em partes iguais, dos setores H1+H2+H3+H4+C5, que apresentam maiores valores de pH (>6,0) e as menores concentrações de Mn no solubilizado.

A **Figura 16** apresenta a variação da concentração de Mn dos efluentes coletados (V1 a V59) das colunas do G3 com e sem tratamentos. A concentração de Mn nos efluentes do G3 sem tratamento variou de 124,01 mg L⁻¹ no primeiro volume (V01) a 6,83 mg L⁻¹ no último (V59). Nos tratamentos G3 + 4%EA + 1%CL; G3 + 6%EA + 1%CL, e G3 + 6%EA + 1%CL + BQ as variações entre (V01) e (V59) foram, respectivamente: 3,16 mg L⁻¹ a 0,0 mg L⁻¹; 3,74 mg L⁻¹ a 0,0 mg L⁻¹; 0,1 mg L⁻¹ a 0,0 mg L⁻¹. O tratamento G3 + 4%EA + 1%CL reduziu a concentração de Mn do G3 de 97,5% no (V01) e de 100% no (V59). A concentração de Mn, neste tratamento, atingiu valores iguais ou inferiores ao limite máximo permitido a partir de (V33). O tratamento G3 + 6%EA + 1%CL reduziu de 97% no (V01) e de 100% no (V59). Para o tratamento G3 + 6%EA + 1%CL + BQ essa redução foi bastante pronunciada atingindo a 99,9% para o (V01) e 100% para (V59). Neste tratamento, todos os efluentes coletados apresentaram concentrações de Mn iguais ou inferiores a 0,1 mg L⁻¹. Entretanto, para o G3 sem tratamento, a concentração de Mn no (V59) foi de 6,83 mg L⁻¹.

A remoção de Mn (mg Mn kg⁻¹ de substrato), após uma chuva acumulada de 500 mm durante 6 dias consecutivos, para G3 com e sem tratamentos é apresentado na **Figura 17**. Observa-se que para o G3 sem tratamento a quantidade de Mn removida foi de 37,3 mg kg⁻¹ de substrato, correspondendo à cerca de 9,1% do total. Para os tratamentos: G3 + 4%EA + 1%CL; G3 + 6%EA + 1%CL, e G3 + 6%EA + 1%CL + BQ a quantidade removida foi de, respectivamente: 0,4; 0,3, e 0,01 mg kg⁻¹ de substrato. Esses valores correspondem a reduções percentuais de remoção, no G3 sem tratamento, respectivamente de: 99%; 99,3% e 100%.

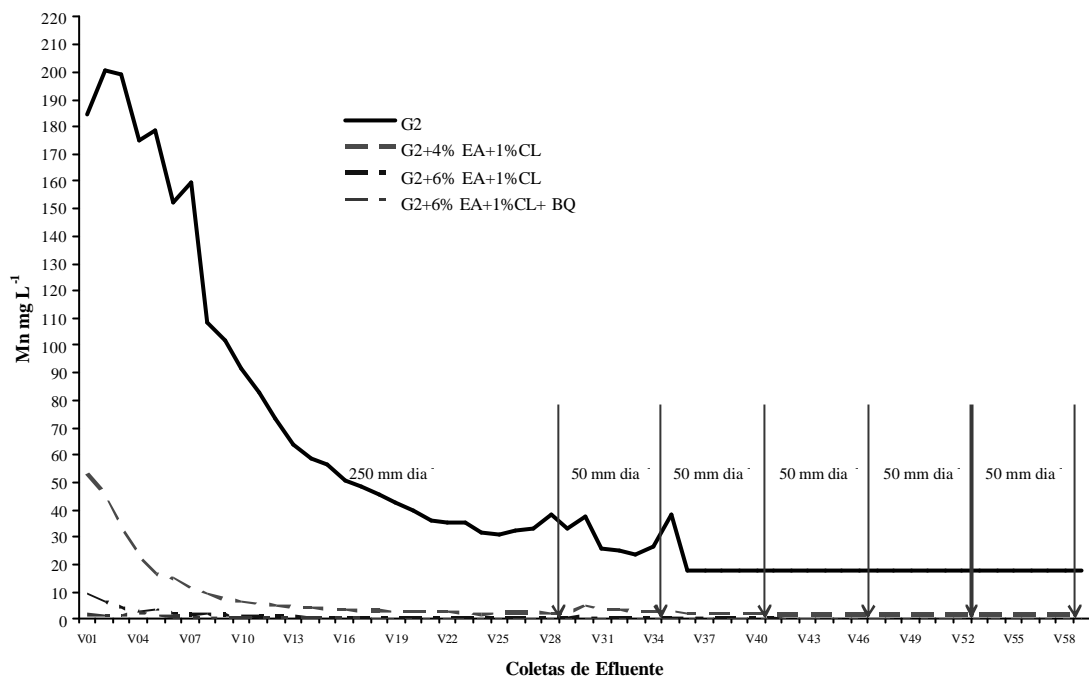


Figura 14. Concentração de Mn nos volumes coletados dos efluentes do G2 com e sem tratamentos.

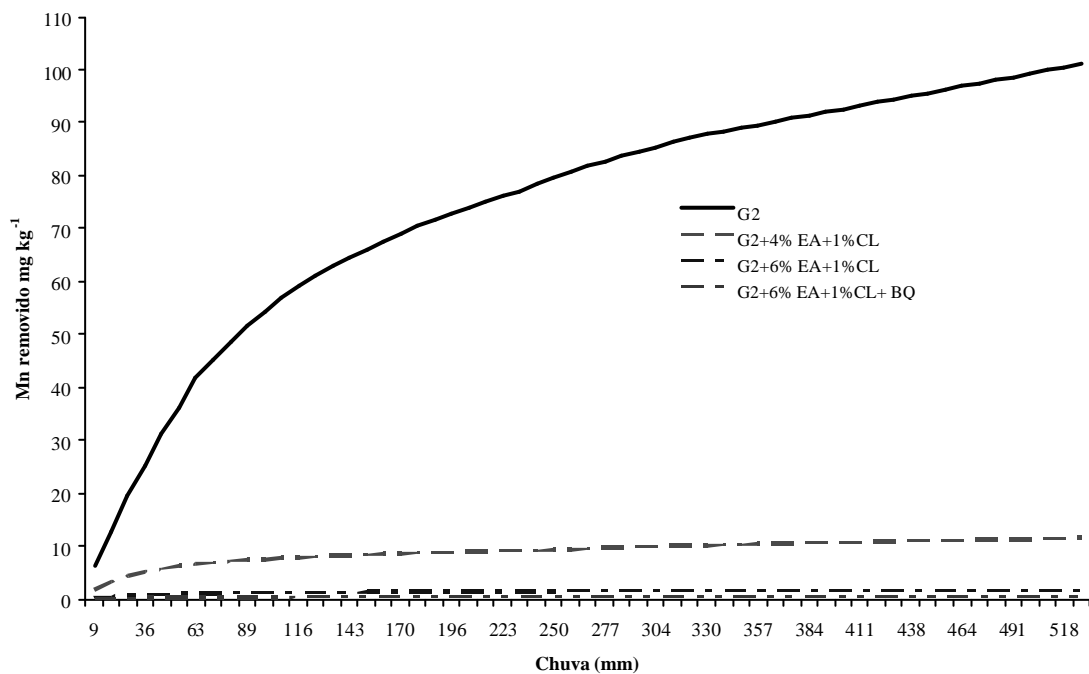


Figura 15. Remoção de Mn do G2, com e sem tratamentos, em função da quantidade de chuva.

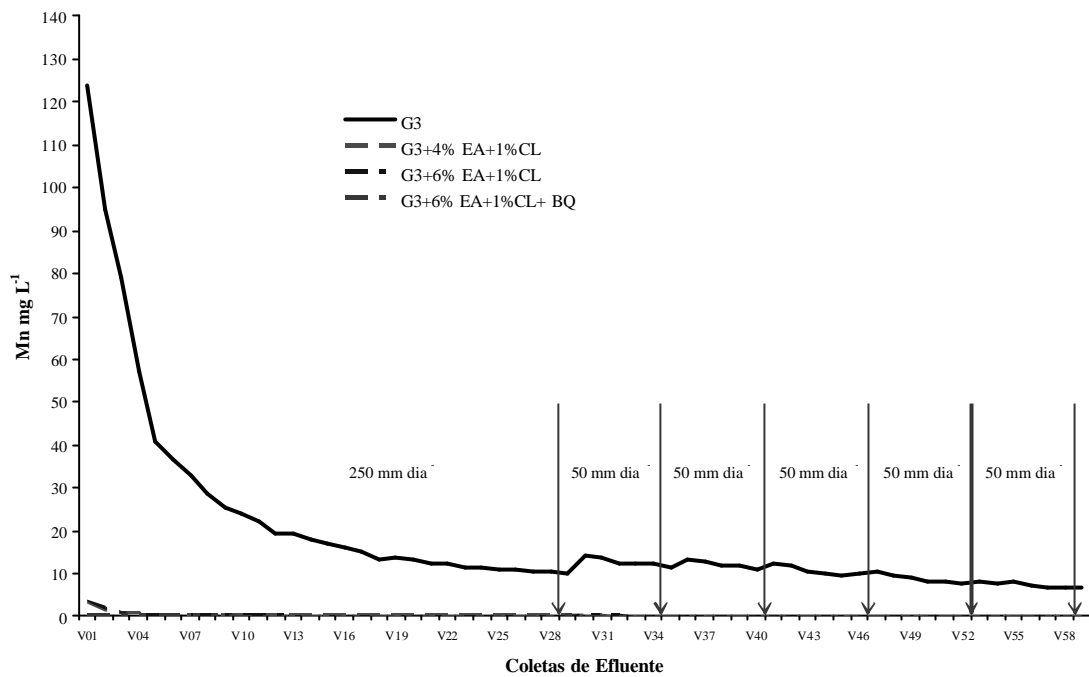


Figura 16. Concentração de Mn nos volumes coletados dos efluentes do G3 com e sem tratamentos.

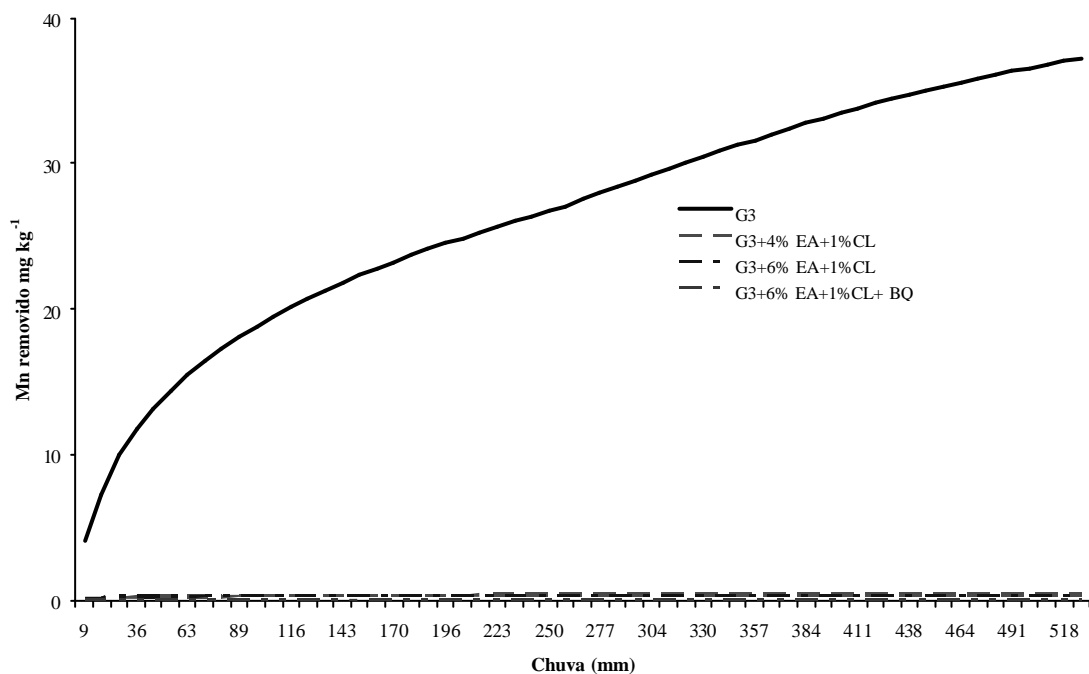


Figura 17. Remoção de Mn do G3, com e sem tratamentos, em função da quantidade de chuva.

3.3.3.2 Zinco

A variação da concentração de Zn dos efluentes coletados (V01 a V59) das colunas do G1 com e sem tratamentos é apresentado na **Figura 18**. Os resultados observados para Zn nos efluentes de G1 foram muito semelhantes aos observados para Mn (**Figura 12**), de acordo com Agourakis et al., (2006) que avaliou o pH como um fator importante a ser considerado na retenção de Zn e Mn no solo.

Verifica-se que a concentração de Zn nos efluentes do G1 sem tratamento variou de 478 mg L^{-1} no primeiro volume (V01) a 34 mg L^{-1} no último (V59) (**Figura 18**). Nos tratamentos G1 + 4%EA + 1%CL; G1 + 6%EA + 1%CL; G1 + 6%EA + 1%CL + BQ as variações entre (V01) e (V59) foram, respectivamente: $126,31 \text{ mg L}^{-1}$ a $0,31 \text{ mg L}^{-1}$; $61,27 \text{ mg L}^{-1}$ a $2,28 \text{ mg L}^{-1}$; $33,34 \text{ mg L}^{-1}$ a $0,29 \text{ mg L}^{-1}$. Nos tratamentos G1 + 6%EA + 1%CL e G1 + 6%EA + 1%CL + BQ a partir do volume (V12) as concentrações de Zn estiveram abaixo do limite máximo permitido de 5 mg L^{-1} . O tratamento G1 + 4%EA + 1%CL reduziu a concentração de Zn do G1 de 74% no (V01) e de 99% no (V59). O tratamento G1 + 6%EA + 1%CL de 87% no (V01) e de 98% no (V59). Para o tratamento G1 + 6%EA + 1%CL + BQ essa redução foi bastante pronunciada atingindo a 93% para o (V01) e 100% para (V59).

A remoção de Zn (mg Zn kg^{-1} substrato), após uma chuva acumulada de 500 mm durante seis dias consecutivos, para G1 com e sem tratamentos é apresentada na **Figura 19**. Podemos verificar que para o G1 sem tratamento a quantidade de Zn removida foi de 162 mg kg^{-1} de substrato, correspondendo a cerca de 20% do total. Contudo, para os tratamentos: G2 + 4%EA + 1%CL; G2 + 6%EA + 1%CL; G2 + 6%EA + 1%CL + BQ foi de, respectivamente: 21,7; 12,0, e $4,5 \text{ mg kg}^{-1}$ de substrato. Esses valores correspondem a reduções percentuais, no G1 sem tratamento, respectivamente de: 87%; 93% e 97 %.

As concentrações de Zn nos efluentes, nos tratamentos G2 + 6%EA + 1%CL e G2 + 6%EA + 1%CL + BQ, estiveram em todos os volumes coletados com valores inferiores ao limite máximo permitido de 5 mg L^{-1} (**Figura 20**). Dessa forma, demonstrando, claramente, que esses dois tratamentos foram eficientes para inertizar o Zn.

A concentração de Zn nos efluentes do G2 sem tratamento variou de 500 mg L^{-1} no primeiro volume (V01) a 162 mg L^{-1} no último (V59). A concentração em V01 foi cem vezes mais concentrada que o máximo permitido (ABNT, 2004). Nos tratamentos G2 + 4%EA + 1%CL; G2 + 6%EA + 1%CL, e G2 + 6%EA + 1%CL + BQ as variações entre (V01) e (V59) foram, respectivamente: $15,8 \text{ mg L}^{-1}$ a $9,0 \text{ mg L}^{-1}$; $4,4 \text{ mg L}^{-1}$ a $0,0 \text{ mg L}^{-1}$; $3,5 \text{ mg L}^{-1}$ a $0,0 \text{ mg L}^{-1}$. O tratamento G2+4%EA+1% CL reduziu a concentração de Zn do G2 de 97% no (V01) e de 94% no (V59). Para os tratamentos G2 + 6%EA + 1%CL e G2 + 6%EA + 1%CL + BQ, essa redução foi elevada atingindo cerca de 99 % para o (V01) e 100% para (V59).

A remoção de Zn (mg Zn kg^{-1} substrato) após chuva acumulada de 500 mm durante 6 dias consecutivos, para G2 com e sem tratamentos é apresentada na **Figura 21**.

Podemos verificar que para o G2 sem tratamento a quantidade de Zn removida foi de 830 mg kg^{-1} de substrato, correspondendo a cerca de 64,5%. Contudo, para os tratamentos: G2 + 6%EA + 1%CL e G2 + 6%EA + 1%CL + BQ foi de, respectivamente: 2,1 e $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ de substrato. Esses valores correspondem a reduções percentuais, no G2 sem tratamento de quase de 100%. Nestes dois tratamentos, a partir do (V07), praticamente, não houve mais remoção de Zn. Da mesma forma como discutido, anteriormente, os tratamentos foram mais efetivos neste grupo de setores. Essa maior efetividade dos tratamentos deve-se, provavelmente, ao menor poder tampão desse grupo de setores.

Os resultados obtidos para o G3 para Zn apresentaram a mesma tendência observada para o Mn (**Figura 16**). O G3 é constituído da mistura, em partes iguais, dos setores H1+H2+H3+H4+C5, que são os setores que apresentam os maiores valores de pH (>6,0) e as menores concentrações de Zn no solubilizado, concordando com Chlopecka & Adriano

(1996) que observaram que a elevação do pH do solo reduziu a concentração do metal em forma disponível mediante a precipitação desse com o íon carbonato.

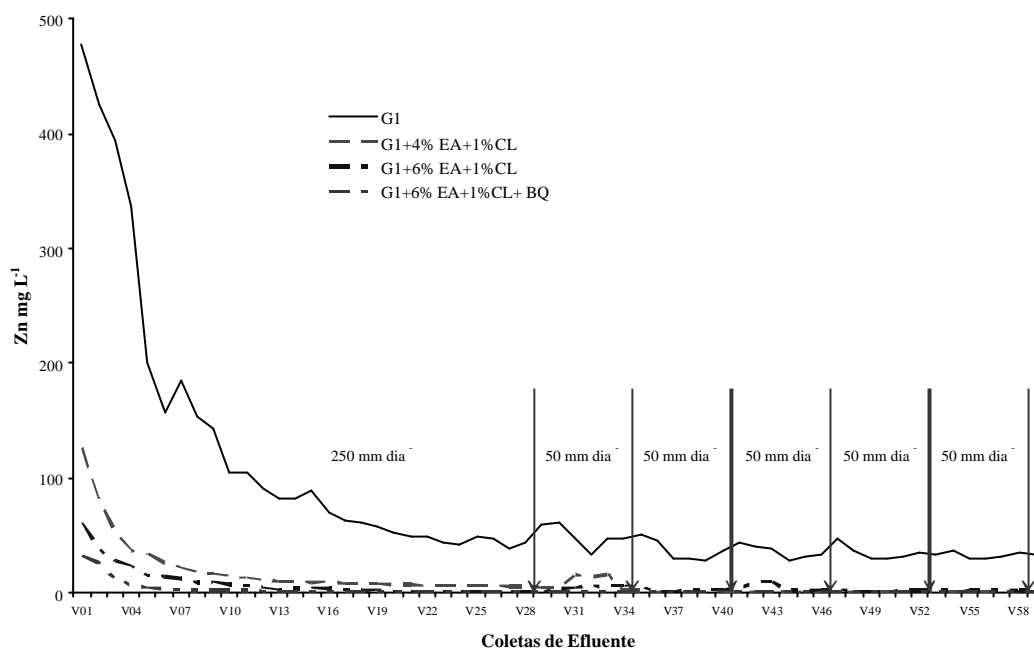


Figura 18. Concentração de Zn nos volumes coletados dos efluentes do G1 com e sem tratamentos

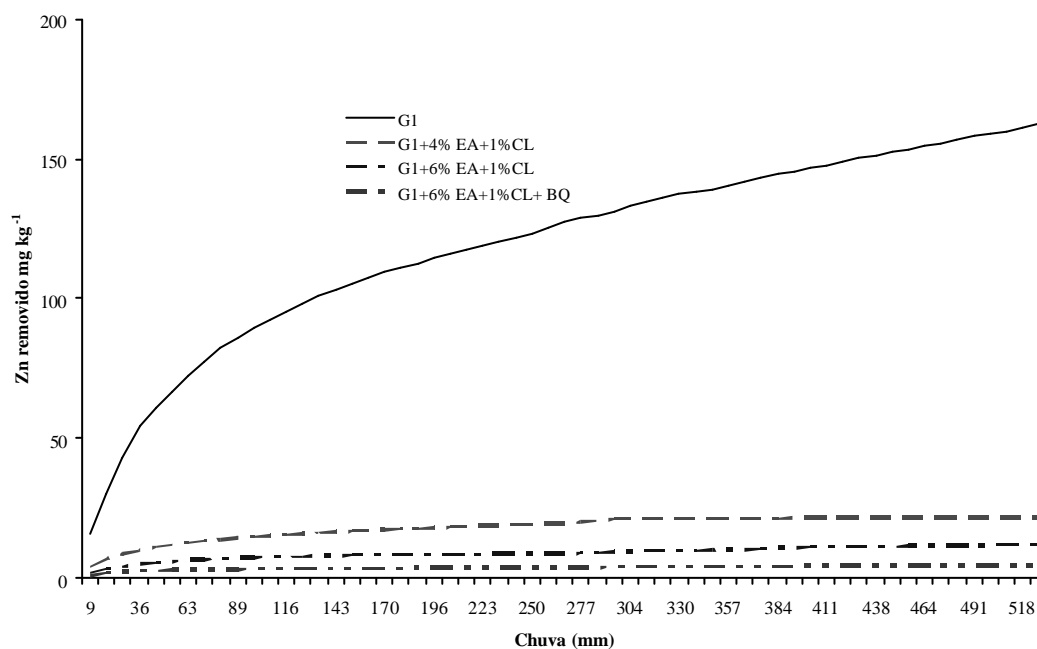


Figura 19. Remoção de Zn do G1, com e sem tratamentos, em função da quantidade de chuva.

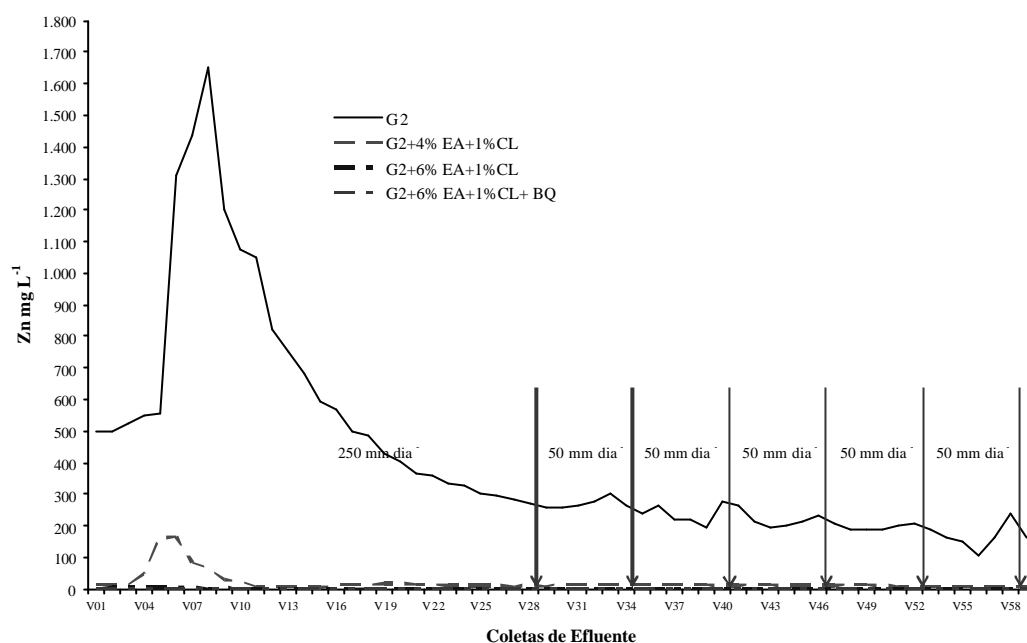


Figura 20. Concentração de Zn nos volumes coletados dos efluentes do G2 com e sem tratamentos.

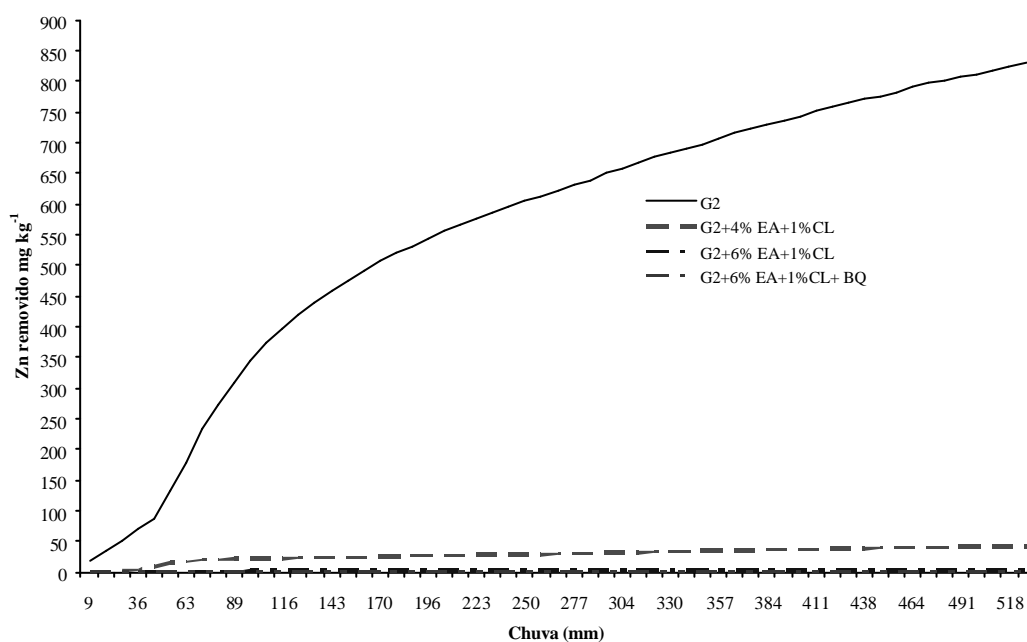


Figura 21. Remoção de Zn do G2, com e sem tratamentos, em função da quantidade de chuva.

Os ensaios de solubilização mostram que, mesmo sem tratamento, este grupo de setor apresenta concentrações no solubilizado de Zn próximas ao valor máximo permitido de 5 mg L^{-1} , isto é, uma média de três repetições de $5,47 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabela 4). Ainda que a granulometria usada, de 4,5 mm, pode ter levado a maior concentração de Zn no solubilizado.

Para os três tratamentos G3 + 4%EA + 1%CL, G3 + 6%EA + 1%CL, e G3 + 6%EA + 1%CL + BQ todos os volumes coletados apresentaram concentrações de Zn inferiores ao

limite máximo permitido. Esses valores estiveram muito próximos a zero (Figura 22). O G3 sem tratamento, só apresentou valores superiores ao máximo permitido de Zn até (V06).

A remoção de Zn (mg kg^{-1} de substrato), após uma chuva acumulada de 500 mm durante 6 dias consecutivos, para G3 com e sem tratamentos é apresentada na **Figura 23**. Observa-se que para o G3 sem tratamento a quantidade de Zn removida foi de apenas $6,0 \text{ mg kg}^{-1}$ de substrato, correspondendo a cerca de 1% do total. Para os tratamentos: G3 + 4%EA + 1%CL; G3 + 6%EA + 1%CL, e G3 + 6%EA + 1%CL + BQ, praticamente, não houve remoção de Zn, pelo poder adsorvente dos resíduos utilizados e devido ao fato do substrato G3 ser menos crítico em termos de contaminação em relação aos demais.

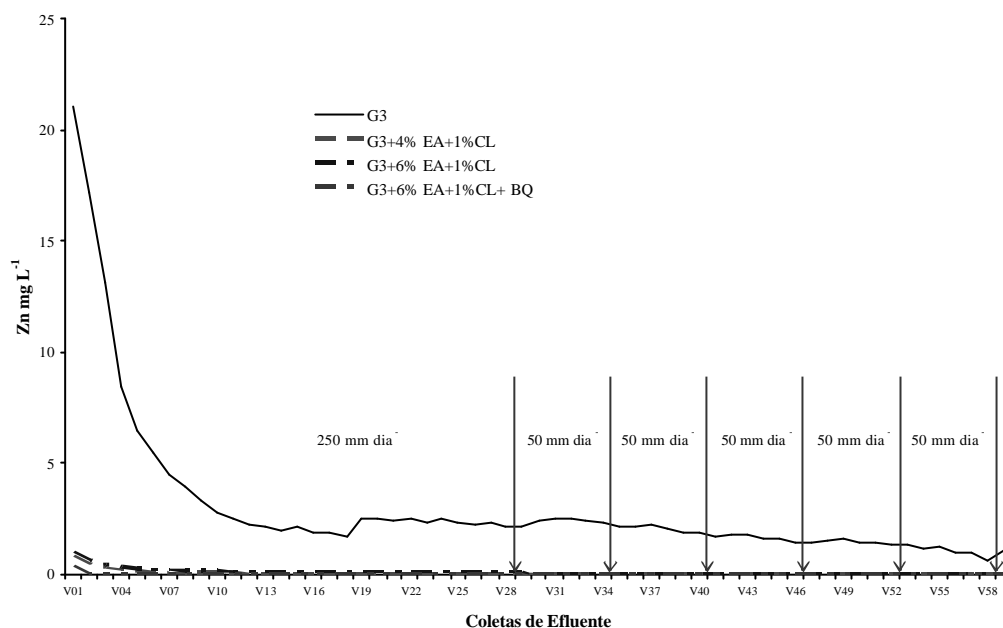


Figura 22. Concentração de Zn nos volumes coletados dos efluentes do G3 com e sem tratamentos.

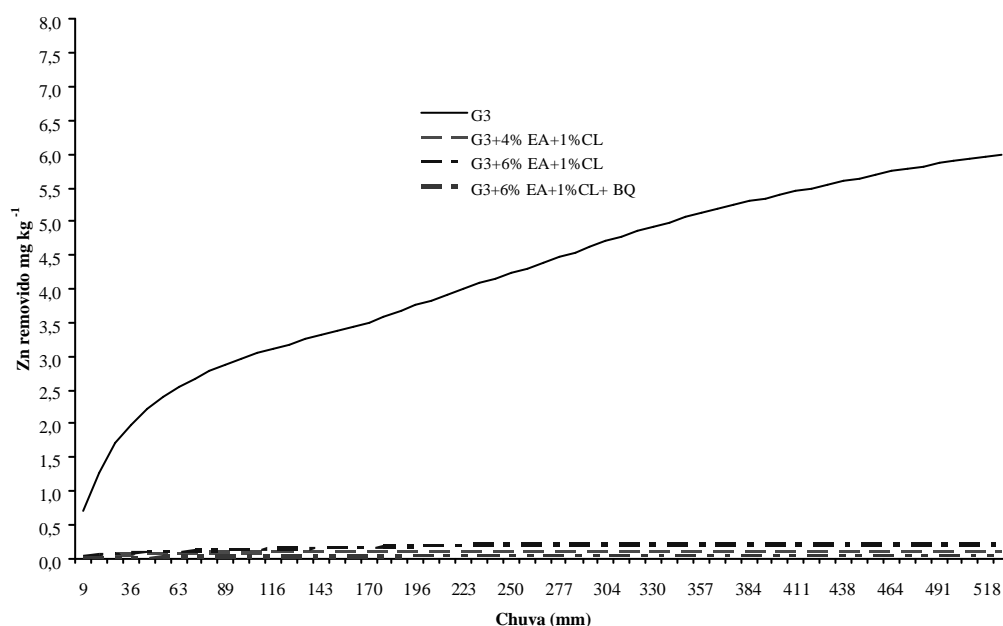


Figura 23. Remoção de Zn do G3, com e sem tratamentos, em função da quantidade de chuva.

3.4 CONCLUSÕES

- No fracionamento químico de Mn e Zn aos 120 dias de incubação, maiores percentuais dos elementos passaram de uma fração mais solúvel F1, para uma fração mais estável F4, nos substratos G1 e G2.
- O tratamento 6% Escória de Aciaria + 1% Carepa de Laminação + Barreiras Químicas, foi o mais eficiente na redução da solubilidade de Mn e Zn em todos os substratos estudados.
- O tratamento 6% Escória de Aciaria + 1% Carepa de Laminação + Barreiras Químicas, foi mais eficiente em relação aos demais tratamentos, mesmo em condições críticas de precipitação pluviométrica.

4 CAPÍTULO II

CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS E TEORES DE METAIS PESADOS EM ESPÉCIES ARBÓREAS APÓS REVEGETAÇÃO DE SOLO CONTAMINADO NA ILHA DA MADEIRA, ITAGUAÍ - RJ

RESUMO

O objetivo do estudo foi avaliar o potencial fitoestabilizador de espécies arbóreas desenvolvidas em área contaminada localizada na Ilha da Madeira (Itaguaí, RJ), onde foi disposto aterro contaminado com metais pesados, oriundo da retirada de substrato da margem da Baía de Sepetiba para a obra de ampliação do Porto de Itaguaí - RJ, nas proximidades do pátio de disposição de um resíduo perigoso (Classe I), produzido pela Cia. Mercantil e Industrial Ingá (indústria produtora do metal primário Zn a partir do minério de calamina). Esta área foi revegetada no ano de 1999, com as seguintes espécies arbóreas: Angico Branco (*Anadenanthera colubrina*), Angico Vermelho (*Anadenanthera macrocarpa*), Córdia - Africana (*Cordia africana Lam.*), Paineira Rosa (*Chorisia speciosa*), Leucena (*Leucaena leucocephala*), Maricá (*Mimosa bimucronata*), Eritrina (*Erytrina speciosa*), Sabiá (*Mimosa caesalpineafolia*) e Acácia (*Acácia angustíssima*). Foi realizado levantamento das espécies vegetais que melhor se desenvolveram nesse substrato, por meio de diagnóstico visual, onde foram avaliadas quantidades de exemplares de cada espécie e desenvolvimento das plantas. Das nove espécies presentes na área, foram selecionadas: Córdia - Africana (*Cordia africana*), Sabiá (*Mimosa caesalpineafolia*), Acácia (*Acácia angustíssima*) e Angico Branco (*Anadenanthera colubrina*), para avaliação da presença de metais pesados nas raízes, caules, cascas e folhas e desenvolvimento morfológico referente à profundidade do sistema radicular, diâmetro a altura do peito (DAP), altura de planta e diâmetro de copa. As espécies Córdia - Africana e Acácia foram as que apresentaram maior potencial para serem utilizadas em estratégias de fitoestabilização de metais pesados. Até o momento não foi encontrada na literatura nenhuma referência a estudos avaliando o potencial da espécie Córdia - Africana em estratégias de fitorremediação.

Palavras chave: Resíduo industrial Fitoestabilização. Árvores.

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the phytostabilization potential of tree species grown in a contaminated area located in Ilha da Madeira (Itaguaí municipality, Rio de Janeiro State), set as a landfill and contaminated with heavy metals from the removal of sediments from the shore of the Sepetiba Bay, during the expansion of Itaguaí Port. The contamination originated from hazardous waste disposal (Class I), produced by Cia Mercantil e Industrial Ingá (production of primary zinc metal from ore calamine). This area was revegetated in 1999, with the following tree species: *Anadenanthera colubrina*, *Anadenanthera macrocarpa*, *Cordia africana* Lam, *Chorisia speciosa*, *Leucaena leucocephala*, *Mimosa bimucronata*, *Erythrina speciosa*, *Mimosa caesalpineafolia*, and *Acacia angustissima*. A survey of the plant species that best developed in the substrate was made, and there were measured quantities of plants of each species and growth development. Of the nine species in the area, there were selected: *Cordia africana* Lam, *Mimosa caesalpineafolia*, *Acacia angustissima*, and *Anadenanthera colubrina*, to evaluate the presence of heavy metals in roots, stems, bark, and leaves; and the morphological development based on the depth of the root system, diameter at half height, plant height, and canopy diameter. The *Cordia africana* Lam and *Acacia angustissima* species were those that had greatest potential to be used in strategies for phytostabilization of heavy metals. So far it was not found in the literature references to studies assessing the potential of the species *Cordia africana* Lam in phytoremediation strategies.

Keywords : Industrial waste. Phytostabilization. Trees.

4.1 INTRODUÇÃO

Como conseqüência do desenvolvimento tecnológico e relevante crescimento demográfico, intensificaram-se nas últimas décadas as atividades industriais e agrícolas, bem como o extrativismo mineral e a urbanização, os quais causaram considerável aumento dos níveis de contaminantes no ambiente, especialmente no solo (Accioly, & Siqueira, 2000).

De acordo com a necessidade de resultados na área de remediação de solos e dos elevados custos da implantação de projetos referentes a obras de engenharia e contenção química, a utilização da fitorremediação vem ganhando destaque, pois além de apresentar resultados promissores, a técnica apresenta menor custo de implantação e manutenção.

A fitorremediação é uma técnica baseada em plantas vivas capazes de remover, conter ou tornar inofensivos os contaminantes do solo, água e atmosfera. Atualmente, grande parte de pesquisas na área se concentra na determinação de espécies capazes de serem utilizadas em regiões de clima tropical, visto que a maioria dos dados disponíveis é relativa a espécies de clima temperado, inviabilizando muitas vezes, sua utilização em países como o Brasil. Segundo Soares et al. (2002) são escassos os resultados para espécies tropicais, e sem estas informações, torna-se difícil a seleção dos ecótipos visando a revegetação de áreas contaminadas por metais pesados.

Entre as estratégias de fitorremediação, a fitoestabilização consiste no uso de plantas com o propósito de estabilizar os poluentes no solo, prevenindo perdas por erosão ou lixiviação (Pilon-Smits, 2005). O uso de plantas de porte arbóreo e arbustivo é bem menos comum e traz a necessidade de maiores estudos. Apesar disto, vem sendo gradativamente ampliado, pois se integra a várias práticas de recuperação ambiental (Andrade, 2005).

A estabilidade genética da tolerância é questionável, pois esta pode ser induzida ou perdida pelas plantas (Kopponen et al., 2001). Desta forma, estudar espécies que já tenham apresentado desenvolvimento satisfatório em condições características de cada região funciona como um acelerador nos resultados de pesquisas, visto que a etapa de avaliação de adaptabilidade já foi ultrapassada.

O objetivo deste capítulo foi realizar a avaliação do potencial das árvores *Cordia* – Africana, *Sabiá*, *Acácia* e *Angico Branco* na fitoestabilização de metais pesados presentes em um substrato contaminado com metais pesados na Ilha da Madeira – RJ.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área de Estudo

A área onde foi realizado o estudo (**Figura 24**) é de aproximadamente 8 ha (oito hectares) e está localizada no município de Itaguaí - RJ (22°47' de latitude sul e 43°40' de longitude oeste), próxima a Baía de Sepetiba. De acordo com sua proximidade ao Porto de Itaguaí, serviu como suporte à deposição de substratos, classificados posteriormente a sua deposição como Classe II A (Não perigoso, não inerte), retirados no processo de dragagem da Baía de Sepetiba para aprofundamento do calado do Porto. A deposição ocorreu de forma heterogênea, apresentando o aterro profundidades diferentes, podendo atingir até 1 m.

A contaminação do substrato removido do fundo da Baía por metais pesados se deveu principalmente a presença de pilhas de resíduos Classe I depositados inadequadamente às margens da Baía de Sepetiba, após a falência da Cia Ingá. De acordo com a ocorrência de precipitação e ventos, grande parte do material constituinte das pilhas foi carregada para dentro da Baía.

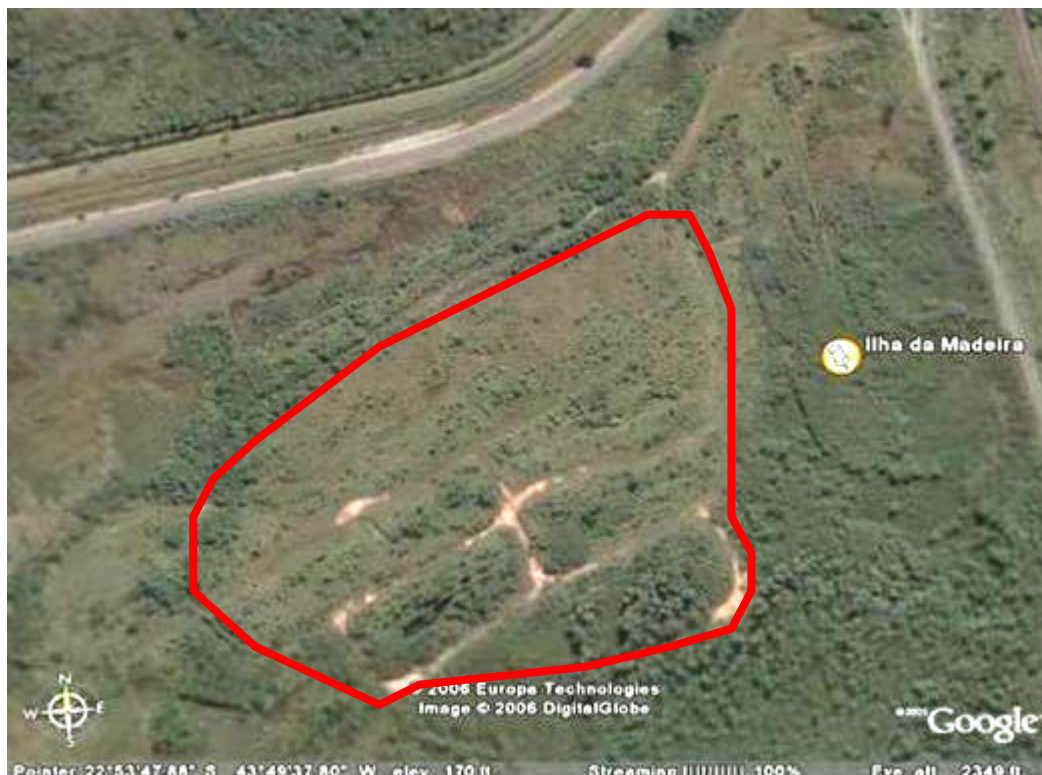


Figura 24. Deposição de um aterro contaminado com metais pesados, oriundo de substrato do fundo da Baía de Sepetiba localizada na Ilha da Madeira (Itaguaí - RJ), onde estão presentes as espécies arbóreas estudadas neste trabalho.

4.2.2 Avaliação de Potenciais Espécies Arbóreas a Serem Utilizadas em Estratégias de Fitorremediação

Do inventário de espécies existentes na área, foram selecionadas por meio de uma avaliação do número de exemplares e altura de planta: Córdia - Africana (*Cordia africana Lam*), Sabiá (*Mimosa caesalpineafolia*), Acácia (*Acácia angustissima*) e Angico Branco (*Anadenanthera colubrina*). Foram determinados, aleatoriamente, quatro exemplares de cada

espécie arbórea para a realização de análises laboratoriais. De cada exemplar, foram coletados dados referentes à profundidade das raízes, DAP (diâmetro a altura do peito), diâmetro de copa e altura das plantas, além de amostras de raiz, caule, casca e folha para análise da concentração de metais pesados.

4.2.3 Georreferenciamento das Espécies Arbóreas

As coordenadas geográficas de cada exemplar arbóreo estão na **Tabela 15**.

Tabela 15. Coordenadas geográficas dos exemplares de cada espécie arbórea na área onde foi disposto um substrato contaminado com metais pesados, oriundo de sedimentos do fundo da Baía de Sepetiba, na Ilha da Madeira (Itaguaí, RJ).

Base: 22° 53' 40.8'' S – 43° 49' 32.2'' W			
Córdia - Africana 1: 22° 53' 44.4'' S 43° 49' 31.6'' W	Sabiá 1: 22° 53' 45.0'' S 43° 49' 32.0'' W	Acácia 1: 22° 53' 42.5'' S 43° 49' 34.1'' W	Angico Branco 1: 22° 53' 48.3'' S 43° 49' 31.7'' W
Córdia - Africana 2: 22° 53' 45.1'' S 43° 49' 32.0'' W	Sabiá 2: 22° 53' 44.4'' S 43° 49' 32.4'' W	Acácia 2: 22° 53' 43.2'' S 43° 49' 36.6'' W	Angico Branco 2: 22° 53' 48.6'' S 43° 49' 34.6'' W
Córdia - Africana 3: 22° 53' 45.7'' S 43° 49' 33.1'' W	Sabiá 3: 22° 53' 44.8'' S 43° 49' 32.9'' W	Acácia 3: 22° 53' 45.7'' S 43° 49' 41.2'' W	Angico Branco 3: 22° 53' 49.1'' S 43° 49' 37.4'' W
Córdia - Africana 4: 22° 53' 43.4'' S 43° 49' 33.3'' W	Sabiá 4: 22° 53' 45.0'' S 43° 49' 36.8'' W	Acácia 4: 22° 53' 51.5'' S 43° 49' 42.9'' W	Angico Branco 4: 22° 53' 51.6'' S 43° 49' 37.5'' W

Córdia - Africana – *Cordia africana*; Sabiá – *Mimosa caesalpinifolia*; Acácia – *Acacia angustissima*; Angico Branco – *Anadenanthera colubrina*.

4.2.4 Coleta e Preparo do Substrato Contaminado

Amostras de substrato na projeção da copa de cada exemplar arbóreo foram coletadas com o auxílio de um trado nas profundidades de: 0-10, 10-30 e 30-50 cm.

Parte do substrato foi seco ao ar, destorroado, triturado em almofariz de ágata e peneirado, utilizando uma peneira de malha de nylon, com abertura de 210 µm para a realização da digestão nitro-perclórica 2:1, segundo Scott (1978). O material obtido na digestão foi analisado em espectrofotometria de absorção atômica. Foram utilizados neste trabalho valores orientadores adotados pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB (2005), porém, a referente companhia não adota valores orientadores para Mn, assim, seus limites foram adotados segundo Kabata-Pendias & Pendias (1984), presentes na faixa (1500-3000 mg kg⁻¹ de Mn).

Outra parte do solo coletado, foi passada em peneira de 2 mm de malha de nylon para determinação de pH em água (1:2,5), análise química para fins de fertilidade, análise granulométrica segundo metodologia descrita no Manual de Métodos de Análise de Solo EMBRAPA (1997) e fracionamento químico, utilizando o método realizado no trabalho de Behling (2005) que consiste em extrações simples, utilizando-se as seguintes soluções extratoras: água (Miller, et al., 1986), cloreto de magnésio (Harrison et al., 1981), DTPA (Lindsay & Norvell, 1978) e ácido acético (Ure et al., 1993).

Com os teores de Zn, Cd, Pb e Mn obtidos nas extrações simples, foram estimadas através das diferenças nas quantidades extraíveis, frações químicas, que consistiram de:

- F_1 = Extraído com água \Rightarrow Fração solúvel em água.
- F_2 = Extraído com $MgCl_2$ - Extraído com água \Rightarrow Fração trocável, que compreende os metais ligados eletrostaticamente às partículas do solo.
- F_3 = Extraído com DTPA - Extraído com $MgCl_2$ \Rightarrow Fração predominantemente associada a óxidos de Fe e Mn mais cristalinos e a compostos orgânicos mais estáveis através da formação de complexos de esfera interna.
- F_4 = Extraído com ácido acético - Extraído com $MgCl_2$ \Rightarrow Fração associada predominantemente a carbonatos e a óxidos de Mn amorfos pela formação de complexos de transição.
- F_5 = Total - ? ($F_1+F_2+F_3+F_4$) \Rightarrow Fração associada a compostos de alto grau de cristalinidade (fração residual).

4.2.5 Coleta e Análise de Raízes

Para a coleta de raízes foram abertas trincheiras de 1m x 1m x 1m, distantes aproximadamente 30 cm do tronco (caule) de cada árvore (**Figura 25**). Após a abertura procedeu-se um nivelamento das paredes do perfil com auxílio de pá reta, de forma a deixá-las lisas e verticais.



Figura 25. Vista da trincheira aberta para a coleta de raízes de uma das espécies arbóreas estudadas na Ilha da Madeira.

Na parede da trincheira voltada ao sistema radicular foi realizada a escarificação do substrato com uma faca pedológica para separar as raízes e facilitar sua coleta. As raízes foram coletadas nas profundidades de 0-10; 10-30 e 30-50 cm, representando a profundidade até onde foi observado o desenvolvimento do sistema radicular. Nas profundidades de 0-10 cm, região onde foram encontrados maiores volumes de raízes secundárias, as raízes foram separadas em finas e grossas, para melhor entendimento no comportamento da absorção de metais pelas plantas. Foram consideradas raízes finas aquelas com diâmetro até 0,5cm e raízes grossas, acima de 0,5 cm.

As raízes foram lavadas em água corrente e colocadas em solução de $CaCl_2$ por 10 min., visando retirar os metais adsorvidos às paredes radiculares. Posteriormente, estas raízes foram lavadas com água deionizada, secas em estufa com circulação forçada de ar à 65°C, moídas e acondicionadas em sacos de papel. O material foi posteriormente digerido por mistura nitro-perclórica 6:1, segundo Tedesco et al. (1995).

4.2.6 Coleta e Análises da Parte Aérea

De cada exemplar a ser estudado foram coletadas amostras da parte aérea (folha, caule e casca) com o auxílio de um facão. O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos, devidamente identificados, e levados ao laboratório, onde seguiram as análises.

Em laboratório, as amostras de folha, caule e casca, foram lavadas em água deionizada, secas em estufa com circulação de ar forçada à 65°C, moídas e acondicionadas em sacos de papel. Essas amostras foram digeridas em mistura nitro-perclórica 6:1, segundo Tedesco et al. (1995), e posteriormente, analisados os teores de metais pesados por espectrofotometria de absorção atômica.

4.2.7 Análises Estatísticas

As análises estatísticas foram realizadas por meio da comparação de médias por erro padrão.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 pH do Substrato nos Pontos de Coleta

De acordo com os valores de pH sob cada exemplar arbóreo (**Tabela 16**), foi possível observar o caráter alcalino dos substratos. Esta característica, possivelmente, está relacionada à origem marinha do material, visto que durante sua coleta foi observada a presença de fragmentos de conchas.

De acordo com Agourakis et al., (2006), o pH neutro e ligeiramente alcalino favorece a precipitação e adsorção de metal no solo, pois o mesmo está sujeito à precipitação com formação de ligações de difícil solubilização como hidróxidos, carbonatos e fosfatos, diminuindo sua disponibilidade para as plantas e lixiviação para as águas subterrâneas.

Tabela 16. Valores de pH em diferentes profundidades e espécies arbóreas (cm).

Espécies	0-10	10-30	30-50
Córdia - Africana	7,7±0,0	7,8±0,1	7,0±0,3
Sabiá	7,5±0,0	7,8±0,1	7,9±0,0
Acácia	7,6±0,0	7,8±0,1	7,7±0,0
Angico Branco	7,5±0,0	7,6±0,2	7,4±0,1

Valores referentes à média e desvio padrão de quatro repetições de cada espécie.

4.3.2 Análise Química e Granulometria do Substrato

A **Tabela 17** apresenta os teores de nutrientes, pH e concentração de Na no substrato à 20 cm de profundidade. Foram observadas elevadas concentrações de nutrientes, (principalmente Ca e Mg), e pH próximo à neutralidade.

Tabela 17. Análise química do substrato na Ilha da Madeira, coletado a 20 cm de profundidade.

Espécies	pH	Na	Ca	Mg	K	H+Al	Al
	1:2,5	cmol _c / dm ³					
Córdia - Africana	7,7±0,2	0,62±0,2	8,42±1,2	2,02±0,4	0,52±0,0	0,00±0,0	0
Sabiá	7,9±0,2	0,90±0,3	7,70±0,6	3,07±0,6	0,44±0,1	0,05±0,1	0
Acácia	7,9±0,1	0,68±0,4	9,90±2,8	3,02±0,4	0,46±0,2	0,15±0,1	0
Angico Branco	7,6±0,3	0,29±0,1	6,67±0,9	1,67±0,4	0,27±0,0	0,22±0,2	0

Espécies	S	T	V	C org	P
	cmol _c / dm ³		%	g kg ⁻¹	mg L ⁻¹
Córdia - Africana	11,58±1,6	11,58±1,6	100,0±0,0	1,12±0,2	23,00±5,9
Sabiá	12,14±1,2	12,19±1,3	99,7±0,3	0,92±0,1	18,75±1,3
Acácia	14,03±3,4	14,18±3,4	98,7±0,5	0,83±0,1	17,50±4,8
Angico Branco	8,91±1,3	9,14±1,2	97,2±1,9	0,86±0,2	13,25±2,7

Valores referentes a médias e desvio padrão de quatro repetições de cada espécie.

A presença de Carbono orgânico se deve à vegetação que está recobrindo a área onde foram coletadas as amostras.

Esta área foi revegetada em 1999, e no momento são encontradas plantas herbáceas, arbustos e árvores, que adicionam ao solo material orgânico por meio da queda de folhas, caules, frutos e exudados radiculares.

Segundo metodologia descrita no Manual de Métodos de Análise de Solo da EMBRAPA (1997), os dados obtidos na análise granulométrica determinaram textura média para todos os pontos de coleta, indicando não ter havido efeito deste parâmetro na absorção de metais pelas diferentes espécies arbóreas.

4.3.3 Teores Pseudototais de Metais Pesados nos Substratos

a) Zinco (Zn)

De acordo com a **Figura 26**, maiores concentrações de Zn no substrato foram encontrados sob as plantas de *Córdia - Africana* e *Sabiá*, quando comparadas às demais espécies. As maiores concentrações de Zn foram observadas, em geral, nas profundidades intermediárias entre 10-30 cm. Os teores de Zn estiveram acima dos limites de R.Q (Referência de Qualidade) (60 mg kg^{-1}) segundo CETESB (2005).

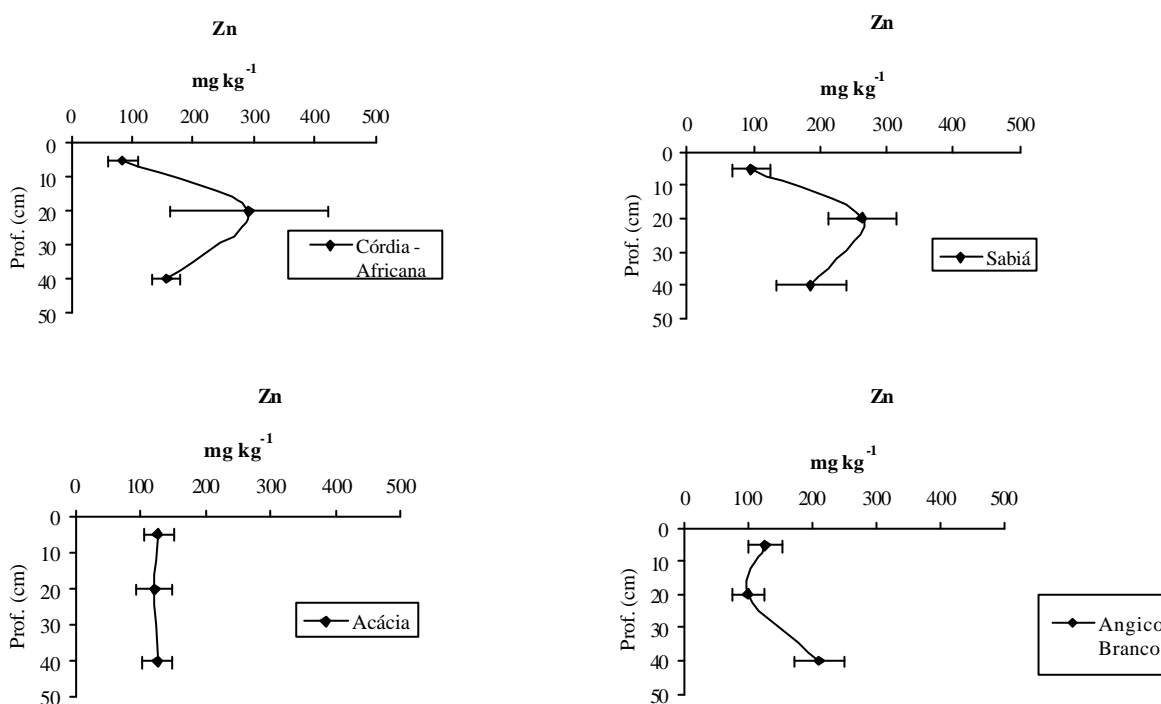


Figura 26. Concentrações de Zn, em diferentes profundidades, no substrato sob quatro espécies arbóreas: *Córdia - Africana* (*Cordia africana*), *Sabiá* (*Mimosa caesalpineafolia*), *Acácia* (*Acácia angustissima*) e *Angico Branco* (*Anadenanthera colubrina*).

b) Manganês (Mn)

As menores concentrações de Mn ocorreram no substrato sob as espécies *Córdia - Africana* e *Acácia* (**Figura 27**). As maiores concentrações desse elemento também foram encontradas, em geral, nas profundidades 10-30 cm. Os substratos sob as demais espécies apresentaram uma distribuição dos teores do metal semelhante ao longo do perfil.

Os níveis de Mn estiveram abaixo da faixa sugerida para esse elemento em solos, segundo Kabata-Pendias & Pendias (1984) ($1500\text{-}3000 \text{ mg kg}^{-1}$), não apresentando, portanto, contaminação.

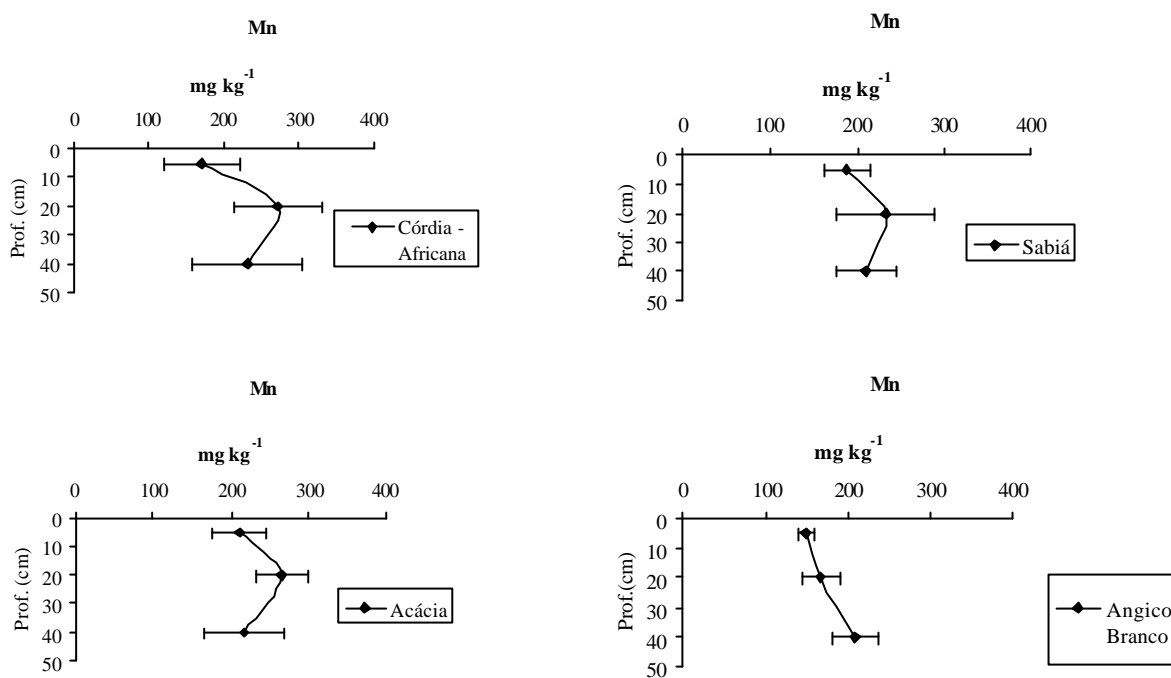


Figura 27. Concentrações de Mn, em diferentes profundidades, no substrato sob quatro espécies arbóreas: Córdia - Africana (*Cordia africana*), Sabiá (*Mimosa caesalpineafolia*), Acácia (*Acácia angusiíssima*) e Angico Branco (*Anadenanthera colubrina*).

c) Cádmio (Cd)

As maiores concentrações de Cd no substrato, foram observadas sob a Córdia – Africana (**Figura 28**). Nos substratos sob as espécies Sabiá, Acácia e Angico Branco, a distribuição do Cd em profundidade foi semelhante e as concentrações se mantiveram mais homogêneas. Os teores de Cd estiveram acima dos limites de R.Q (Referência de Qualidade) ($< 0,5 \text{ mg kg}^{-1}$) segundo CETESB (2005).

d) Chumbo (Pb)

De acordo com a **Figura 29**, foram observadas maiores concentrações de Pb nos substratos sob as espécies Córdia - Africana, Sabiá e Acácia. As maiores doses ocorreram entre as profundidades 10-30 cm, sob as espécies Córdia-Africana e Sabiá, e nas profundidades 0-10, na espécie Acácia. As concentrações de Pb estiveram acima dos limites de R.Q (Referência de Qualidade) (17 mg kg^{-1}) segundo CETESB (2005).

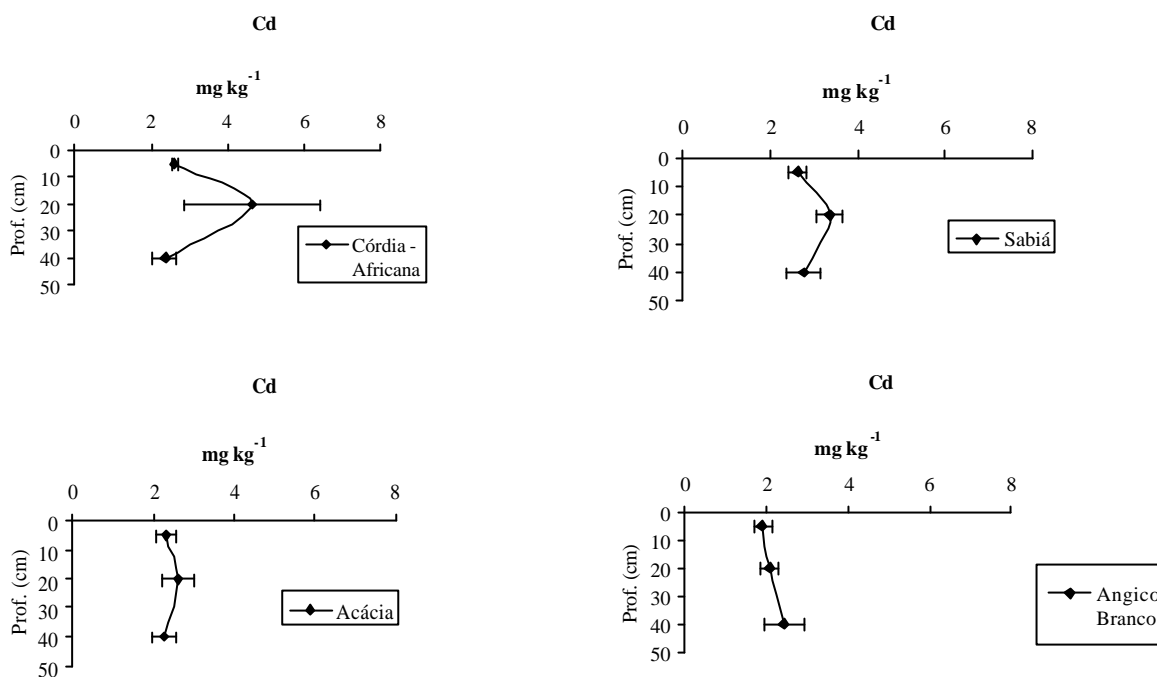


Figura 28. Concentrações de Cd, em diferentes profundidades, no substrato de quatro espécies arbóreas: *Córdia - Africana* (*Cordia africana*), *Sabiá* (*Mimosa caesalpineafolia*), *Acácia* (*Acácia angustíssima*) e *Angico Branco* (*Anadenanthera colubrina*).

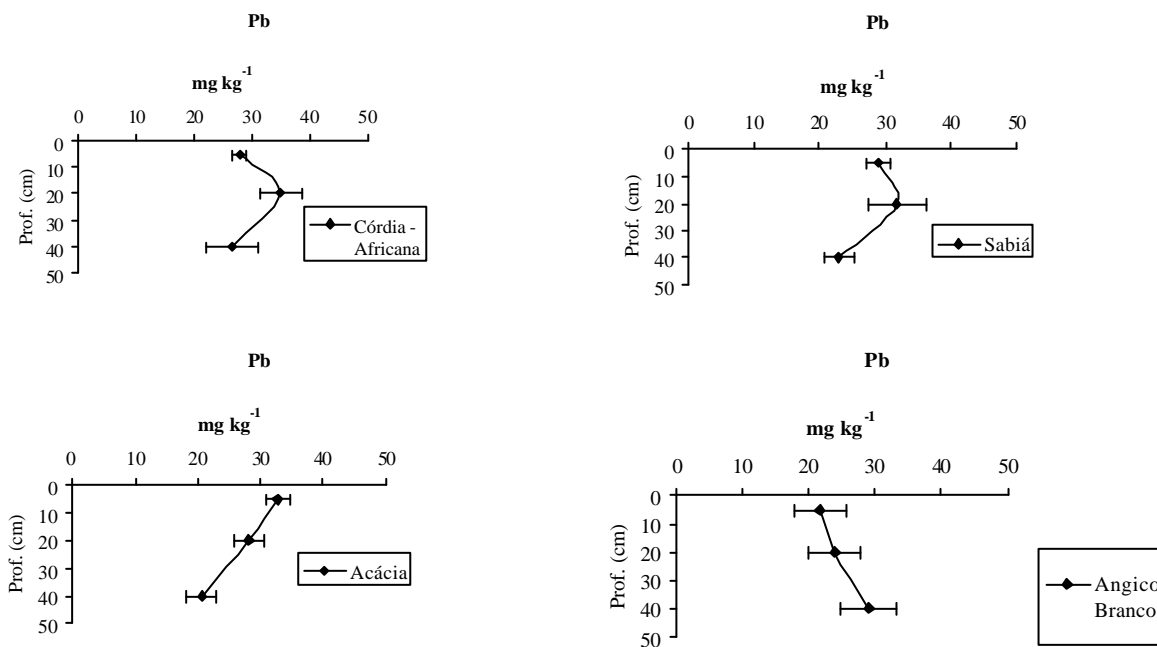


Figura 29. Concentrações de Pb, em diferentes profundidades, no substrato sob quatro espécies arbóreas: *Córdia - Africana* (*Cordia africana*), *Sabiá* (*Mimosa caesalpineafolia*), *Acácia* (*Acácia angustíssima*) e *Angico Branco* (*Anadenanthera colubrina*).

4.3.4 Fracionamento Químico

De acordo com os resultados obtidos na extração (**Figura 30** e **Figura 31**), maiores concentrações dos metais Zn, Mn e Pb, foram encontradas na fração F5, em todas as espécies estudadas. A fração F5 é relativa à fração química mais estável em termos de disponibilidade de metais pesados. As maiores concentrações de Zn, Mn e Pb foram observadas nesta fração, provavelmente, devido ao elevado pH do substrato (**Tabela 16**), que de acordo com Soares (2004) é o parâmetro que mais influencia a partição do metal entre o solo e a solução solo, ou seja, na adsorção e dessorção dos metais.

O mesmo comportamento foi observado para o Cd nas espécies *Córdia - Africana* e *Sabiá*, porém na *Acácia* e no *Angico Branco*, maiores teores foram encontrados na fração F2, assim como Soares (2004), que estudando o fracionamento sequencial de Cd observou que este metal esteve presente em todas as frações, principalmente na trocável (F2). A fração solúvel/trocável, presente na maioria dos procedimentos de extração, é considerada a mais móvel e biodisponível (Sastre et al., 2001).

O Zn e Mn tiveram o mesmo comportamento em relação ao fracionamento químico em todas as espécies arbóreas.

O Pb, também com maiores concentrações no F5, não apresentou relação semelhante ao Zn e Mn entre as diferentes frações químicas. As concentrações do elemento na fração F3 e F4 foram quase nulas no substrato sob as espécies *Córdia - Africana* e *Angico Branco*, assim como na fração F4 no substrato sob a espécie *Sabiá*, confirmando Costa et al. (2007) que também observou que a mobilidade do Pb foi muito baixa nos solos, indicando que este metal pode apresentar menor risco de contaminação do ambiente.

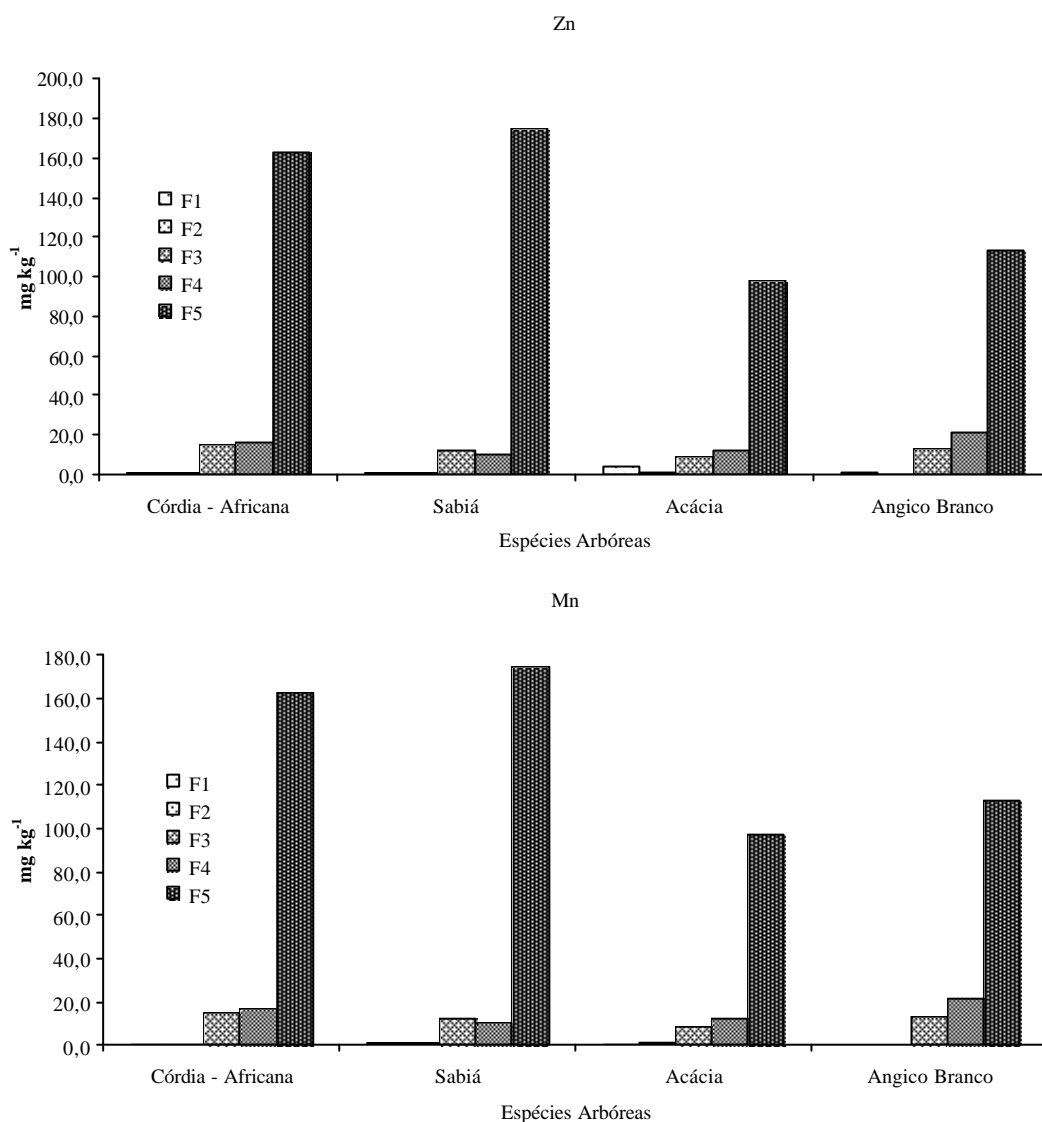


Figura 30. Fracionamento químico dos metais pesados Zn e Mn no solo sob cada espécie arbórea. F1= Fração solúvel em água, F2= Fração trocável, que compreende os metais ligados eletrostaticamente às partículas do solo, F3= Fração predominantemente associada a óxidos de Fe e Mn mais cristalinos e a compostos orgânicos mais estáveis através da formação de complexos de esfera interna, F4= Fração associada predominantemente a carbonatos e a óxidos de Mn amorfos pela formação de complexos de transição e F5= fração residual.

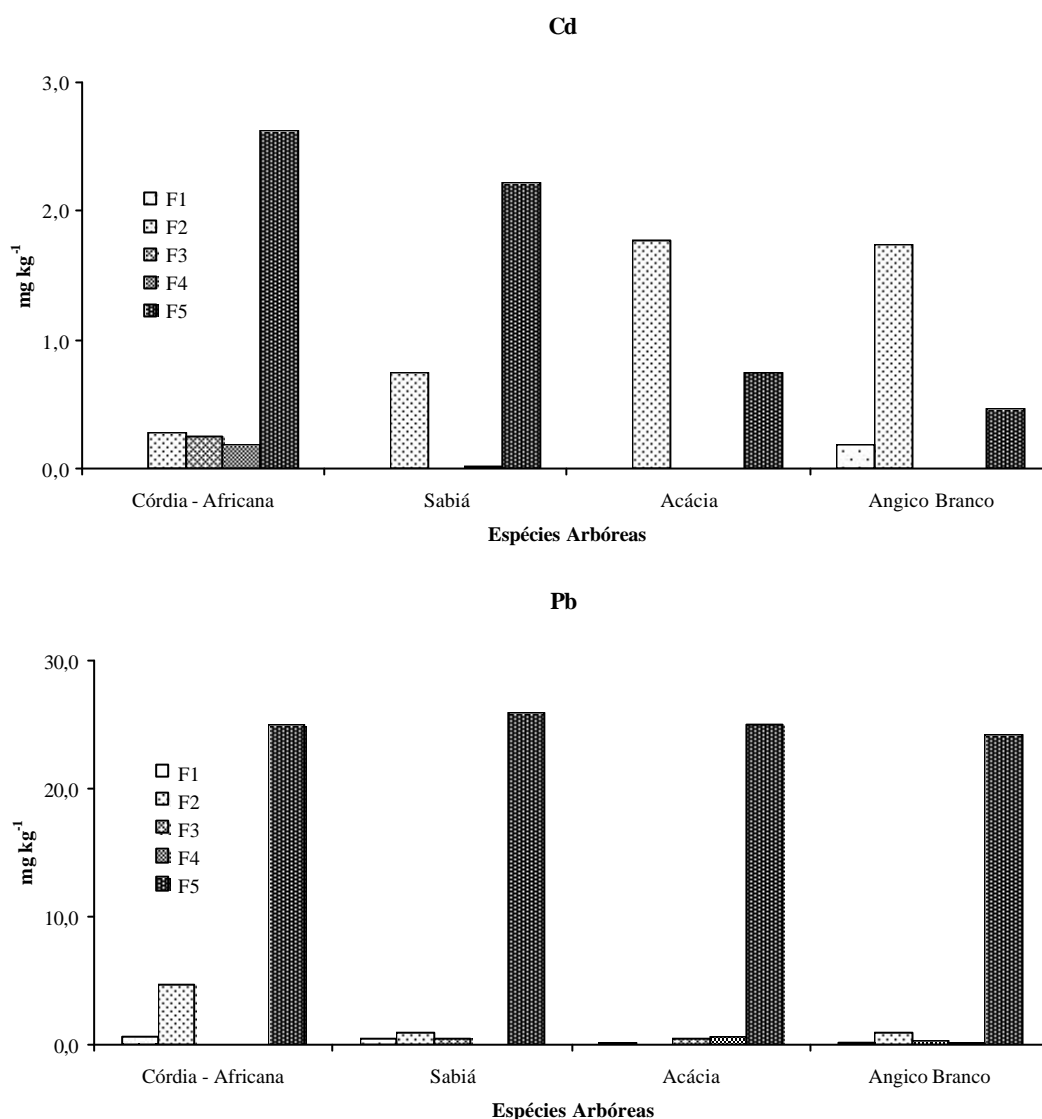


Figura 31. Fracionamento químico dos metais pesados Cd e Pb no solo sob cada espécie arbórea. F1= Fração solúvel em água, F2= Fração trocável, que compreende os metais ligados eletrostaticamente às partículas do solo, F3= Fração predominantemente associada a óxidos de Fe e Mn mais cristalinos e a compostos orgânicos mais estáveis através da formação de complexos de esfera interna, F4= Fração associada predominantemente a carbonatos e a óxidos de Mn amorfos pela formação de complexos de transição e F5= fração residual.

4.3.5 Características Morfológicas das Árvores

Segundo Magalhães (2008), em estratégias de fitoestabilização buscam-se plantas que consigam estabilizar os metais pesados em suas raízes, caule e ramos, reduzindo sua translocação para folha, parte vegetal com maior risco de retorno ao solo por meio de sua queda. Assim, dentre os parâmetros morfológicos avaliados, a determinação da profundidade do sistema radicular e o desenvolvimento do caule, tornaram-se referência para a seleção das espécies com maior potencial fitoestabilizador.

De acordo com a **Tabela 18**, foram observadas elevadas profundidades do sistema radicular, o que indica uma vantagem na utilização de espécies arbóreas em estratégias de fitoestabilização. Com um sistema radicular mais profundo, as árvores conseguem atuar em

maiores volumes de solo contaminado por metais pesados, facilitando sua absorção pelas plantas, assim como adsorção em suas raízes.

Além da profundidade do sistema radicular, o desenvolvimento do caule, parte vegetal também é importante em estratégias de fitoestabilização, segundo Magalhães (2008), e deve ser considerado.

De acordo com a diferença entre as espécies, não se pode realizar uma comparação entre elas, já que cada uma tem sua taxa de desenvolvimento peculiar, porém pode-se avaliar em qual das espécies os dados de profundidade de raízes e DAP apresentaram maiores valores. Assim, foi observado que nas espécies *Córdia – Africana* e *Acácia*, os dados referentes à profundidade de raízes e DAP foram superiores em relação às demais, indicando que estas apresentam maior potencial para serem utilizadas em estratégias de fitoestabilização.

Tabela 18. Características morfológicas das plantas estudadas

Espécie	DAP*	Altura	Diâmetro de copa	Prof. raízes finas	Prof. raízes grossas
	(cm)	(m)	(m ²)	(cm)	
<i>Córdia - Africana</i>	21,8±0,5	5,1±0,1	9,0±0,0	28±0,1	49±0,1
<i>Sabiá</i>	18,0±0,7	4,1±0,1	6,5±0,5	23±0,2	49±0,0
<i>Acácia</i>	21,5±1,3	4,9±0,1	5,8±0,3	26±0,1	50±0,1
<i>Angico Branco</i>	17,0±0,7	4,6±0,1	8,5±0,3	25±0,0	49±0,1

*DAP: Diâmetro a altura do peito

Valores referentes a médias e desvio padrão de quatro repetições de cada espécie

4.3.6 Teores de Metais Pesados nas Diferentes Partes de Plantas

De acordo com Ross (1994), os teores referentes à concentração normal e nível crítico de metais pesados em plantas (mg kg⁻¹) estão apresentados na **Tabela 19**.

Tabela 19. Concentração normal e nível crítico de metais pesados em plantas (mg kg⁻¹).

Elemento	Concentração normal	Nível Crítico de Toxidez
Cd	0,2-0,8	5-30
Mn	15-1000	300-500
Pb	0,1-10	30-300
Zn	8-400	100-400

Fonte: Ross (1994)

a) *Córdia – Africana*

De acordo com Ross (1994), as concentrações de Zn, Pb e Mn estão abaixo dos limites de concentração normal em plantas (**Tabela 20**). Entretanto, concentrações de Cd estão acima dos limites normais, não atingindo, no entanto, os níveis críticos de toxidez. O Cd é um metal pesado que mesmo sob baixas concentrações é considerado tóxico (Guimarães et al., 2008).

Comparando as raízes finas e grossas, maiores teores de todos os metais foram encontrados nas raízes finas, consideradas como mais eficientes em relação à absorção.

Na espécie *Córdia - Africana*, maiores concentrações de Zn e Cd foram encontradas nas folhas, semelhante ao observado por Soares et al. (2001) que estudando 20 espécies arbóreas concluiu que as plantas que cresceram em solo contaminado apresentaram teores foliares elevados, onde as concentrações foram, em muitos casos, superiores aos níveis críticos de toxicidade.

As maiores concentrações de Mn e Pb foram encontradas no sistema radicular, concordando com Lepp & Lardley (1978), que afirmam que a concentração de Pb na parte aérea é menor que a encontrada nas raízes, porém esta translocação não é inexistente.

b) Sabiá

De acordo com a **Tabela 21**, assim como observado na espécie *Córdia - Africana* (**Tabela 20**), nas raízes finas foram encontrados maiores teores de Zn, Cd, Pb e Mn.

Nesta espécie, maiores teores de Zn e Pb foram encontrados nas folhas, e no sistema radicular foram encontrados maiores teores de Mn e Cd.

c) Acácia

Na **Tabela 22**, estão apresentados os dados da espécie arbórea *Acácia*. Nesta espécie os teores de Zn, Cd, Pb e Mn foram inferiores aos níveis críticos destes metais em plantas (Ross, 1994).

Diferentemente ao observado nas espécies *Córdia - Africana* e *Sabiá*, as concentrações de Cd nas raízes finas foi muito próxima a encontrada nas raízes grossas (2,35 mg kg⁻¹ raiz fina e 2,15 mg kg⁻¹ raiz grossa), e as concentrações de Pb, foram superiores nas raízes grossas (0,13 mg kg⁻¹ raiz fina) e (1,50 mg kg⁻¹ raiz grossa).

Maiores teores de Zn e Mn foram encontrados nas folhas da *Acácia*, e de Cd e Pb, encontrados nas raízes, reduzindo possíveis problemas da ciclagem destes elementos. Maiores teores de Cd e Pb nas raízes indicam maior estabilidade dos elementos em órgãos com menor chance de retorno ao solo, além de reduzir o comprometimento do desenvolvimento das plantas.

d) Angico Branco


Os teores de metais em diferentes partes vegetais da espécie *Angico Branco* são mostrados na **Tabela 23**.

Os teores de metais nas raízes finas só foram superiores aos teores presentes nas raízes grossas para Zn, Cd e Pb. Já para o Mn, maiores teores foram encontrados nas raízes grossas.

Como observado na **Tabela 23**, na espécie *Angico Branco* os teores de Cd estiveram acima do limite máximo de concentração normal e abaixo dos limites críticos, segundo Ross (1994).


Os maiores teores de Zn, Pb e Mn foram encontrados na parte aérea das plantas, o que para o Pb representa uma variação em relação à normalidade visto que este elemento apresenta baixa mobilidade dentro da planta (Lepp & Lardley, 1978), que afirmam que a concentração de Pb na parte aérea é menor que a encontrada nas raízes.

Tabela 20. Teores de Zn, Mn, Cd e Pb nas diferentes partes da espécie *Cordia* - Africana desenvolvida em substrato contaminado com metais pesados (mg kg^{-1}).

	Partes de plantas	Zn	Mn	Cd	Pb
Folha	48,37±4,80	29,79±3,14	1,40±0,05	0,84±0,25	
Casca	19,01±3,34	15,42±1,27	1,08±0,27	0,50±0,27	
Caule	21,31±2,74	11,17±1,65	1,20±0,19	0,43±0,24	
Raiz fina (0-10 cm de prof.)	13,01±3,84	31,13±5,50	0,49±0,49	1,17±1,17	
Raiz grossa (0-10 cm de prof.)	4,0±1,43	23,74±8,06	0,0±0,0	0,56±0,48	
Raiz (10-30 cm de prof.)	3,16±2,11	38,25±21,4	0,0±0,0	0,42±0,24	
Raiz (30-50 cm de prof.)	12,84±8,58	37,03±22,75	1,20±1,20	1,78±0,65	

Valores referentes a médias e desvio padrão entre as quatro repetições de cada espécie.

Tabela 21. Teores de Zn, Mn, Cd e Pb nas diferentes partes da espécie Sabiá desenvolvida em substrato contaminado com metais pesados (mg kg^{-1})

	Partes de plantas	Zn	Mn	Cd	Pb
Folha	23,26±1,94	26,40±2,86	0,89±0,13	2,59±0,48	
Casca	12,21±1,72	18,08±2,22	0,95±0,20	0,76±0,44	
Caule	8,44±1,39	12,47±2,22	0,70±0,19	0,65±0,26	
Raiz fina (0-10 cm de prof.)	11,23±4,61	35,47±12,05	2,26±0,15	0,46±0,46	
Raiz grossa (0-10 cm de prof.)	4,47±1,23	17,97±4,80	1,91±0,09	0,13±0,13	
Raiz (10-30 cm de prof.)	12,07±7,38	23,96±6,05	3,09±0,067	0,83±0,83	
Raiz (30-50 cm de prof.)	10,43±3,04	35,59±5,84	4,67±1,24	1,54±0,97	


Valores referentes a médias e desvio padrão entre as quatro repetições de cada espécie.

Tabela 22. Teores de Zn, Mn, Cd e Pb nas diferentes partes da espécie Acácia desenvolvida em substrato contaminado com metais pesados (mg kg⁻¹)

Partes de plantas	Zn	Mn	Cd	Pb
Folha	41,07±2,10	44,17±2,49	0,75±0,09	0,20±0,12
Casca	26,97±1,91	11,02±3,68	0,87±0,17	0,12±0,12
Caule	33,85±2,58	6,28±1,68	1,03±0,20	0,90±0,45
Raiz fina (0-10 cm de prof.)	9,08±1,88	16,15±3,62	2,35±0,33	0,13±0,13
Raiz grossa (0-10 cm de prof.)	5,30±0,77	10,31±1,99	2,15±0,14	1,50±0,87
(Raiz10-30 cm de prof.)	6,54±1,80	12,90±4,15	2,42±0,38	0,55±0,55
(Raiz30-50 cm de prof.)	32,04±7,09	18,32±11,16	5,68±1,44	2,58±2,58

Valores referentes a médias e desvio padrão entre as quatro repetições de cada espécie.

Tabela 23. Teores de Zn, Mn, Cd e Pb nas diferentes partes da espécie Angico Branco desenvolvida em substrato contaminado com metais pesados (mg kg^{-1})

	Partes de plantas	Zn	Mn	Cd	Pb
Folha	39,79±2,64	24,06±1,64	0,96±0,12	1,16±0,75	
Casca	40,56±5,17	20,71±5,58	0,97±0,09	1,01±0,23	
Caule	45,49±3,24	12,10±4,16	0,88±0,14	0,52±0,42	
Raiz fina (0-10 cm de prof.)	17,12±4,72	17,49±3,95	1,27±0,81	0,05±0,0	
Raiz grossa (0-10 cm de prof.)	11,29±3,69	18,0±4,07	0,18±0,18	0,01±0,0	
(Raiz 10-30 cm de prof.)	9,18±1,54	13,61±3,95	0,52±0,40	0,02±0,0	
(Raiz 30-50 cm de prof.)	8,67±2,55	13,08±2,55	0,72±0,65	0,01±0,0	

Valores referentes a médias e desvio padrão entre as quatro repetições de cada espécie.

4.4 CONCLUSÕES

- As espécies Córdia – Africana e Acácia apresentaram melhor desenvolvimento em relação às outras espécies estudadas, de acordo com o parâmetro Diâmetro a Altura do Peito – DAP.
- Os maiores teores de Zn, Mn e Pb foram encontrados na fração residual (F5), em todas as espécies estudadas, indicando baixa disponibilidade destes elementos.
- Os maiores teores de Cd foram encontrados na fração trocável dos substratos (F2), nas espécies Acácia e Angico Branco.

5 CAPÍTULO III

**CRESCIMENTO E ABSORÇÃO DE METAIS PESADOS PELA
CÓRDIA - AFRICANA (*Cordia africana*)
E ACÁCIA (*Acacia angustissima*) APÓS APLICAÇÃO DE
MATERIAIS INERTIZANTES NO SOLO CONTAMINADO.**

RESUMO

Foi realizado experimento em casa de vegetação no Departamento de Solos na UFRRJ com o objetivo de avaliar a tolerância de duas espécies arbóreas, Córdia-Africana (*Cordia africana*) e Acácia (*Acacia angustissima*) aos metais Zn, Cd, Pb e Mn presentes em dois substratos distintos: Um substrato contaminado naturalmente com metais pesados (G1), oriundo do pátio de minério da Companhia Siderúrgica Nacional - CSN, no Porto de Itaguaí -RJ, e outro, proveniente de contaminação induzida, representado por G1 + 10% RI (Resíduo Industrial Ingá - Classe I). Visando reduzir a solubilidade de metais pesados presentes nestes substratos, foram utilizadas três doses de resíduos industriais produzidos pela própria CSN - Escória de aciaria (EA) e Carepa de laminação (CL). As doses foram: testemunha (G1 e G1 + 10% RI), 4%EA + 1%CL e 6%EA + 1%CL. O substrato G1 foi escolhido dentre os demais utilizados no experimento descrito no Capítulo 1, em virtude do seu baixo valor de pH, potencializando a disponibilidade dos metais pesados. O experimento foi composto por duas espécies arbóreas (Córdia-Africana – *Cordia africana* e Acácia - *Acacia angustissima*), 3 tratamentos, duas doses de contaminação e 4 repetições, totalizando 48 unidades experimentais. As plantas da espécie Acácia - *Acacia angustissima* entraram em senescência, e o ensaio passou a ser composto por uma espécie arbórea (Córdia - Africana – *Cordia africana*), 3 tratamentos e 4 repetições, nas contaminações natural e induzida, totalizando 24 unidades. A espécie vegetal Córdia - Africana foi considerada eficiente para ser utilizada em programas de fitoestabilização, devido à sua tolerância aos metais pesados estudados e ao maior acúmulo desses elementos nas raízes e caule.

Palavras chave: Fitoestabilização. Metais pesados. Fitorremediação.

ABSTRACT

An experiment was conducted in a greenhouse to evaluate the tolerance of two tree species, *Cordia africana* and *Acacia angustissima* to high levels of the metals Zn, Cd, Pb, and Mn in two different substrates: one substrate naturally contaminated with heavy metals (G1), from the ore courtyard of CSN (Companhia Siderurgica Nacional), Itaguaí Port, Rio de Janeiro State; and another, with contamination induced, represented by G1 + 10% IR (Industrial Waste Ingá Class I). To reduce the solubility of heavy metals present in these substrates three doses of industrial waste produced by the CSN slag from steel works (EA) and scale of lamination (CL) were used. The doses were: control (G1 and G1 + 10% RI), 4% EA + 1% and 6% CL and CL + 1%. The substrate G1 was chosen among the others in the experiment described in the Chapter I, due to its low pH value, thus increasing the availability of heavy metals. The experiment was composed of two tree species (*Cordia africana* and *Acacia angustissima*), 3 treatments, two levels of contamination, and 4 replications, totaling 48 experimental units. During the assays, the plants of *Acacia angustissima* entered into senescence, and the experiment became one tree species *Cordia africana*, 3 treatments and 4 replicates, with natural and induced contamination, totaling 24 units. The specie *Cordia africana* was considered efficient for usage in phytostabilization programs due to its tolerance to the heavy metals evaluated, and the highest accumulation of these elements in roots and stems.

Key words: Phytostabilization. Heavy metals. Residues.

5.1 INTRODUÇÃO

A contaminação do solo por metais pesados tem sido intensificada ao longo dos anos. Este problema ganha proporções relevantes quando se observa que um poluente no solo pode contaminar as águas subterrâneas e superficiais e/ou ser introduzido na cadeia alimentar, ampliando os impactos ambientais.

A remediação de áreas impactadas vem sendo uma prioridade para a sociedade como um todo, tendo assim uma grande demanda comercial e ambiental por técnicas que possam minimizar ou recuperar essas áreas (Pereira, 2004).

O elevado custo na implantação de técnicas de remediação ainda vem limitando a sua utilização, o que pode ser um acelerador na perda de áreas produtivas.

Uma das técnicas de recuperação de áreas contaminadas com metais pesados é a fitorremediação, que consiste no uso de plantas mediante processos, como a fitoextração e a fitoestabilização. Na fitoestabilização são utilizadas plantas tolerantes e agentes inertizantes (Accioly, 2001), com os objetivos de remover, mobilizar ou tornar os metais pesados menos nocivos ao ambiente. Um dos requisitos básicos para o sucesso de qualquer técnica de revegetação é selecionar plantas tolerantes aos contaminantes do local.

A fitorremediação tem atraído interesse devido à sua eficiência, atuação a longo prazo, pouca manutenção exigida e vantagens estéticas, além de apresentar um custo baixo e de ser mais bem aceita pela população, pois utiliza plantas em um processo reconhecido como mais “natural” (Burken, 2002).

O uso de espécies arbóreas tem sido sugerido por apresentar um baixo custo, ser uma solução sustentável e ecológica na remediação de solos contaminados (Dickinson, 2000), além de possibilitar benefícios na fitoestabilização dos metais no solo, por meio de sua absorção e adsorção no sistema radicular, naturalmente mais desenvolvido que em espécies herbáceas.

Diante do exposto, este trabalho teve como objetivo avaliar a capacidade fitoestabilizadora das espécies *Córdia - Africana* – *Cordia africana* e *Acácia - Acácia angustissima* em um solo contaminado com Mn, Cd, Zn e Pb após a aplicação dos inertizantes Escória de Aciaria e Carepa de Laminação.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado em casa de vegetação nas dependências do Departamento de Solos da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), no município de Seropédica - RJ

5.2.1 Substrato G1

A coleta do substrato G1 foi realizada em agosto de 2006, e sua caracterização em relação a concentrações pseudototais de Zn, Cd, Pb e Mn, e pH foi apresentada no primeiro capítulo da tese (**Tabela 6**). Para a montagem do experimento, o substrato foi seco ao ar, destorroado e passado em peneira de 4,5 mm de malha de nylon para conferir maior permeabilidade, facilitando a infiltração da água.

Como neste capítulo o substrato foi utilizado como suporte ao desenvolvimento vegetal, parte das amostras do material foi passada em peneira de 2 mm de malha de nylon para a realização de análises químicas para fins de fertilidade segundo EMBRAPA (1997).

Com o objetivo de se obter um substrato mais contaminado que o G1, e avaliar o desenvolvimento das plantas em duas doses de contaminação, foi elaborado um substrato composto por 90% G1 e 10% RI, obtendo-se o que se chamou de substrato G1 + 10% RI.

O Resíduo Ingá foi escolhido como contaminante, por ter sido produzido por uma das maiores indústrias poluidoras da Baía de Sepetiba, localizada próxima ao pátio de estocagem de minério da CSN, no porto de Itaguaí. A amostra de Resíduo Ingá utilizada foi coletada em abril de 2002 (**Tabela 24**).

Tabela 24. Teores pseudototais, solúveis e lixiviáveis de Zn, Cd, Mn, Pb, Fe, Cu e Ni no Resíduo da Ingá (mg kg^{-1}) e pH.

Análises	Zn	Cd	Mn	Pb	Fe	Cu	Ni
Total	22294,4	175,2	5525,6	2486,8	79986,7	123,2	32,0
Teste de solubilidade	1755 (7,9)*	31,7 (18)*	34,1 (0,6)*	0,93 (0,04)*	0,13 (0)*	0,10 (0,08)*	1,04 (3,2)*
Teste de lixiviação		43,4		1,60			

pH = 5,3

* Os números entre parênteses correspondem a porcentagem em relação ao total.

Fonte: Pinheiro (2003).

5.2.2 Identificação dos Tratamentos

Foram utilizados como tratamentos os mesmos determinados no primeiro capítulo deste trabalho, exceto o que continha as barreiras químicas. Assim, os tratamentos utilizados foram: G1; G1 + 4%EA + 1%CL; G1 + 6%EA + 1%CL; G1 + 10%RI; G1 + 10%RI + 4%EA + 1%CL e G1 + 10%RI + 6%EA + 1%CL).

Onde:

G1; G1 + 4%EA + 1%CL; G1 + 6%EA + 1%CL correspondem a:

- 100% G1 (testemunha);
- 95% G1 + 4% EA + 1% CL;
- 93% G1 + 6% EA + 1% CL.

G1 + 10%RI; G1 + 10%RI + 4%EA + 1%CL e G1 + 10%RI + 6%EA + 1%CL) correspondem a:

- 90% G1 + 10%RI (testemunha);
- 85% G1 + 10%RI + 4% EA + 1% CL;
- 83% G1 + 10%RI + 6% EA + 1% CL.

A caracterização dos inertizantes foi descrita no primeiro capítulo da tese.

5.2.3 Produção e Plantio das Mudanças de Espécies Arbóreas

As mudas das espécies *Cordia - Afriacana* e *Acácia* foram produzidas por meio de sementes coletadas na área onde as espécies foram pré selecionadas, na Ilha da Madeira - RJ. Estas sementes foram plantadas em tubetes plásticos de 50 cm³, em maio de 2006, tendo material orgânico como substrato.

Mudas morfológicamente homogêneas entre si e com idade de 6 meses, foram selecionadas para comporem o experimento. Antes de serem transplantadas para os potes definitivos, foram escolhidas mudas aleatoriamente, para a realização da digestão nitroperclórica (6:1), segundo Tedesco et al. (1995), com o objetivo de caracterizar o material vegetal antes de serem submetidos aos tratamentos. Essa prática teve por finalidade conhecer o estoque de metais absorvidos pelas plantas na ocasião do transplante.

As mudas foram transplantadas para potes plásticos com capacidade de 5L. A irrigação foi realizada diariamente de acordo com a necessidade das plantas, mantendo uma umidade referente a 80% da capacidade de campo.

5.2.4 Adubação e Irrigação das Unidades Experimentais e Elaboração da Curva de Crescimento

As unidades experimentais foram fertirrigadas com solução de Hoagland N^o2 a ¼ de força iônica (**Tabela 25**). A irrigação ocorreu, alternadamente, com a aplicação da solução citada anteriormente e água deionizada.

Tabela 25. Formulação da solução nutritiva de Hoagland & Arnon N^o 2

Nutrientes	mL L ⁻¹
1 M NH ₄ H ₂ PO ₄	1,0
1 M KNO ₃	6,0
1 M Ca(NO ₃) ₂ .4H ₂ O	4,0
1 M MgSO ₄ .7H ₂ O	2,0

Foi realizada uma curva de crescimento durante o experimento para avaliar o efeito dos tratamentos no crescimento das plantas. Os parâmetros avaliados foram: altura da planta e espessura do caule a 5 cm do substrato.

5.2.5 Avaliação do Substrato e das Plantas

Os tratamentos permaneceram incubados a 80% da capacidade de campo por dez dias, e ao final deste período, foram coletadas amostras de substrato para sua caracterização, onde foram realizadas: digestão nitroperclórica (2:1) segundo Scott (1978), determinação de pH e fracionamento químico, utilizando os extratores: água (Miller, et al., 1986), DTPA (Lindsay & Norvell, 1978) e ácido acético (Ure et al., 1993).

Após o período de permanência do experimento em casa de vegetação (18 meses), as plantas foram coletadas e separadas em raiz, caule e folhas, secas em estufa de circulação forçada de ar à 65°C e moídas. No material moído foi realizada a digestão nitroperclórica (6:1) segundo Tedesco et al., (1995) para avaliação dos níveis de contaminação.

5.2.6 Compartimentalização de Metais nas Diferentes Partes das Plantas (%)

De acordo com os dados de metais acumulados em diferentes partes de plantas, foram calculadas as porcentagens de metais presentes em diferentes partes da planta (raiz, caule e folhas) em relação à quantidade total acumulada, nos diferentes tratamentos:

$$\text{raiz (\%)} = \frac{\text{Quantidade acumulada na raiz}}{\text{Quantidade acumulada na planta}} \times 100$$

$$\text{caule (\%)} = \frac{\text{Quantidade acumulada no caule}}{\text{Quantidade acumulada na planta}} \times 100$$

$$\text{folha (\%)} = \frac{\text{Quantidade acumulada na folha}}{\text{Quantidade acumulada na planta}} \times 100$$

5.2.7 Análise Estatística

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado em um fatorial (uma espécie arbórea, duas doses de contaminação e três doses de inertizantes) com quatro repetições. Foram efetuadas as seguintes análises estatísticas: Teste de Lilliefors para verificação da normalidade, Teste de Cochran e Bartlett para verificar a homogeneidade das variâncias, análise de variância, teste de médias Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Quando necessário os dados originais foram transformados, aplicando-se Ln. Todas as análises estatísticas foram feitas por meio do Programa Estatístico SAEG Versão 9.0 (Fundação Arthur Bernardes na UFV, Viçosa-MG).

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As plantas da espécie arbórea Acácia não resistiram às condições experimentais e entraram em senescência aos 14 dias após o transplante. Os dados descritos são apenas das plantas da espécie Córdia - Africana.

5.3.1 Análise Química do Substrato G1 e Valores de pH nos Tratamentos

O substrato G1 apresentou elevada acidez e presença de salinidade (**Tabela 26**), o que provavelmente causou a senescência das plantas da espécie Acácia.

Tabela 26. Análise química de algumas características do substrato G1.

Material	pH	Na	Ca	Mg	K	H+Al	Al	S	T	V	C	P	
	1:2,5	----- cmol _c / dm ³ -----									%	g kg ⁻¹	mg L ⁻¹
G1	3,5	7,8	15,8	6,2	0,40	7,4	2,6	30,20	37,60	80	2,39	26	

Análise realizada pelo laboratório de Fertilidade do Solo da UFRRJ.

Os valores de pH (**Tabela 27**) variaram entre extremamente ácido, pouco ácido e neutro (Meurer, 2006). É possível dizer que a adição de 10% de RI no substrato G1 foi capaz de elevar o seu pH, devido o RI ter um valor de pH 5,3, naturalmente mais elevado que o substrato G1, que tem pH 3,5.

A adição da menor dose de EA (4%) causou a elevação do pH nos substratos G1 e G1 + 10%RI (**Tabela 27**). Esta elevação, porém, foi mais expressiva no tratamento sem RI, que possivelmente, por apresentar menor poder tampão, respondeu mais rapidamente à presença do inertizante alcalino.

Tabela 27. Determinação de pH dos tratamentos sob diferentes contaminações.

Tratamentos	0% RI	10% RI
G1	3,5 Bb	4,4 Ca
G1 + 4% EA + 1% CL	6,7 Aa	6,2 Bb
G1 + 6% EA + 1% CL	6,9 Aa	7,0 Aa

CV = 2,20%. Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha comparam diferentes níveis de contaminação e não diferem significativamente (Teste de Tukey, p<0,05). Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna comparam diferentes doses de inertizantes e não diferem significativamente (Teste de Tukey, p<0,05).

EA: Escória de aciaria; CL: Carepa de laminação; RI: Resíduo Ingá.

5.3.2 Concentração de Metais no Substrato

De acordo com a CETESB (2005), os valores orientadores para metais pesados em solos agrícolas estão apresentados a seguir (**Tabela 28**).

Como observado na **Tabela 28**, não foram adotados limites para o Mn segundo CETESB (2005), pois estes elementos são muito abundantes em solos intemperizados. Assim, será utilizado neste trabalho, a faixa de contaminação sugerida por Kabata-Pendias & Pendias (1984), de (1500 a 3000 mg kg⁻¹ de Mn).

Tabela 28. Valores orientadores¹ de metais pesados em solos (mg kg⁻¹).

Elemento	R.Q. ²	Prevenção	Intervenção ³
Cd	<0,5	1,3	3
Zn	60	300	450
Pb	17	72	180
Mn ⁴	-	-	-

¹- segundo CETESB (2005); ² R.Q - Referência de qualidade; ³- Cenário Agrícola-APMax; ⁴- Não há valores correspondentes ao Mn pela CETESB.

Na **Tabela 29** observa-se que as unidades experimentais sem a adição do RI, os teores de Zn foram superiores aos valores de intervenção adotados pela CETESB (2005), indicando contaminação com este elemento. Os teores de Cd foram superiores aos valores de prevenção (sem atingir os valores de intervenção) e os teores Mn estiveram abaixo dos limites de contaminação segundo Kabata-Pendias & Pendias (1984).

Com a adição do RI houve um aumento de, aproximadamente, 7 vezes nos teores de Zn e Pb, 5,5 vezes nos teores de Cd e 3 vezes nos teores de Mn em relação ao substrato sem a adição do RI. Deste modo, após a adição do RI todos os elementos apresentaram valores superiores aos limites de intervenção segundo a CETESB (2005), exceto o Mn, que permaneceu abaixo dos limites segundo Kabata-Pendias & Pendias (1984).

Tabela 29. Teores pseudototais de metais no substrato G1 e G1+10% RI (mg kg⁻¹).

Metais	G1	G1+10 % RI*
Zn	814,00	5761,21
Cd	1,80	9,83
Pb	54,00	390,72
Mn	302,50	864,96

*RI: Resíduo Ingá.

5.3.3 Fracionamento Químico dos Metais

Nas **Figura 32** e **Figura 33**, estão apresentados os dados da extração realizada com água, DTPA e ácido acético nos diferentes tratamentos. Os resultados obtidos com o extrator água são referentes ao metal solúvel em água (fração mais solúvel), os obtidos com DTPA representam a fração adsorvida especificamente, associada predominantemente à superfície de óxidos de Fe e compostos orgânicos mais estáveis pela formação de complexos de esfera interna, e os obtidos com ácido acético representam a fração associada predominantemente a precipitados de carbonatos (frações mais estáveis).

Maiores teores de Zn foram observados em todos os extratores no substrato G1 + 10%RI em relação ao G1, nos tratamentos 1 e 2. No tratamento 3, o comportamento do Zn foi semelhante nos extratores DTPA e ácido acético, porém não houve aumento da solubilidade em água.

Avaliando o substrato G1, observa-se que não houve efeito dos tratamentos, já que os teores de Zn em todos os extratores se mantiveram iguais. Diferente do ocorrido no G1, no substrato G1 + 10%RI, onde foi observado que com a adição dos inertizantes no sistema, já na dose 2, houve redução dos teores de Zn em todos os extratores. Como as reações de precipitação, complexação e adsorção de metais pesados são favorecidas pela elevação do pH (Sposito, 1989), a adição de inertizantes alcalinos favorece a transferência de Zn das formas

mais solúveis para as de menor solubilidade. Com a adição da dose 3, os teores de Zn nos extratores DTPA e ácido acético permaneceram iguais aos encontrados na dose 2, porém os teores do elemento na água foram reduzidos, indicando que a dose 3, neste substrato, causou redução na solubilidade do Zn.

De acordo com a **Figura 32**, o mesmo observado para o Zn em termos de comparação da solubilidade entre os substratos G1 e G1 + 10%RI, e efeito dos tratamentos no substrato G1 + 10%RI, foi também observado para o Cd. A redução de Zn e Cd nas formas solúveis e o conseqüente aumento nas fases mais estáveis, mostraram que a Escória de Aciaria contribuiu na elevação do pH, removendo por precipitação e potencializando a adsorção pela Carepa de Laminação, atuando, provavelmente, na precipitação e no aumento de carga líquida negativa na superfície de óxidos de Fe, Mn e Al (Santos, 2005).

No substrato G1, sem adição de inertizantes os elevados teores de Cd na água e baixos teores no ácido acético, indicaram elevada solubilidade do elemento. Com a adição da dose 2 houve redução nos teores do elemento em todos os extratores, não ocorrendo variação significativa entre a dose 2 e 3. Esta redução ocorrida nos teores de Cd nos extratores, de acordo com a adição dos inertizantes indicam que provavelmente o elemento esteja em uma forma química não atacada pelos extratores utilizados.

Comparando o comportamento do Pb nos substratos G1 e G1 +10%RI, observa-se um aumento nos teores do elemento nos extratores DTPA e ácido acético, e uma manutenção nos teores na água, em todos os tratamentos.

Não foi observado efeito dos inertizantes no comportamento do Pb no substrato G1 e nem no G1 + 10%RI, indicando que a presença do RI foi a única influência na redução da solubilidade deste elemento.

Os teores de Mn apresentaram uma elevação no substrato G1 + 10%RI em relação ao G1, em todos os extratores, não sendo observado efeito do RI em relação a redução da solubilidade do Mn.

Houve efeito da dose 2 dos inertizantes em relação a testemunha, de acordo com a elevação dos teores do elemento nos extratores DTPA e ácido acético. Neste substrato os teores de Mn em água permaneceram iguais em todos os tratamentos.

No substrato G1 + 10%RI, a dose 2 foi responsável pelo decréscimo do elemento em todos os extratores. Este comportamento se manteve constante na dose 3, exceto na água, onde menores teores de Mn foram encontrados nesta dose.

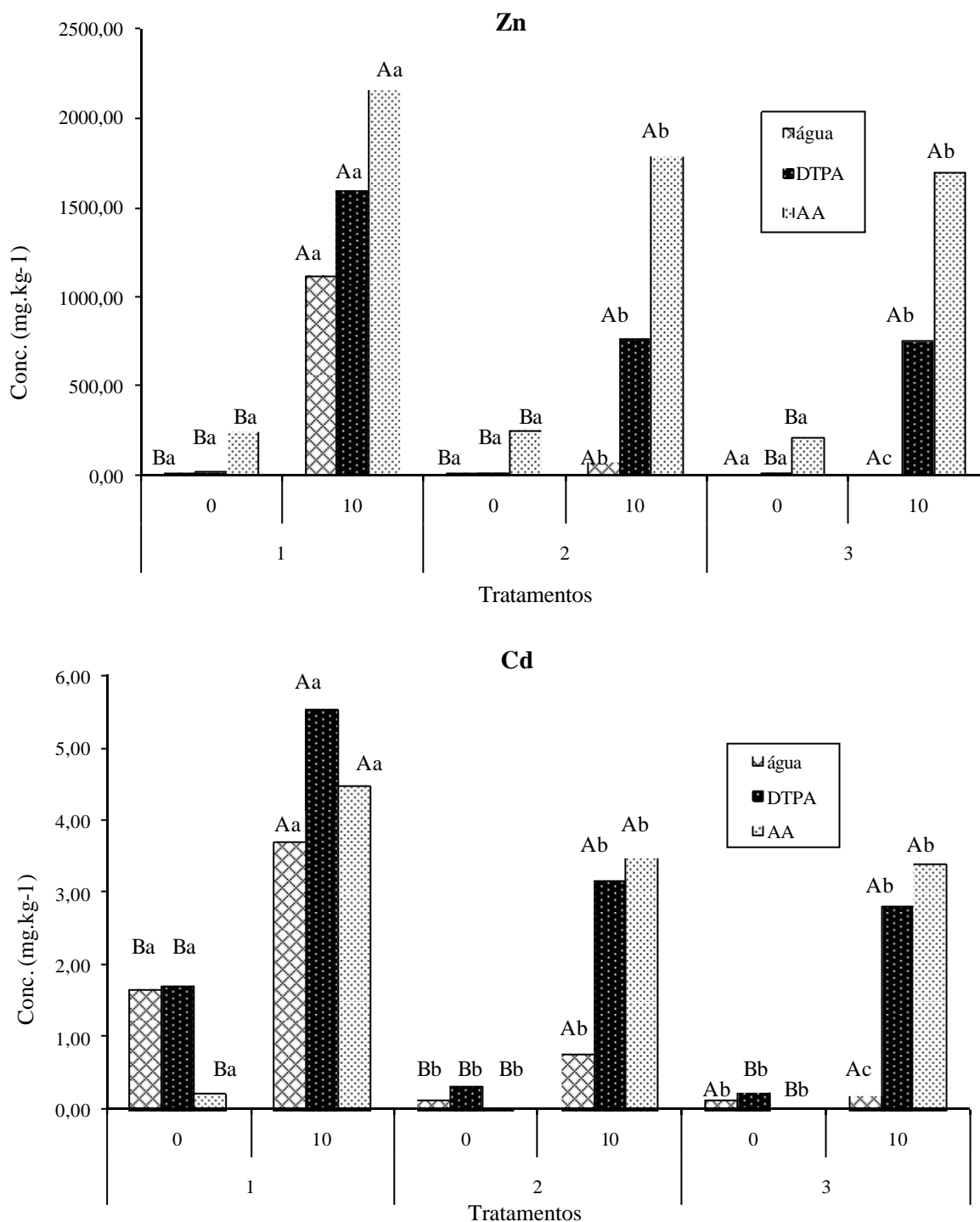


Figura 32. Teores de Zn e Cd nos extratores água, DTPA e ácido acético (AA). No eixo x, os números 1, 2 e 3 representam os tratamentos (1= testemunha, 2 = 4%EA + 1%CL e 3= 6%EA + 1%CL). Dentro de cada tratamento, 0 e 10 representam (0= G1 puro e 10= G1 + 10%RI -Resíduo Ingá). Médias seguidas de mesma letra minúscula comparam teores do elemento em cada extrator nos diferentes tratamentos dentro de cada nível de contaminação (0 e 10), não diferindo significativamente (Teste de Tukey, $p < 0,05$). Médias seguidas de mesma letra maiúscula comparam teores do elemento em cada extrator em diferentes níveis de contaminação (0 e 10), dentro de cada tratamento (1, 2 e 3), não diferindo significativamente (Teste de Tukey, $p < 0,05$).

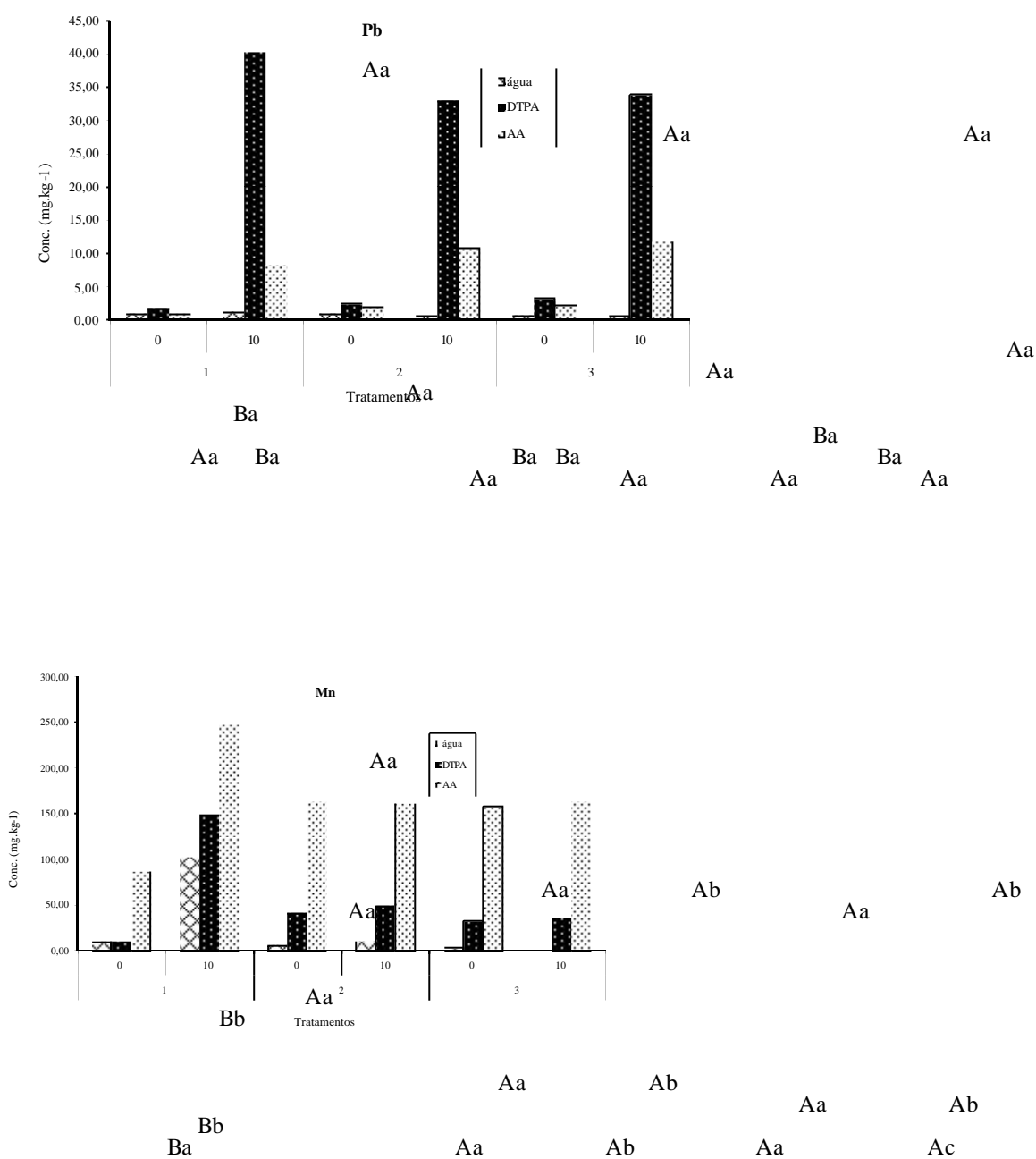


Figura 33. Teores Pb e Mn nos extratores água, DTPA e ácido acético (AA). No eixo x, números 1, 2 e 3 representam tratamentos (1= testemunha, 2 = 4%EA + 1%CL e 3= 6%EA + 1%CL). Dentro de cada tratamento, 0 e 10 representam 0= G1 puro e 10= G1 + 10%RI -Resíduo Ingá. Médias seguidas de mesma letra minúscula comparam teores do elemento em cada extrator nos tratamentos, dentro de cada nível de contaminação (0 e 10), não diferindo significativamente (Tukey, p<0,05). Médias seguidas de mesma letra maiúscula comparam teores do elemento em cada extrator em diferentes níveis de contaminação (0 e 10), dentro do tratamento (1, 2 e 3), não diferindo significativamente (Tukey, p<0,05).

5.3.4 Caracterização das Mudanças Antes do Plantio

A caracterização (**Tabela 30**) foi realizada para quantificar o estoque de metais nas mudas. Os dados finais de acúmulo de metais em plantas consistiram nos valores de acúmulo de metais em plantas, menos o acúmulo de metais apresentados na tabela abaixo.

As mudas apresentaram níveis de contaminação inferiores aos limites de toxicidade de acordo com Ross (1994).

Tabela 30. Caracterização de mudas de *Cordia- africana* em concentração (mg kg^{-1}) e acúmulo (mg planta^{-1}).

	Zn		Cd		Pb		Mn	
	Conc.	Acúm.	Conc.	Acúm.	Conc.	Acúm.	Conc.	Acúm.
Folha	20,85	0,022	0,67	0,001	7,99	0,008	72,76	0,079
Caule	3,73	0,015	0,34	0,001	3,90	0,016	7,48	0,031
Raiz	4,60	0,016	0,45	0,002	26,98	0,147	43,47	0,153
Total acumulado	-	0,053	-	0,004	-	0,171	-	0,263

Valores referentes a médias de 4 repetições.

Tabela 31. Concentração normal e nível crítico de toxidez de metais pesados em plantas (mg kg^{-1}).

Elemento	Concentração normal	Nível Crítico de Toxidez
Cd	0,2-0,8	5-30
Mn	15-1000	300-500
Pb	0,1-10	30-300
Zn	8-400	100-400

Fonte: Ross (1994)

5.3.5 Dados Morfológicos ao Final do Experimento e Curva de Crescimento

A **Tabela 32** apresenta os dados morfológicos das plantas obtidos oito meses após o transplante. Durante o desenvolvimento do experimento em casa de vegetação, ocorreu a senescência das plantas presentes nas unidades referentes aos tratamentos G1 e G1+10%RI, assim estas não foram analisadas estatisticamente em relação às demais. A última data de coleta de dados do tratamento G1 foi em 29/03/08 e do tratamento G1 + 10% RI foi em 10/01/2008. Como as plantas que entraram em senescência estiveram plantadas nas unidades experimentais sem a adição de inertizantes, pode-se dizer que a presença dos mesmos foi fundamental para o desenvolvimento vegetal. De modo geral, o pH neutro encontrado com a adição dos inertizantes, favoreceu a adsorção do metal no solo, diminuindo sua disponibilidade para as plantas e a lixiviação para as águas subterrâneas (Agourakis et al., 2006).

O aumento de contaminação do substrato com a adição do RI causou aumento na altura de planta na dose G1 + 4%EA + 1%CL, o que não foi observado no tratamento G1 + 6%EA + 1%CL, onde não houve diferença significativa, entre “com e sem a adição do RI”. O RI mesmo classificado como perigoso (**Tabela 24**), apresenta em sua composição os micronutrientes Zn, Fe e Cu, capazes de favorecer o desenvolvimento das plantas em doses adequadas. Assim, provavelmente, na maior dose de inertizante não houve a disponibilidade de uma quantidade suficiente dos micronutrientes, capaz de influenciar no maior crescimento das plantas.

Para o parâmetro diâmetro de caule (**Tabela 32**), não foi observada variação em relação as diferentes doses de contaminação, e nem em relação às diferentes doses de inertizantes, indicando que este parâmetro não influenciou significativamente no desenvolvimento da espécie durante o período experimental.

Comparando a produção de massa seca de raízes (**Tabela 32**), órgão, que assim como o caule, se espera apresentar desenvolvimento satisfatório devido à sua importância em estratégias de fitoestabilização de metais pesados, percebe-se que a adição de inertizante favoreceu o desenvolvimento de raízes na menor dose de contaminação. A adição de RI reduziu a produção de massa seca de raízes das plantas na maior dose de inertizante adicionado.

A produção de matéria seca do caule apresentou comportamento semelhante ao ocorrido nas raízes, observando-se que a maior dose de inertizante sem adição de RI apresentou maior desenvolvimento de caule.

A adição da menor dose de inertizante no tratamento contendo RI, favoreceu a produção de massa seca de folha, provavelmente devido aos elevados teores de nutrientes na forma mais solúvel, semelhante ao ocorrido na avaliação da altura de planta.

Quanto a curva de crescimento das árvores, foi representada na curva de crescimento somente a espécie *Cordia* - Africana, pois a *Acácia* não se desenvolveu (**Figura 34** e **Figura 35**).

As plantas desenvolvidas nos substratos que não receberam inertizantes não resistiram aos tratamentos e entraram em senescência antes da finalização do experimento, assim como observado por Magalhães (2008), que avaliando o desenvolvimento de espécies de eucalipto em substrato tratado com resíduos inertizantes, observou que o desenvolvimento das plantas foi possibilitado pela ação dos inertizantes, devido, provavelmente, terem provocado a redução na disponibilidade dos elementos nas fases solúveis.

Observando a tendência das curvas, é possível constatar que aos 4 meses de experimento os valores de altura de plantas estão indicando uma redução na velocidade do crescimento, tanto nos tratamentos com RI e sem RI (**Figura 34** e **Figura 35**).

O diâmetro do caule, ao contrário do observado na altura das plantas, está apresentando um crescimento, sem ainda, indicarem a chegada ao equilíbrio. Esta observação mostra que mesmo desenvolvidas em substratos contaminados, as plantas não estiolaram, e estão apresentando crescimento normal em substratos onde foram adicionados tratamentos com capacidade alcalinizadora e adsorvente.

Tabela 32. Dados morfológicos da espécie *Cordia africana*, crescidas nos diferentes tratamentos em casa de vegetação.

Tratamentos	Altura planta (cm)		Diâmetro do caule (cm)		Massa seca de raiz (g)		Massa seca de caule (g)		Massa seca de folha (g)	
	0% RI	10% RI	0% RI	10% RI	0% RI	10% RI	0% RI	10% RI	0% RI	10% RI
G1 *	61,00	42,00	1,15	1,10	2,73	3,77	4,36	5,37	2,06	0,00
G1 + 4% EA + 1% CL	88,75 Ab	109,7 Aa	2,18 Aa	2,30 Aa	42,57 Ba	40,97 Aa	22,88 Bb	39,88 Aa	7,59 Ab	10,04 Aa
G1 + 6% EA + 1% CL	95,00 Aa	94,25 Ba	2,25 Aa	2,23 Aa	53,48 Aa	45,44 Ab	42,14 Aa	30,00 Bb	8,19 Aa	8,00 Ba
	CV = 7,31%		CV = 9,96%		CV = 9,66%		CV = 17,51%		CV = 10,42%	

Os dados referentes aos tratamentos G1 e G1 + 10% RI * não foram avaliados estatisticamente por serem referentes às unidades experimentais em que as plantas de *Cordia africana* não resistiram aos tratamentos e entraram em senescência antes do fim do experimento, não atingindo a idade de coleta final. A última data de coleta de dados do tratamento G1 foi em 29/03/08 e do tratamento G1 + 10% RI foi em 10/01/2008. Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha comparam níveis de contaminação em diferentes caracteres morfológicos da planta, não diferindo significativamente (Teste de Tukey, $p < 0,05$). Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna comparam doses de inertizantes em diferentes caracteres morfológicos da planta, não diferindo significativamente (Teste de Tukey, $p < 0,05$).

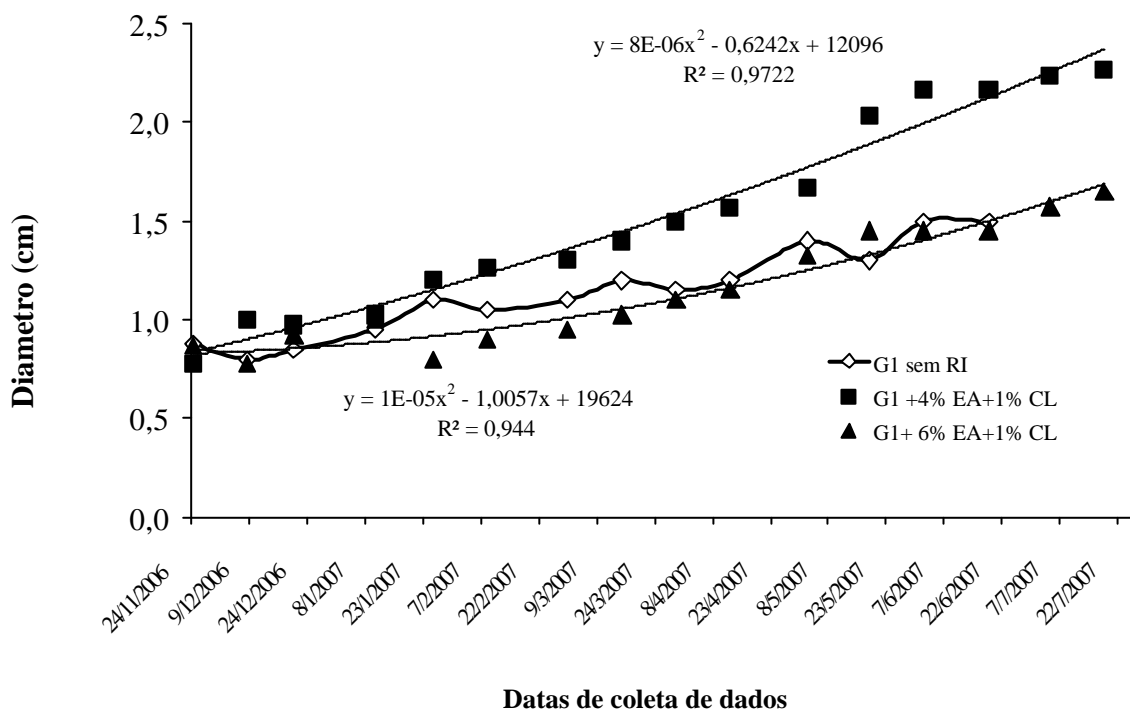
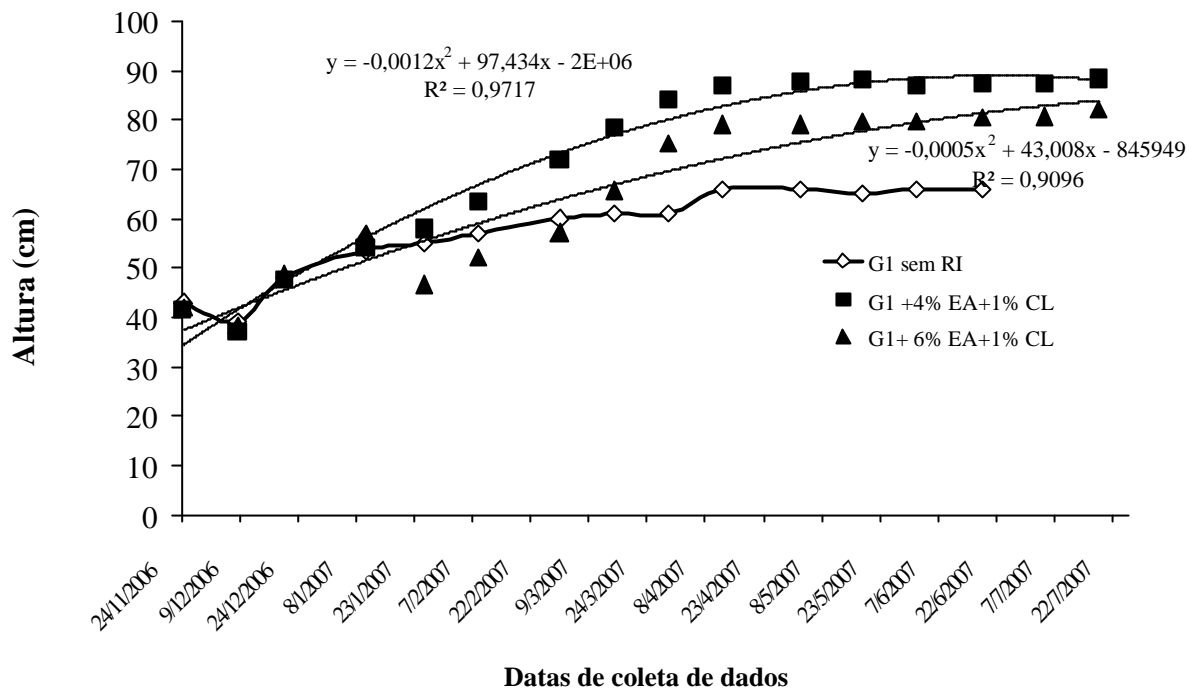


Figura 34. Curva de crescimento referente a altura das plantas da espécie *Cordia – africana* e diâmetro de caule a 5 cm do substrato sem adição do RI (Resíduo Ingá).

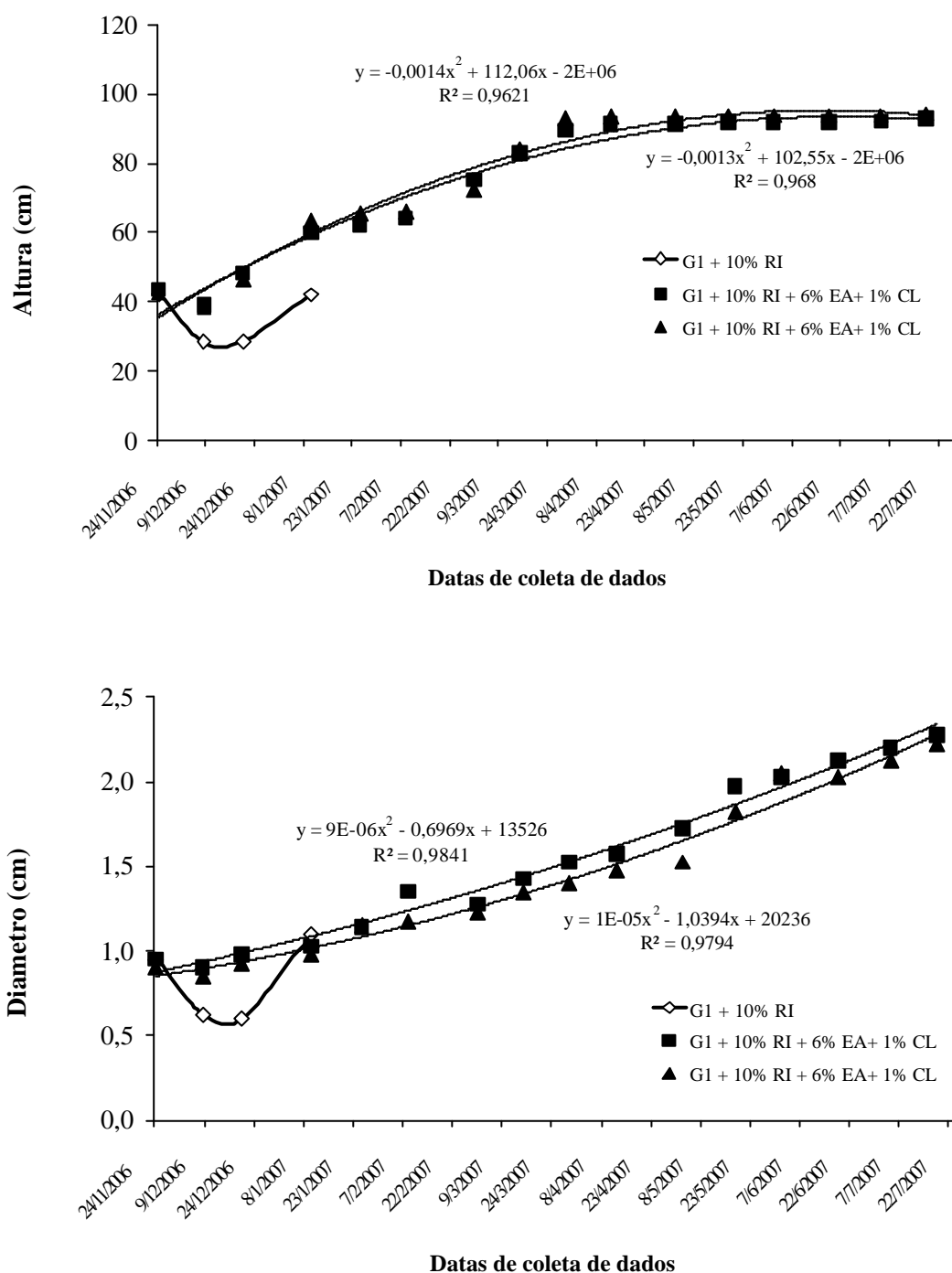


Figura 35. Curva de crescimento referente a altura das plantas da espécie *Cordia – africana* e diâmetro de caule a 5 cm do substrato com adição do RI (Resíduo Ingá).

5.3.6 Concentração de Metais Pesados nas Plantas

Foi observada redução nos teores de Zn, Cd e Mn, em plantas desenvolvidas nos substrato com a presença de EA e CL, quando comparados à testemunha (**Tabela 33**). O que mostra a importância do uso de resíduos inertizantes na manutenção do desenvolvimento das plantas, já que quando desenvolvidas em substratos sem os inertizantes as plantas entraram em senescência. Os teores de metais nas plantas crescidas nos tratamentos sem adição dos

inertizantes foram superiores aos das plantas com adição dos inertizantes, indicando a eficiência da Escória de Aciaria e Carepa de Laminação na redução da biodisponibilidade de metais para as plantas.

Avaliando os teores de metais em diferentes partes de plantas (**Tabela 33**), observaram-se maiores teores nas unidades experimentais onde foram adicionados 10% RI, exceto para o Pb, em todas as partes de planta, e para o Mn, nas raízes. Os teores de Pb e Mn no RI foram elevados, assim como os demais metais, entretanto, suas solubilidades foram baixas, indicando que mesmo presentes no material apresentaram baixa biodisponibilidade.

A adição da maior dose de inertizante reduziu significativamente os teores de Zn e Mn em todas as partes da planta, nos tratamentos contendo RI. Nos tratamentos sem RI, essas diferenças não foram significativas devido, provavelmente, aos valores similares de pH nesses tratamentos (**Tabela 33**).

Os maiores teores de metais pesados foram encontrados nas raízes e folhas. Em estratégias de fitoestabilização, o acúmulo de metais pesados na folha não é o desejado, principalmente, por se tratar de uma espécie semicaducifolia, o que vai favorecer a ciclagem desses metais no solo.

Tabela 33. Concentração de metais em diferentes partes de planta (mg kg^{-1}).

Tratamentos	Raiz		Caule		Folha	
	0% RI	10% RI	0% RI	10% RI	0% RI	10% RI
Zn						
G1 *	1380,55	3558,68	1369,19	2045,83	2272,80	0,00
G1+4% EA+1%CL	57,17 Ab	198,62 Aa	17,12 Bb	72,84 Aa	49,13 Bb	247,51 Aa
G1+6% EA+1%CL	70,22 Ab	146,36 Ba	19,92 Ab	30,66 Ba	78,99 Ab	123,58 Ba
	CV = 11,48%		CV = 2,73%		CV = 2,03%	
Cd						
G1 *	29,57	17,47	10,90	6,27	5,17	0,00
G1+4% EA+1%CL	1,30 Ab	3,85 Aa	1,10 Ab	2,14 Aa	0,9 Bb	4,14 Aa
G1+6% EA+1%CL	1,23 Ab	3,11 Aa	0,74 Bb	1,97 Aa	1,82 Ab	3,95 Aa
	CV = 18,24%		CV = 11,66%		CV = 17,88%	
Pb						
G1 *	6,65	0,00	6,71	0,00	17,5	0,00
G1+4% EA+1%CL	12,19 Aa	12,85 Ba	6,28 Ba	5,27 Bb	12,51 Ba	12,95 Aa
G1+6% EA+1%CL	11,54 Ab	15,43 Aa	7,97 Aa	6,64 Ab	15,14 Aa	13,72 Ab
	CV = 3,87%		CV = 7,86%		CV = 7,74%	
Mn						
G1 *	578,00	417,83	1390,30	342,72	1376,03	0,00
G1+4% EA+1%CL	78,47 Aa	49,35 Ab	14,47 Ab	37,36 Aa	153,81 Ab	519,14 Aa
G1+6% EA+1%CL	51,61 Ba	41,31 Bb	14,63 Ab	21,25 Ba	79,51 Bb	189,64 Ba
	CV = 2,88%		CV = 3,19%		CV = 5,92%	

Os dados referentes aos tratamentos G1 e G1 + 10% RI* não foram avaliados estatisticamente por serem referentes às unidades experimentais em que as plantas de Córdia - Africana entraram em senescência antes do fim do experimento, não atingindo a idade de coleta final. A última data de coleta de dados do tratamento G1 foi em 29/03/08 e do tratamento G1 + 10% RI foi em 10/01/2008. Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha comparam níveis de contaminação em diferentes partes da planta, não diferindo significativamente (Teste de Tukey, $p < 0,05$). Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna comparam doses de inertizantes em diferentes partes da planta para cada metal, não diferindo significativamente (Tukey, $p < 0,05$).

5.3.7 Acúmulo de Metais em Diferentes Partes da Planta

Os percentuais de Zn, Cd e Pb acumulados nas diferentes partes das plantas apresentaram-se decrescentes entre raízes, caules e folhas, tanto nos substratos G1 e G1+10%RI, e em todas as doses de inertizantes (**Tabela 34**).

A distribuição percentual de Mn nas diferentes partes da planta, não apresentou a mesma tendência em relação aos outros metais. Na menor dose de inertizantes no substrato G1, foram observados maiores percentuais de Mn nas raízes, depois nas folhas e finalmente no caule. Já na maior dose, no G1, os maiores percentuais foram encontrados nas raízes, sem diferença relevante entre caule e folhas. No substrato G1 + 10%RI, foram observados maiores percentuais de Mn nas folhas, raízes e caule, respectivamente. Já na maior dose, a sequência decrescente de metais foi raízes, folhas e caule.

Tabela 34. Acúmulo de metais em diferentes partes da planta (mg planta⁻¹).

Tratamentos	Raiz		Caule		Folha	
	0% RI	10% RI	0% RI	10% RI	0% RI	10% RI
Zn						
G1 *	3,79 (26,1)	21,81 (66,3)	5,95 (41,4)	10,61 (33,7)	4,68 (32,6)	0,00 (0,0)
G1 + 4% EA + 1% CL	2,24 (74,5)Bb	8,24 (59,3)Aa	0,38 (13,0)Bb	2,92 (22,5)Aa	0,37 (12,5)Bb	2,49 (18,2)Aa
G1 + 6% EA + 1% CL	3,75 (71,3)Ab	6,76 (77,0)Ba	0,86 (16,5)Ab	0,91 (11,1)Ba	0,65 (12,0)Ab	0,99 (12,1)Ba
	CV = 7,88%		CV = 10,82%		CV = 8,26%	
Cd						
G1 *	0,08 (57,9)	0,07 (64,5)	0,05 (34,1)	0,03 (35,5)	0,01 (8,1)	0,00 (0,0)
G1 + 4% EA + 1% CL	0,06 Ab (66,0)	0,15 Aa (53,0)	0,02 Ab (26,37)	0,08 Aa (29,9)	0,01 Bb (7,7)	0,05 Aa (17,1)
G1 + 6% EA + 1% CL	0,06 Ab (58,93)	0,14 Aa (60,2)	0,03 Ab (27,67)	0,06 Ba (25,8)	0,01 Ab (13,40)	0,03 Ba (14,0)
	CV = 16,31%		CV = 10,64%		CV = 17,00%	
Pb						
G1 *	0,02 (21,8)	0,00 (0,0)	0,03 (34,7)	0,00 (0,0)	0,04 (43,5)	0,00 (0,0)
G1 + 4% EA + 1% CL	0,48 Bb (67,0)	0,65 Aa (64,5)	0,14 Bb (20,0)	0,21 Aa (21,8)	0,09 Bb (13,0)	0,13 Aa (13,6)
G1 + 6% EA + 1% CL	0,59 Aa (56,2)	0,59 Ba (65,7)	0,33 Aa (32,1)	0,19 Bb (22,0)	0,12 Aa (11,7)	0,11 Aa (12,3)
	CV = 8,48%		CV = 6,27%		CV = 9,91%	
Mn						
G1 *	1,60 (15,3)	1,56 (46,1)	6,00 (57,4)	1,86 (53,9)	2,83 (27,3)	0,00 (0,0)
G1 + 4% EA + 1% CL	3,34 Aa (69,0)	2,05 Ab (23,3)	0,34 Bb (7,2)	1,47 Aa (17,1)	1,15 Ab (23,8)	5,24 Aa (59,5)
G1 + 6% EA + 1% CL	2,80 Ba (67,1)	1,87 Ba (47,3)	0,69 Aa (16,4)	0,57 Bb (15,9)	0,65 Bb (16,5)	1,49 Ba (36,9)
	CV = 9,80%		CV = 7,33%		CV = 9,11%	

Os dados referentes aos tratamentos G1 e G1 + 10% RI * não foram avaliados estatisticamente por serem referentes às unidades experimentais em que as plantas de *Cordia - Africana* entraram em senescência antes do fim do experimento, não atingindo a idade de coleta final. A última data de coleta de dados do tratamento G1 foi em 29/03/08 e do tratamento G1 + 10% RI foi em 10/01/2008. Valores entre parênteses representam a porcentagem em relação ao total acumulado nas plantas. Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha comparam níveis de contaminação em diferentes partes da planta, não diferindo significativamente (Teste de Tukey, $p < 0,05$). Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna comparam doses de inertizantes em diferentes partes da planta para cada metal, não diferindo significativamente (Teste de Tukey, $p < 0,05$).

De acordo com o acúmulo percentual dos metais nas diferentes partes de planta, é possível concluir que a espécie *Cordia – Africana* apresenta potencial para ser utilizada em estratégias de fitoestabilização, já que o maior acúmulo da maioria dos metais foi nas raízes e caules das plantas, além de apresentar crescimento satisfatório no solo contendo concentrações elevadas e metais pesados após aplicação de inertizantes.

A regulação da absorção de metais pesados da rizosfera, o acúmulo desses nas raízes, preservando sua integridade e funções primárias, e a baixa translocação para a parte aérea são considerados mecanismos pelos quais o sistema radicular pode contribuir para a tolerância de espécies arbóreas a metais pesados (Arduini et al., 1996).

5.4 CONCLUSÕES

- A aplicação de Escória de Aciaria e Carepa de laminação reduziu a biodisponibilidade de metais pesados de modo a favorecer o crescimento e o estabelecimento da Córdia Africana em solo contaminado;
- A espécie vegetal Acácia não resistiu às condições de elevada concentração de metais pesados e salinidade no solo;
- A espécie vegetal Córdia - Africana foi considerada eficiente para ser utilizada em programas de fitoestabilização, devido a sua tolerância aos metais pesados estudados e ao maior acúmulo desses elementos nas raízes e caule.

6 CONCLUSÕES GERAIS

No Capítulo I, primeira etapa do estudo, foi observado que o tratamento 6%EA + 1%CL + BQ foi mais eficiente na redução da disponibilidade dos metais mesmo em condições críticas de precipitação.

No Capítulo II, segunda etapa do estudo, foram estudadas espécies arbóreas tolerantes à presença de metais pesados, desenvolvidas em um substrato contaminado. Dessas espécies, a Córdia – Africana e a Acácia foram selecionadas para serem estudadas em um ambiente mais controlado, em casa de vegetação.

No Capítulo III, terceira etapa do estudo, referente à avaliação das espécies Córdia – Africana e a Acácia submetidas a diferentes níveis de contaminação, evidenciou que a espécie Acácia não resistiu às condições em que foi realizado o experimento, e entrou em senescência. Já a espécie Córdia - Africana apresentou maior acúmulo de metais pesados no caule e raízes.

Em síntese, as duas primeiras etapas do estudo, serviram de base para o desenvolvimento da terceira etapa do trabalho. Os resultados obtidos no experimento referente à técnica de contenção química, associados à determinação de espécies com potencial para serem utilizadas em programas de fitorremediação, apontam para uma estratégia eficiente na remediação de sítios contaminados.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Setembro de 2004.

ACCIOLY, A. M. A. **Amenizantes e estratégias para estabelecimento de vegetação em solos de áreas contaminadas por metais pesados**. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 2001, 186 p. (Tese Doutorado).

ACCIOLY, A.M.A.; SIQUEIRA, J.O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.1, p.229-353. 2000.

AGOURAKIS, D. C.; CAMARGO, I. M. C. de; COTRIM, M. B.; FLUES, M. Comportamento de Zn e Mn de pilhas alcalinas em uma coluna de solo. **Química Nova**. v.29, n.5, p.960-964, São Paulo. Sept./Oct. 2006.

ALLOWAY, B. J. Soil process and the behavior of metals. in: ALLOWAY, B. J. ed. **Heavy Metals in Soils**. Glasgow: Blackie Academic & Professional, p.11-37, 1995.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B. Interação dos metais pesados de resíduos siderúrgicos com um solo podzólico vermelho-amarelo. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 1993, 163p. (Tese Doutorado).

ANDRADE, A. F. M. de. **Avaliação do potencial de uso do resíduo lama concentrada de altos-fornos como fonte de Zn em cultura de arroz (*Oryza sativa* L.)**. Seropédica, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2006, 56p. (Dissertação Mestrado).

ANDRADE, J.C.M. **Fitotransporte de metais em espécies arbóreas e arbustivas em aterro de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005, 246p. (Tese Doutorado).

ARAÚJO, B.S. **Fitorremediação: tolerância e metabolismo de compostos xenobióticos por raízes de *Daucus carota* transformadas pela *Agrobacterium rhizogenes***. Alagoas, Universidade Federal de Alagoas, 2000, 85p. (Dissertação Mestrado).

ARDUINI, I.; GODBOLD, D.L. & ONNIS, A. Cadmiun and cooper uptake and distribution in Mediterranean tree seedlings. **Physiol. Plant.**, v.97, p.111-117, 1996.

BAKER, A. J. M.; BROOKS, R. R. **Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – a review of their distribution, ecology and phytochemistry**. **Biorecovery**, v.1, p.81-126, 1989.

BEHLING, M., **Avaliação do potencial agrícola e dos impactos provocados pela aplicação de resíduos industriais num Planossolo**. Seropédica, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2005, 163p. (Dissertação Mestrado).

BORGES, R. C. **Aplicação de resíduo URA na remediação química de solos contaminados por Cd, Pb e Zn**. Seropédica, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2007, 95p. (Dissertação Mestrado).

BURKEN, J. B. Fate and partitioning in vegetation: use of tree cores in groundwater analysis. **Environmental Science Technology**, v. 36, n. 21, p. 4663-4668, 2002.

CHANEY, R.L.; MALIK, KM.; LI, Y.M.; BROWN, S.L.; BREWER, E.P.; ANGLE, J.S.; BAKER, A.J.M. Phytoremediation of soil metals. **Curr. Opin. Biotechnol.**, v.8, p.279–284, 1997.

CHLOPECKA, A.; ADRIANO, D. C. Mimicked in-situ stabilization of metals in a cropped soil: bioavailability and chemical form of zinc. **Environment Science Technology**, v. 30, p. 3294-3303, 1996.

CLEMENS, S. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. **Planta**, v.212, p.475-486, 2006.

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB; 2005. Disponível em < http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf>. Acesso em 10 set. 2007.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA Nº 307/2002 - "Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil" - Data da legislação: 05/07/2002 - Publicação DOU nº 136, de 17/07/2002, págs. 95-96.

COSTA, D. G.; MOREIRA A. Dinâmica da matéria orgânica na recuperação de clareiras da floresta amazônica. **Pesq. Agropec. Bras.**, v.39, n.10, p.1013-1019, 2007.

DICKINSON, N.M. Strategies for sustainable woodland on contaminated soils. **Chemosphere**, v. 41, p. 259–263, 2000.

DICKINSON, N.M.; LEPP, N.W. Metals and trees: impacts, responses to exposure and exploitation of resistance traits. In: Prost R, editor. **Contaminated soils: the 3rd International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements**. Paris: INRA. p.247–54. 1997.

DINARDI, A.L.; FORMAGI, V. M.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N.de; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. In: III FÓRUM DE ESTUDOS CONTÁBEIS. **Fitorremediação**. p.15. 2003.

ELTROP, L.; BROWN, G.; JOACHIM, O.; BRINKMANN, K. Lead tolerance of betula and salix in the mining area of Mechernich/Germany. **Plant and Soil**, v. 131, n. 2, p.279-285, 1991.

EMBRAPA/CNPS. **Manual de métodos de análise de solo**. 2ª edição, Rio de Janeiro, 1997. 212p.

FOYER, C.H.; LOPEZ-DELGADO, H.; DAT, J.F.; SCOTT, I.M. Hydrogen peroxide and glutathione associated mechanisms of acclimatory stress tolerance and signaling. **Physiologia Plantarum**, v.100, p.241-254, 1997.

GARTEN, C.T. Modeling the potential role of a forest ecosystem in phytostabilization and phytoextraction of ⁹⁰Sr at a contaminated watershed. **Jornal Environ. Radioact.**, v.43, p.305– 23, 1999.

GRAZZIOTTI, P.H.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S. Espécies arbóreas e ectomicorrizas em relação ao excesso de metais pesados. **Tópicos em Ciência do Solo**, v.5, p.55-105. 2003.

GREENPEACE. Metais pesados. Disponível em <
http://www.greenpeace.org.br/toxicos/?conteudo_id=818&sub_campanha=0&img=15>.
Acesso em 12 jun. 2007.

GRIFFITH, J.J., DIAS, L.E.; JUCKSCH, I. **Novas estratégias ecológicas para a revegetação de áreas mineradas no Brasil**. In: Simpósio Sul Americano de Recuperação de áreas degradadas,1.; Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas degradadas, 2., 1994, Foz do Iguaçu. Anais. Curitiba: FUPEF.p.31-43. 1994.

GUIMARAES, M. A. ; SANTANA, T.A. ; SILVA, E.V. ; ZENZEN, I.L. ; LOUREIRO, M. E. . Toxicidade e tolerância ao cádmio em plantas. **Revista Trópica-Ciências Agrárias e Biológicas**, v. 3, p. 58-68, 2008.

HARRISON, R.M.; LAXE, D.P.; WILSON, S.J. Chemical associations of lead, cadmium, copper, and zinc in street dust and roadside soils. **Environ. Sci. Technol.**, v.15, p.1378–1383 .1981.

HOUAISS, A. **Dicionário da língua portuguesa**, Rio de Janeiro, 2001. 2922p.

JACKSON, A.P., ALLOWAY, B.J. Transfer of cadmium from soils to the human food chain, in Adriano, D.C., **Biogeochemistry of Trace Metals**, Lewis Publisher, Baton Rouge, Fla. P.109-158. 1992.

JAMES, B.R. Remediation-by-reduction strategies for chromate-contaminated soils. **Environ. Geochem. Health**, v.23, p.175– 179, 2001.

JOHNSON, M.S.; COOKE, J.A.; STEVENSON, J.K.W. Revegetation of metalliferous wastes and land after metal mining. In: HESTER RE, HARRISON RM, editors. **Mining and its environmental impact**. London: Royal Society of Chemistry; p.31–47. 1992.

KABATA-PENDIAS, A; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3^a ed. Boca Raton: CRC Press, 1984. 413p.

KAHLE, H. Response of roots of trees to heavy metals. **Environmental and Experimental Botany**, v. 33, p.99–119, 1993.

KLAUBERG-FILHO, O.; SIQUEIRA, O. J.; MOREIRA, F. M. S.; SOARES, C. R. F. S.; SILVA, S. Ecologia, função e potencial de aplicação de fungos micorrízicos arbusculares em condições de excesso de metais pesados. In: **Tópicos em Ciência do Solo**, v.4, p. 85-144. 2005.

KOPPONEN, P.; UTRIANEN, M.; LUKKARI, K.; SUNTIOINEN, S.; KAARENLAMPI, L.; KAARENLAMPI, S. Clonal differences in copper and zinc tolerance of birch in metal-supplemented soils. **Environ. Pollut.**, v. 112, p.89–97, 2001.

LEPP, N.W.; LARDLEY, G.T. Growth and trace metal content of European sycamore seedlings grown in soil amended with sewage sludge. **Jornal Environ. Qual.**, v.7, p.413–416, 1978.

LINDSAY, W.L., NORWELL, W. A. Development of a DTPA test zinc, iron, Mn and copper. **Soil Sci. Soc. Am. Proc.**, v.42, p.421-428, 1978.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**. Ed. Plantarum, Nova Odessa. 351p. 1992.

MA, L.Q.; KOMAR, K.M.; TU, C.; ZHANG, W.H. ; CAI, Y. ; KENNELLEY, E.D. A fern that hyperaccumulates arsenic – A hardy, versatile, fast growing plant helps to remove arsenic from contaminated soils. **Nature**, v.409, p.579-579, 2001.

MAGALHÃES, M. O. L. **Avaliação do potencial de espécies de eucalipto na remediação de áreas contaminadas com metais pesados**. Seropédica, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2008. 59p. (Dissertação Mestrado).

McGRATH, S.P. Phytoextraction for soil remediation. In: **R.R. Brooks (Ed.)** Plants that hyperaccumulate heavy metals. (p.261-288). CAB International, Oxon, UK. 1998.

MENCH, M.J.; DIDIER, V.L.; LÖFFLER, M.; GOMEZ, A.; MASSON, P. A Mimicked In-Situ Remediation Study of Metal-Contaminated Soils with Emphasis on Cadmium and Lead. **Jornal Environ. Qual.**, v. 23, p.58-63, 1994.

MESQUITA, A. A.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; OLIVEIRA, C. de; MAZUR, N.; SANTOS, F. S. dos. Remediação de solos tratados com lodo rico em Zn. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.3, p.738-744, 2006.

MESQUITA, A.A. **Remediação de áreas contaminadas por metais pesados provenientes de lodo de esgoto**. Seropédica, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2002. 68p. (Dissertação Mestrado).

MEURER, E.J. Fatores que influenciam o crescimento e o desenvolvimento das plantas. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, c. II, p.65-90, 2006.

MILLER, W.P., MARTENS, D.C.; ZELAZNY, L.W. Effect of sequence in extraction of Trace Metals from Soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.50, p.598- 601, 1986.

MISSOURI PLANTS. *Acacia angustissima*. <http://www.missouriplants.com>. Acessado em 13 out. 2008.

MULLIGAN, C.N.; YONG, R.N.; GIBS, B.F. Remediation technologies for metal contaminated soils and groundwater: an evaluation. **Engineering Geology**, v. 60, p.193-207, 2001.

NAUMOFF, A. F.; PERES, C. S. Reciclagem de matéria orgânica. In: D'ALMEIDA, M.L. O.; VILHENA, A. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. São Paulo: IPT/CEMPRE, 370 p. 2000.

OLIVEIRA, C. **Avaliação do potencial de contaminação de dois solos agrícolas com lodo enriquecido com Cd, Pb e Zn**. Seropédica, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 1998. 188p. (Tese de Doutorado).

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E. Mobilidade de metais pesados em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**, v. 58, n. 4, p.807-12, out./dez. 2001.

PEREIRA, A. C. C. **Uso de produtos industriais na inertização de Cd e Zn presentes em resíduo classe I**. Seropédica, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2004. 69p. (Dissertação Mestrado).

PILON-SMITS, E. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Biology**, Palo Alto, v.56, p.15-39, 2005.

PINHEIRO, R. S. **Inertização de Resíduos perigoso através do uso de resíduos industriais alcalinos**. Seropédica, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2003. 86p. (Dissertação Mestrado).

PIRES, F.R., SOUZA, C.M., SILVA, A.A., PROCÓPIO, S.O., FERREIRA, L.R.. Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. **Planta Daninha**, v. 21, n. 2, p. 335-341, 2003a.

PIRES, F.R., SOUZA, C.M., SILVA, A.A., QUEIROZ, M.E.I.R., PROCÓPIO, S.O., SANTOS, J.B., SANTOS, E.A., CECON, P.R. Seleção de plantas com potencial de fitorremediação de Tebuthionon. **Planta Daninha**, v. 21, n. 3, p. 451-458, 2003b.

PUNSHON, T.; DICKINSON, N.M.; LEPP, N.W. The potential of Salix clones for bioremediating metal polluted soil. In: Glimmerveen I, editor. **Heavy metals and trees**. Proceedings of a Discussion Meeting, Glasgow. Edinburgh: Institute of Chartered Foresters; p.93-104. 1996.

ROSS, S. M. **Toxic metals in soil-plant systems**. John Wiley & Sons. 496p. 1994.

SANTOS, F.S. **Remediação da contaminação com metais pesados provenientes da disposição de resíduos perigosos da produção de Zn**. Seropédica, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2005. 111p. (Tese Doutorado).

SANTOS, F.S.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; MAZUR, M. Mecanismos de tolerância de plantas a metais pesados. In: FERNANDES, M.S. **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. c. XVI, p.420-432.

SANTOS, F.S.; MAGALHÃES, M.O.L.; MAZUR, N.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B. Chemical amendment and phytostabilization of an industrial residue contaminated with Zn and Cd. **Scientia Agrícola**. v.64, n.5, p.506-512, 2007.

SASTRE, I. et al. Behavior of cadmium and nickel in a soil amended with sewage sludge. **Land degradation and development**, v.12, p.27-33, 2001.

SCHALCH, V. Atividades envolvidas no gerenciamento de resíduos sólidos. In: **TAUK TORNISIELO, S. M. (Org.)**. Análise ambiental: estratégias e ações. Rio Claro: CEA/Unesp. p.231-37. 1995.

SCOTT, K. Cause and control of losses of chromium during nitric-perchloric acid oxidation of aquatic sediments. **Analyst**, v.103, p.754-758, 1978.

SOARES, C. R. F. S.; ACCIOLY, A. M. A ; SIQUEIRA, J. O; MOREIRA, F. M. S. Diagnóstico e reabilitação de área degradada pela contaminação por metais pesados. In: CEMAC; Universidade Federal de Lavras; SOBRADE. (Org.). V Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas. Lavras., 2002, v. 1, p. 56-82.

SOARES, C. R. F. S., ACCIOLY, ADRIANA M. A., MARQUES, T. C. L. L. S. M., SIQUEIRA, J. O., MOREIRA, F. M. S. Acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de árvores em solo contaminado por rejeitos de indústria de Zn. **Rev. Bras. Fisiol. Veg.**, v.13, n.3. Lavras, 2001.

SOARES, C. R. F. S.; ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O; MOREIRA, F. M. S. Toxicidade de Zn no crescimento e nutrição de *Eucalyptus maculata* e *Eucalyptus urophylla* em solução nutritiva. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.36, p.339-348, 2001.

SOARES, C.R.F.S.; SIQUEIRA, J.O.; CARVALHO, J.G.; MOREIRA, F.M.S. & GRAZZIOTTI, P.H. Crescimento e nutrição mineral de *Eucalyptus maculata* e *Eucalyptus urophylla* em solução nutritiva com concentração crescente de cobre. **R. Bras. Fisiol. Veg.**, v.12, p.213-225, Dez., 2000.

SOARES, M. R. **Coefficiente de distribuição (Kd) de metais pesados em solos do estado de São Paulo**. Piracicaba, Universidade de São Paulo, 2004. 202p. (Tese Doutorado).

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989. 234p.

STOMP, A.M.; HAN, K.H.; WILBERT, S.; GORDON, M.P. Genetic improvement of tree species for remediation of hazardous wastes. **In Vitro Cell Dev. B.**, v.29, p.227– 232. 1993.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Boletim técnico nº5, 2ª edição, Departamento de Solos, UFRGS, Porto Alegre, 1995. 174p.

TURNER, A.P. & DICKINSON, N.M. Cooper tolerance of *Acer pseudoplatanus* L. (sycamore) in tissue culture. **New Phytol.**, v.123, p.523-530, 1993.

URE, A.; QUEVAUVILLER, P.M.; MUNTAU, H.; GRIEPINK, B. Speciation of heavy metals in soils and sediments, an account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. Intern. **J. Environ. Anal. Chem.**, v.51, p.135-151, 1993.

UTRIAINEN, M.A.; KÄRENLAMPI, S.O. & SCHAT, H. Differential tolerance to copper and zinc of micropropagated birches tested in hydroponics. **New Phytol.**, v.137, p.543-549, 1997.

VANGRONSVELD, J.; ASSCHE, F. van & CLIJSTERS, H. Reclamation of a bare industrial area contaminated by nonferrous metals: in situ metal immobilization and revegetation. **Environ. Pollut.**, v.87, p.51-59, 1995.

8 ANEXOS

ANÁLISES QUÍMICAS

RELATÓRIO DE ENSAIO ANALÍTICO SEGUNDO NBR 10.004 – 10.005 – 10.006

Projeto AS: 09510RJ

Cliente: COMPANHIA SIDERÚRGICA NACIONAL - CSN

Endereço: ROD. 393 – km 5001, VILA STA CECILIA, VOLTA REDONDA, RJ CEP: 27260-390

Código do projeto do cliente: PORTO SEPETIBA

DATAS E INFORMAÇÕES GERAIS:

Responsável pela coleta: RENATA APARECIDA

Data de Extração: 26/05/2006

Data de recebimento da amostra: 03/05/2006

Data de Injeção: 26 - 29/05/2006

Temperatura de Recebimento °C (Faixa): 24,1

Data de Digestão: N.A.

Data de amostragem (quarteamento): N.A.

Data de Quantificação: 26 – 29/05/2006

Data de Emissão do Relatório: 29/05/2006

Data de confirmação da análise pelo cliente: 08/05/2006

Data de Reemissão do Relatório: 30/05/2006

MÉTODOS UTILIZADOS:

Método(s) Interno(s)*: PE-4.9-127 Rev. 4

Método(s) Externo(s)**: USEPA 8260B e 8270C e Standard Methods of Water Analysis

Método utilizado como referência direta nos ensaios

** Método normalizado, adaptado e validado.

RESPONSÁVEIS:

Relatório emitido por Renata de Andrade Porto - CRQ 3^a Região 14541-S

Relatório revisado por Maristela de C. Rezende - CRQ 3^a Região 03212415

Responsável Técnico – Gabriela Kernick Carvalhaes, Ph.D. - CRQ 3a Região 03212398

OBSERVAÇÕES:

- o Os resultados obtidos têm seu valor restrito às amostras analisadas.
- o As amostras foram analisadas como recebidas, isentando o laboratório de qualquer responsabilidade referente aos procedimentos e dados de coleta.
- o A reprodução deste relatório só pode ser total e depende da aprovação formal deste laboratório.
- o Os métodos utilizados neste(s) ensaio(s) apresentam-se conformes em relação ao método referenciado. Caso o ensaio tenha apresentado desvios, adições ou exclusões. Estes estarão listados no item informações adicionais do relatório.
- o Os valores para amostras sólidas reportados são relativos à massa seca.
- o N.A. – Não Aplicável.
- o Em caso de reemissão do relatório esta versão substitui as versões anteriores

Identificação das Amostras:

Referência AS

09510RJ010
09510RJ011
09510RJ012
09510RJ013
09510RJ014
09510RJ015
09510RJ016
09510RJ017
09510RJ018
09510RJ019
09510RJ020
09510RJ021
09510RJ022
09510RJ023
09510RJ024
09510RJ025
09510RJ026
09510RJ027

Referência do Projeto

ID AMOSTRA: LIXIVIADO - SOLO - H-1
ID AMOSTRA: LIXIVIADO - SOLO - H-2
ID AMOSTRA: LIXIVIADO - SOLO - H-3
ID AMOSTRA: LIXIVIADO - SOLO - H-4
ID AMOSTRA: LIXIVIADO - SOLO - H-5
ID AMOSTRA: LIXIVIADO - SOLO - C-2
ID AMOSTRA: LIXIVIADO - SOLO - C-3
ID AMOSTRA: LIXIVIADO - SOLO - C-4
ID AMOSTRA: LIXIVIADO - SOLO - C-5
ID AMOSTRA: SOLUBILIZADO - SOLO - H-1
ID AMOSTRA: SOLUBILIZADO - SOLO - H-2
ID AMOSTRA: SOLUBILIZADO - SOLO - H-3
ID AMOSTRA: SOLUBILIZADO - SOLO - H-4
ID AMOSTRA: SOLUBILIZADO - SOLO - H-5
ID AMOSTRA: SOLUBILIZADO - SOLO - C-2
ID AMOSTRA: SOLUBILIZADO - SOLO - C-3
ID AMOSTRA: SOLUBILIZADO - SOLO - C-4
ID AMOSTRA: SOLUBILIZADO - SOLO - C-5

Ensaio de Lixiviação

Amostras de lixiviado – AMOSTRA 09510RJ010 – H1				
Parâmetros	Unidades	Limite de Quantificação	Resultados de Análise	VMP ²
Arsênio	mg/L	0,005	N.D.	1,0
Bário	mg/L	0,010	0,202	70,0
Cd	mg/L	0,010	N.D.	0,5
Cromo	mg/L	0,010	N.D.	5,0
Pb	mg/L	0,010	N.D.	1,0
Hg	mg/L	0,0010	N.D.	0,1
Prata	mg/L	0,010	N.D.	5,0
Selênio	mg/L	0,005	N.D.	1,0
Fluoreto	mg/L	0,02	N.D.	150,0
Cresol total	mg/L	0,002	N.D.	200,0
1,4-Diclorobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	7,5
Hexacloroetano	mg/L	0,002	N.D.	3,0
Nitrobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	2,0
1,3-Butadieno-hexacloro	mg/L	0,002	N.D.	0,5
2,4,6-Triclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	20,0
2,4,5-Triclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	400,0
Pentaclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	0,9
Hexaclorobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	0,1
Gama-BHC (Lindano)	mg/L	0,002	N.D.	0,2
Heptaclor	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Aldrin	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Epoxy Heptachlor	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Alfa-clordano	mg/L	0,002	N.D.	0,02
Gama-clordano	mg/L	0,002	N.D.	0,02
Dieldrin	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Endrin	mg/L	0,002	N.D.	0,06
4,4-DDT (p,p-DDT)	mg/L	0,002	N.D.	0,2
o,p-DDT	mg/L	0,002	N.D.	0,2
Metoxichlor	mg/L	0,002	N.D.	2,0
Benzo(a)pireno	mg/L	0,002	N.D.	0,07
Toxafeno	mg/L	0,002	N.D.	0,5
2,4-D	mg/L	0,002	N.D.	3,0
2,4,5-T	mg/L	0,002	N.D.	0,2
2,4,5-TP	mg/L	0,002	N.D.	1,0
2,4-Dinitrotolueno	mg/L	0,002	N.D.	0,13
Cloreto de vinila	mg/L	0,001	N.D.	0,5
1,1-dicloroetano	mg/L	0,001	N.D.	3,0
Clorofórmio	mg/L	0,001	0,003	6,0
1,2-dicloroetano	mg/L	0,001	N.D.	1,0
Tetracloroeto de carbono	mg/L	0,001	N.D.	0,2
Benzeno	mg/L	0,001	N.D.	0,5
Tricloroetano	mg/L	0,001	N.D.	7,0
Tetracloroetano	mg/L	0,001	N.D.	4,0
Metiletilcetona	mg/L	0,001	0,006	200,0
Piridina	mg/L	0,001	N.D.	5,0
L.Q. - Limite de Quantificação do método.				
N.D. – Não Detectado Acima do Limite de Detecção.				
V.M.P. - Valor Máximo Permitido, segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo F				
Parâmetros Segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo F				

Amostras de lixiviado – AMOSTRA 09510RJ011 – H2				
Parâmetros	Unidades	Limite de Quantificação	Resultados de Análise	VMP ²
Arsênio	mg/L	0,005	N.D.	1,0
Bário	mg/L	0,010	0,198	70,0
Cd	mg/L	0,010	N.D.	0,5
Cromo	mg/L	0,010	N.D.	5,0
Pb	mg/L	0,010	N.D.	1,0
Hg	mg/L	0,0010	N.D.	0,1
Prata	mg/L	0,010	N.D.	5,0
Selênio	mg/L	0,005	N.D.	1,0
Fluoreto	mg/L	0,02	0,10	150,0
Cresol total	mg/L	0,002	N.D.	200,0
1,4-Diclorobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	7,5
Hexacloroetano	mg/L	0,002	N.D.	3,0
Nitrobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	2,0
1,3-Butadieno hexa cloro	mg/L	0,002	N.D.	0,5
2,4,6-Triclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	20,0
2,4,5-Triclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	400,0
Pentaclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	0,9
Hexaclorobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	0,1
Gama-BHC (Lindano)	mg/L	0,002	N.D.	0,2
Heptaclor	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Aldrin	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Epoxy Heptachlor	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Alfa-clordano	mg/L	0,002	N.D.	0,02
Gama-clordano	mg/L	0,002	N.D.	0,02
Dieldrin	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Endrin	mg/L	0,002	N.D.	0,06
4,4-DDT (p,p-DDT)	mg/L	0,002	N.D.	0,2
O,p-DDT	mg/L	0,002	N.D.	0,2
Metoxichlor	mg/L	0,002	N.D.	2,0
Benzo(a)pireno	mg/L	0,002	N.D.	0,07
Toxafeno	mg/L	0,002	N.D.	0,5
2,4-D	mg/L	0,002	N.D.	3,0
2,4,5-T	mg/L	0,002	N.D.	0,2
2,4,5-TP	mg/L	0,002	N.D.	1,0
2,4-Dinitrotolueno	mg/L	0,002	N.D.	0,13
Cloreto de vinila	mg/L	0,001	N.D.	0,5
1,1-dicloroetano	mg/L	0,001	N.D.	3,0
Clorofórmio	mg/L	0,001	0,002	6,0
1,2-dicloroetano	mg/L	0,001	N.D.	1,0
Tetracloroeto de carbono	mg/L	0,001	N.D.	0,2
Benzeno	mg/L	0,001	N.D.	0,5
Tricloroetano	mg/L	0,001	N.D.	7,0
Tetracloroetano	mg/L	0,001	N.D.	4,0
Metiletacetona	mg/L	0,001	0,008	200,0
Piridina	mg/L	0,001	N.D.	5,0
L.Q. - Limite de Quantificação do método.				
N.D. – Não Detectado Acima do Limite de Detecção				
V.M.P.- Valor Máximo Permitido, segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo F				
Parâmetros Segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo F				

Amostras de lixiviado – AMOSTRA 09510RJ012 – H3				
Parâmetros	Unidades	Limite de Quantificação	Resultados de Análise	VMP 2
Arsênio	mg/L	0,005	N.D.	1,0
Bário	mg/L	0,010	0,190	70,0
Cd	mg/L	0,010	N.D.	0,5
Cromo	mg/L	0,010	N.D.	5,0
Pb	mg/L	0,010	N.D.	1,0
Hg	mg/L	0,0010	N.D.	0,1
Prata	mg/L	0,010	N.D.	5,0
Selênio	mg/L	0,005	N.D.	1,0
Fluoreto	mg/L	0,02	0,19	150,0
Cresol total	mg/L	0,002	N.D.	200,0
1,4-Diclorobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	7,5
Hexacloroetano	mg/L	0,002	N.D.	3,0
Nitrobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	2,0
1,3-Butadienohexacloro	mg/L	0,002	N.D.	0,5
2,4,6-Triclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	20,0
2,4,5-Triclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	400,0
Pentaclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	0,9
Hexaclorobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	0,1
Gama-BHC (Lindano)	mg/L	0,002	N.D.	0,2
Heptaclor	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Aldrin	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Epoxy Heptachlor	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Alfa-clordano	mg/L	0,002	N.D.	0,02
Gama-clordano	mg/L	0,002	N.D.	0,02
Dieldrin	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Endrin	mg/L	0,002	N.D.	0,06
4,4-DDT (p,p-DDT)	mg/L	0,002	N.D.	0,2
o,p-DDT	mg/L	0,002	N.D.	0,2
Metoxichlor	mg/L	0,002	N.D.	2,0
Benzo(a)pireno	mg/L	0,002	N.D.	0,07
Toxafeno	mg/L	0,002	N.D.	0,5
2,4-D	mg/L	0,002	N.D.	3,0
2,4,5-T	mg/L	0,002	N.D.	0,2
2,4,5-TP	mg/L	0,002	N.D.	1,0
2,4-Dinitrotolueno	mg/L	0,002	N.D.	0,13
Cloreto de vinila	mg/L	0,001	N.D.	0,5
1,1-dicloroetano	mg/L	0,001	N.D.	3,0
Clorofórmio	mg/L	0,001	0,002	6,0
1,2-dicloroetano	mg/L	0,001	N.D.	1,0
Tetracloroeto de carbono	mg/L	0,001	N.D.	0,2
Benzeno	mg/L	0,001	N.D.	0,5
Tricloroetano	mg/L	0,001	N.D.	7,0
Tetracloroetano	mg/L	0,001	N.D.	4,0
Metiletilcetona	mg/L	0,001	0,009	200,0
Piridina	mg/L	0,001	N.D.	5,0
L.Q. - Limite de Quantificação do método.				
N.D. – Não Detectado Acima do Limite de Detecção.				
V.M.P.- Valor Máximo Permitido, segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo F				
Parâmetros Segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo F				

Amostras de lixiviado – AMOSTRA 09510RJ013 – H4				
Parâmetros	Unidades	Limite de Quantificação	Resultados de Análise	VMP ²
Arsênio	mg/L	0,005	N.D.	1,0
Bário	mg/L	0,010	0,222	70,0
Cd	mg/L	0,010	N.D.	0,5
Cromo	mg/L	0,010	N.D.	5,0
Pb	mg/L	0,010	N.D.	1,0
Hg	mg/L	0,0010	N.D.	0,1
Prata	mg/L	0,010	N.D.	5,0
Selênio	mg/L	0,005	N.D.	1,0
Fluoreto	mg/L	0,02	0,16	150,0
Cresol total	mg/L	0,002	N.D.	200,0
1,4-Diclorobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	7,5
Hexacloroetano	mg/L	0,002	N.D.	3,0
Nitrobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	2,0
1,3-Butadienohexacloro	mg/L	0,002	N.D.	0,5
2,4,6-Triclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	20,0
2,4,5-Triclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	400,0
Pentaclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	0,9
Hexaclorobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	0,1
Gama-BHC (Lindano)	mg/L	0,002	N.D.	0,2
Heptaclor	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Aldrin	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Epoxy Heptachlor	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Alfa-clordano	mg/L	0,002	N.D.	0,02
Gama-clordano	mg/L	0,002	N.D.	0,02
Dieldrin	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Endrin	mg/L	0,002	N.D.	0,06
4,4-DDT (p,p-DDT)	mg/L	0,002	N.D.	0,2
o,p-DDT	mg/L	0,002	N.D.	0,2
Metoxichlor	mg/L	0,002	N.D.	2,0
Benzo(a)pireno	mg/L	0,002	N.D.	0,07
Toxafeno	mg/L	0,002	N.D.	0,5
2,4-D	mg/L	0,002	N.D.	3,0
2,4,5-T	mg/L	0,002	N.D.	0,2
2,4,5-TP	mg/L	0,002	N.D.	1,0
2,4-Dinitrotolueno	mg/L	0,002	N.D.	0,13
Cloreto de vinila	mg/L	0,001	N.D.	0,5
1,1-dicloroetano	mg/L	0,001	N.D.	3,0
Clorofórmio	mg/L	0,001	0,002	6,0
1,2-dicloroetano	mg/L	0,001	N.D.	1,0
Tetracloroeto de carbono	mg/L	0,001	N.D.	0,2
Benzeno	mg/L	0,001	N.D.	0,5
Tricloroetano	mg/L	0,001	N.D.	7,0
Tetracloroetano	mg/L	0,001	N.D.	4,0
Metiletilcetona	mg/L	0,001	0,011	200,0
Piridina	mg/L	0,001	N.D.	5,0
L.Q. - Limite de Quantificação do método.				
N.D. – Não Detectado Acima do Limite de Detecção				
V.M.P.- Valor Máximo Permitido, segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo F				
Parâmetros Segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo F				

Amostras de lixiviado – AMOSTRA 09510RJ014 - H5				
Parâmetros	Unidades	Limite de Quantificação	Resultados de Análise	VMP ²
Arsênio	mg/L	0,005	N.D.	1,0
Bário	mg/L	0,010	0,110	70,0
Cd	mg/L	0,010	N.D.	0,5
Cromo	mg/L	0,010	N.D.	5,0
Pb	mg/L	0,010	N.D.	1,0
Hg	mg/L	0,0010	N.D.	0,1
Prata	mg/L	0,010	N.D.	5,0
Selênio	mg/L	0,005	N.D.	1,0
Fluoreto	mg/L	0,02	0,13	150,0
Cresol total	mg/L	0,002	N.D.	200,0
1,4-Diclorobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	7,5
Hexacloroetano	mg/L	0,002	N.D.	3,0
Nitrobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	2,0
1,3-Butadieno hexacloro	mg/L	0,002	N.D.	0,5
2,4,6-Triclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	20,0
2,4,5-Triclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	400,0
Pentaclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	0,9
Hexaclorobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	0,1
Gama-BHC (Lindano)	mg/L	0,002	N.D.	0,2
Heptaclor	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Aldrin	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Epoxy Heptachlor	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Alfa-clordano	mg/L	0,002	N.D.	0,02
Gama-clordano	mg/L	0,002	N.D.	0,02
Dieldrin	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Endrin	mg/L	0,002	N.D.	0,06
4,4-DDT (p,p-DDT)	mg/L	0,002	N.D.	0,2
o,p-DDT	mg/L	0,002	N.D.	0,2
Metoxichlor	mg/L	0,002	N.D.	2,0
Benzo(a)pireno	mg/L	0,002	N.D.	0,07
Toxafeno	mg/L	0,002	N.D.	0,5
2,4-D	mg/L	0,002	N.D.	3,0
2,4,5-T	mg/L	0,002	N.D.	0,2
2,4,5-TP	mg/L	0,002	N.D.	1,0
2,4-Dinitrotolueno	mg/L	0,002	N.D.	0,13
Cloreto de vinila	mg/L	0,001	N.D.	0,5
1,1-dicloroetano	mg/L	0,001	N.D.	3,0
Clorofórmio	mg/L	0,001	0,003	6,0
1,2-dicloroetano	mg/L	0,001	N.D.	1,0
Tetracloroeto de carbono	mg/L	0,001	N.D.	0,2
Benzeno	mg/L	0,001	N.D.	0,5
Tricloroetano	mg/L	0,001	N.D.	7,0
Tetracloroetano	mg/L	0,001	N.D.	4,0
Metiletilcetona	mg/L	0,001	0,009	200,0
Piridina	mg/L	0,001	N.D.	5,0
L.Q. - Limite de Quantificação do método.				
N.D. – Não Detectado Acima do Limite de Detecção				
V.M.P.- Valor Máximo Permitido, segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo F				
Parâmetros Segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo F				

Amostras de lixiviado – AMOSTRA 09510RJ015 – C2				
Parâmetros	Unidades	Limite de Quantificação	Resultados de Análise	VMP ²
Arsênio	mg/L	0,005	N.D.	1,0
Bário	mg/L	0,010	0,192	70,0
Cd	mg/L	0,010	N.D.	0,5
Cromo	mg/L	0,010	N.D.	5,0
Pb	mg/L	0,010	N.D.	1,0
Hg	mg/L	0,0010	N.D.	0,1
Prata	mg/L	0,010	N.D.	5,0
Selênio	mg/L	0,005	N.D.	1,0
Fluoreto	mg/L	0,02	0,26	150,0
Cresol total	mg/L	0,002	N.D.	200,0
1,4-Diclorobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	7,5
Hexacloroetano	mg/L	0,002	N.D.	3,0
Nitrobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	2,0
1,3-Butadieno hexacloro	mg/L	0,002	N.D.	0,5
2,4,6-Triclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	20,0
2,4,5-Triclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	400,0
Pentaclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	0,9
Hexaclorobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	0,1
Gama-BHC (Lindano)	mg/L	0,002	N.D.	0,2
Heptaclor	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Aldrin	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Epoxy Heptachlor	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Alfa-clordano	mg/L	0,002	N.D.	0,02
Gama-clordano	mg/L	0,002	N.D.	0,02
Dieldrin	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Endrin	mg/L	0,002	N.D.	0,06
4,4-DDT (p,p-DDT)	mg/L	0,002	N.D.	0,2
o,p-DDT	mg/L	0,002	N.D.	0,2
Metoxichlor	mg/L	0,002	N.D.	2,0
Benzo(a)pireno	mg/L	0,002	N.D.	0,07
Toxafeno	mg/L	0,002	N.D.	0,5
2,4-D	mg/L	0,002	N.D.	3,0
2,4,5-T	mg/L	0,002	N.D.	0,2
2,4,5-TP	mg/L	0,002	N.D.	1,0
2,4-Dinitrotolueno	mg/L	0,002	N.D.	0,13
Cloreto de vinila	mg/L	0,001	N.D.	0,5
1,1-dicloroetano	mg/L	0,001	N.D.	3,0
Clorofórmio	mg/L	0,001	0,003	6,0
1,2-dicloroetano	mg/L	0,001	N.D.	1,0
Tetracloroeto de carbono	mg/L	0,001	N.D.	0,2
Benzeno	mg/L	0,001	N.D.	0,5
Tricloroetano	mg/L	0,001	N.D.	7,0
Tetracloroetano	mg/L	0,001	N.D.	4,0
Metiletilcetona	mg/L	0,001	0,008	200,0
Piridina	mg/L	0,001	N.D.	5,0
L.Q. - Limite de Quantificação do método.				
N.D. - Não Detectado Acima do Limite de Detecção				
V.M.P.- Valor Máximo Permitido, segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo F				
Parâmetros Segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo F				

Amostras de lixiviado – AMOSTRA 09510RJ016 – C3				
Parâmetros	Unidades	Limite de Quantificação	Resultados de Análise	VMP ²
Arsênio	mg/L	0,005	N.D.	1,0
Bário	mg/L	0,010	0,149	70,0
Cd	mg/L	0,010	N.D.	0,5
Cromo	mg/L	0,010	N.D.	5,0
Pb	mg/L	0,010	N.D.	1,0
Hg	mg/L	0,0010	N.D.	0,1
Prata	mg/L	0,010	N.D.	5,0
Selênio	mg/L	0,005	N.D.	1,0
Fluoreto	mg/L	0,02	N.D.	150,0
Cresol total	mg/L	0,002	N.D.	200,0
1,4-Diclorobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	7,5
Hexacloroetano	mg/L	0,002	N.D.	3,0
Nitrobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	2,0
1,3-Butadieno hexacloro	mg/L	0,002	N.D.	0,5
2,4,6-Triclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	20,0
2,4,5-Triclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	400,0
Pentaclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	0,9
Hexaclorobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	0,1
Gama-BHC (Lindano)	mg/L	0,002	N.D.	0,2
Heptaclor	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Aldrin	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Epoxy Heptachlor	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Alfa-clordano	mg/L	0,002	N.D.	0,02
Gama-clordano	mg/L	0,002	N.D.	0,02
Dieldrin	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Endrin	mg/L	0,002	N.D.	0,06
4,4-DDT (p,p-DDT)	mg/L	0,002	N.D.	0,2
o,p-DDT	mg/L	0,002	N.D.	0,2
Metoxichlor	mg/L	0,002	N.D.	2,0
Benzo(a)pireno	mg/L	0,002	N.D.	0,07
Toxafeno	mg/L	0,002	N.D.	0,5
2,4-D	mg/L	0,002	N.D.	3,0
2,4,5-T	mg/L	0,002	N.D.	0,2
2,4,5-TP	mg/L	0,002	N.D.	1,0
2,4-Dinitrotolueno	mg/L	0,002	N.D.	0,13
Cloreto de vinila	mg/L	0,001	N.D.	0,5
1,1-dicloroetano	mg/L	0,001	N.D.	3,0
Clorofórmio	mg/L	0,001	0,003	6,0
1,2-dicloroetano	mg/L	0,001	N.D.	1,0
Tetracloroetano de carbono	mg/L	0,001	N.D.	0,2
Benzeno	mg/L	0,001	N.D.	0,5
Tricloroetano	mg/L	0,001	N.D.	7,0
Tetracloroetano	mg/L	0,001	N.D.	4,0
Metiletilcetona	mg/L	0,001	0,007	200,0
Piridina	mg/L	0,001	N.D.	5,0
L.Q. - Limite de Quantificação do método.				
N.D. - Não Detectado Acima do Limite de Detecção				
V.M.P.- Valor Máximo Permitido, segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo F				
Parâmetros Segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo F				

Amostras de lixiviado – AMOSTRA 09510RJ017 – C4				
Parâmetros	Unidades	Limite de Quantificação	Resultados de Análise	VMP ²
Arsênio	mg/L	0,005	N.D.	1,0
Bário	mg/L	0,010	0,190	70,0
Cd	mg/L	0,010	N.D.	0,5
Cromo	mg/L	0,010	N.D.	5,0
Pb	mg/L	0,010	0,014	1,0
Hg	mg/L	0,0010	N.D.	0,1
Prata	mg/L	0,010	N.D.	5,0
Selênio	mg/L	0,005	N.D.	1,0
Fluoreto	mg/L	0,02	N.D.	150,0
Cresol total	mg/L	0,002	N.D.	200,0
1,4-Diclorobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	7,5
Hexacloroetano	mg/L	0,002	N.D.	3,0
Nitrobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	2,0
1,3-Butadieno hexacloro	mg/L	0,002	N.D.	0,5
2,4,6-Triclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	20,0
2,4,5-Triclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	400,0
Pentaclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	0,9
Hexaclorobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	0,1
Gama-BHC (Lindano)	mg/L	0,002	N.D.	0,2
Heptaclor	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Aldrin	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Epoxy Heptachlor	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Alfa-clordano	mg/L	0,002	N.D.	0,02
Gama-clordano	mg/L	0,002	N.D.	0,02
Dieldrin	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Endrin	mg/L	0,002	N.D.	0,06
4,4-DDT (p,p-DDT)	mg/L	0,002	N.D.	0,2
o,p-DDT	mg/L	0,002	N.D.	0,2
Metoxichlor	mg/L	0,002	N.D.	2,0
Benzo(a)pireno	mg/L	0,002	N.D.	0,07
Toxafeno	mg/L	0,002	N.D.	0,5
2,4-D	mg/L	0,002	N.D.	3,0
2,4,5-T	mg/L	0,002	N.D.	0,2
2,4,5-TP	mg/L	0,002	N.D.	1,0
2,4-Dinitrotolueno	mg/L	0,002	N.D.	0,13
Cloreto de vinila	mg/L	0,001	N.D.	0,5
1,1-dicloroetano	mg/L	0,001	N.D.	3,0
Clorofórmio	mg/L	0,001	0,004	6,0
1,2-dicloroetano	mg/L	0,001	N.D.	1,0
Tetracloroeto de carbono	mg/L	0,001	N.D.	0,2
Benzeno	mg/L	0,001	N.D.	0,5
Tricloroetano	mg/L	0,001	N.D.	7,0
Tetracloroetano	mg/L	0,001	N.D.	4,0
Metiletilcetona	mg/L	0,001	0,009	200,0
Piridina	mg/L	0,001	N.D.	5,0
L.Q. - Limite de Quantificação do método.				
N.D. – Não Detectado Acima do Limite de Detecção				
V.M.P.- Valor Máximo Permitido, segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo F				
Parâmetros Segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo F				

Amostras de lixiviado – AMOSTRA 09510RJ018 – C5				
Parâmetros	Unidades	Limite de Quantificação	Resultados de Análise	VMP ²
Arsênio	mg/L	0,005	N.D.	1,0
Bário	mg/L	0,010	0,162	70,0
Cd	mg/L	0,010	N.D.	0,5
Cromo	mg/L	0,010	N.D.	5,0
Pb	mg/L	0,010	N.D.	1,0
Hg	mg/L	0,0010	N.D.	0,1
Prata	mg/L	0,010	N.D.	5,0
Selênio	mg/L	0,005	N.D.	1,0
Fluoreto	mg/L	0,02	0,18	150,0
Cresol total	mg/L	0,002	N.D.	200,0
1,4-Diclorobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	7,5
Hexacloroetano	mg/L	0,002	N.D.	3,0
Nitrobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	2,0
1,3-Butadieno hexacloro	mg/L	0,002	N.D.	0,5
2,4,6-Triclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	20,0
2,4,5-Triclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	400,0
Pentaclorofenol	mg/L	0,002	N.D.	0,9
Hexaclorobenzeno	mg/L	0,002	N.D.	0,1
Gama-BHC (Lindano)	mg/L	0,002	N.D.	0,2
Heptaclor	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Aldrin	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Epoxy Heptachlor	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Alfa-clordano	mg/L	0,002	N.D.	0,02
Gama-clordano	mg/L	0,002	N.D.	0,02
Dieldrin	mg/L	0,002	N.D.	0,003
Endrin	mg/L	0,002	N.D.	0,06
4,4-DDT (p,p-DDT)	mg/L	0,002	N.D.	0,2
o,p-DDT	mg/L	0,002	N.D.	0,2
Metoxichlor	mg/L	0,002	N.D.	2,0
Benzo(a)pireno	mg/L	0,002	N.D.	0,07
Toxafeno	mg/L	0,002	N.D.	0,5
2,4-D	mg/L	0,002	N.D.	3,0
2,4,5-T	mg/L	0,002	N.D.	0,2
2,4,5-TP	mg/L	0,002	N.D.	1,0
2,4-Dinitrotolueno	mg/L	0,002	N.D.	0,13
Cloreto de vinila	mg/L	0,001	N.D.	0,5
1,1-dicloroetano	mg/L	0,001	N.D.	3,0
Clorofórmio	mg/L	0,001	0,002	6,0
1,2-dicloroetano	mg/L	0,001	N.D.	1,0
Tetracloroeto de carbono	mg/L	0,001	N.D.	0,2
Benzeno	mg/L	0,001	N.D.	0,5
Tricloroetano	mg/L	0,001	N.D.	7,0
Tetracloroetano	mg/L	0,001	N.D.	4,0
Metiletacetona	mg/L	0,001	0,008	200,0
Piridina	mg/L	0,001	N.D.	5,0
L.Q. - Limite de Quantificação do método.				
N.D. – Não Detectado Acima do Limite de Detecção.				
V.M.P.- Valor Máximo Permitido, segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo F				
Parâmetros Segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo F				

Ensaio de Solubilização

Amostras de solubilizado – AMOSTRA 09510RJ019 – H1				
Parâmetros	Unidades	Limite de Quantificação	Resultados de Análise	VMP ²
Aldrin + Dieldrin	mg/L	0,0002	N.D.	0,00003
Alumínio	mg/L	0,010	0,132	0,20
Arsênio	mg/L	0,005	N.D.	0,010
Bário	mg/L	0,010	N.D.	0,7
Cd	mg/L	0,005	N.D.	0,005
Pb	mg/L	0,010	N.D.	0,01
Cianeto	mg/L	0,025	0,01	0,07
Clordano (todos os isômeros)	mg/L	0,0002	N.D.	0,0002
Cloreto	mg/L	0,50	167,93	250,0
Cobre	mg/L	0,010	N.D.	2,0
Cromo Total	mg/L	0,010	N.D.	0,05
2,4-D	mg/L	0,0002	N.D.	0,03
DDT (todos os isômeros)	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
Endrin	mg/L	0,0002	N.D.	0,0006
Fenóis Totais	mg/L	0,0002	N.D.	0,01
Ferro	mg/L	0,050	0,054	0,3
Fluoreto	mg/L	0,02	0,04	1,5
Heptacloro e epóxido	mg/L	0,0002	N.D.	0,00003
Hexaclorobenzeno	mg/L	0,0002	N.D.	0,001
Lindano (γ-BHC)	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
Mn	mg/L	0,010	0,601	0,1
Hg	mg/L	0,001	N.D.	0,001
Metoxicloro	mg/L	0,0002	N.D.	0,02
Nitrato	mg/L	0,5	N.D.	10,0
Prata	mg/L	0,010	N.D.	0,05
Selênio	mg/L	0,005	N.D.	0,01
Sódio	mg/L	0,500	139,930	200,0
Sulfato	mg/L	0,5	323,63	250,0
Surfactantes	mg/L	0,045	0,136	0,5
Toxafeno	mg/L	0,0002	N.D.	0,005
2,4,5-T	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
2,4,5 – TP	mg/L	0,0002	N.D.	0,030
Zn	mg/L	0,010	0,111	5,0
L.Q. - Limite de Quantificação do método.				
N.D. – Não Detectado Acima do Limite de Detecção				
V.M.P.- Valor Máximo Permitido, segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo G				
Parâmetros Segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo G				

Amostras de solubilizado – AMOSTRA 09510RJ020 – H2				
Parâmetros	Unidades	Limite de Quantificação	Resultados de Análise	VMP ²
Aldrin + Dieldrin	mg/L	0,0002	N.D.	0,00003
Alumínio	mg/L	0,010	0,080	0,20
Arsênio	mg/L	0,005	N.D.	0,010
Bário	mg/L	0,010	N.D.	0,7
Cd	mg/L	0,005	N.D.	0,005
Pb	mg/L	0,010	N.D.	0,01
Cianeto	mg/L	0,025	0,01	0,07
Clordano (todos os isômeros)	mg/L	0,0002	N.D.	0,0002
Cloreto	mg/L	0,50	142,99	250,0
Cobre	mg/L	0,010	N.D.	2,0
Cromo Total	mg/L	0,010	N.D.	0,05
2,4-D	mg/L	0,0002	N.D.	0,03
DDT (todos os isômeros)	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
Endrin	mg/L	0,0002	N.D.	0,0006
Fenóis Totais	mg/L	0,0002	N.D.	0,01
Ferro	mg/L	0,050	0,062	0,3
Fluoreto	mg/L	0,02	0,53	1,5
Heptacloro e epóxido	mg/L	0,0002	N.D.	0,00003
Hexaclorobenzeno	mg/L	0,0002	N.D.	0,001
Lindano (γ-BHC)	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
Mn	mg/L	0,010	0,569	0,1
Hg	mg/L	0,001	N.D.	0,001
Metoxicloro	mg/L	0,0002	N.D.	0,02
Nitrato	mg/L	0,5	N.D.	10,0
Prata	mg/L	0,010	N.D.	0,05
Selênio	mg/L	0,005	N.D.	0,01
Sódio	mg/L	0,500	107,15	200,0
Sulfato	mg/L	0,5	231,39	250,0
Surfactantes	mg/L	0,045	0,146	0,5
Toxafeno	mg/L	0,0002	N.D.	0,005
2,4,5-T	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
2,4,5 – TP	mg/L	0,0002	N.D.	0,030
Zn	mg/L	0,010	N.D.	5,0
L.Q. - Limite de Quantificação do método.				
N.D. – Não Detectado Acima do Limite de Detecção				
V.M.P.- Valor Máximo Permitido, segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo G				
Parâmetros Segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo G				

Amostras de solubilizado – AMOSTRA 09510RJ021 – H3				
Parâmetros	Unidades	Limite de Quantificação	Resultados de Análise	VMP ²
Aldrin + Dieldrin	mg/L	0,0002	N.D.	0,00003
Alumínio	mg/L	0,010	0,156	0,20
Arsênio	mg/L	0,005	N.D.	0,010
Bário	mg/L	0,010	N.D.	0,7
Cd	mg/L	0,005	N.D.	0,005
Pb	mg/L	0,010	N.D.	0,01
Cianeto	mg/L	0,025	0,01	0,07
Clordano (todos os isômeros)	mg/L	0,0002	N.D.	0,0002
Cloreto	mg/L	0,50	76,05	250,0
Cobre	mg/L	0,010	N.D.	2,0
Cromo Total	mg/L	0,010	N.D.	0,05
2,4-D	mg/L	0,0002	N.D.	0,03
DDT (todos os isômeros)	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
Endrin	mg/L	0,0002	N.D.	0,0006
Fenóis Totais	mg/L	0,0002	N.D.	0,01
Ferro	mg/L	0,050	0,074	0,3
Fluoreto	mg/L	0,02	0,03	1,5
Heptacloro e epóxido	mg/L	0,0002	N.D.	0,00003
Hexaclorobenzeno	mg/L	0,0002	N.D.	0,001
Lindano (γ -BHC)	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
Mn	mg/L	0,010	0,689	0,1
Hg	mg/L	0,001	N.D.	0,001
Metoxicloro	mg/L	0,0002	N.D.	0,02
Nitrato	mg/L	0,5	N.D.	10,0
Prata	mg/L	0,010	N.D.	0,05
Selênio	mg/L	0,005	N.D.	0,01
Sódio	mg/L	0,500	68,9	200,0
Sulfato	mg/L	0,5	184,27	250,0
Surfactantes	mg/L	0,045	0,215	0,5
Toxafeno	mg/L	0,0002	N.D.	0,005
2,4,5-T	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
2,4,5 – TP	mg/L	0,0002	N.D.	0,030
Zn	mg/L	0,010	0,255	5,0
L.Q. - Limite de Quantificação do método.				
N.D. – Não Detectado Acima do Limite de Detecção				
V.M.P.- Valor Máximo Permitido, segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo G				
Parâmetros Segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo G				

Amostras de solubilizado – AMOSTRA 09510RJ022 – H4				
Parâmetros	Unidades	Limite de Quantificação	Resultados de Análise	VMP ²
Aldrin + Dieldrin	mg/L	0,0002	N.D.	0,00003
Alumínio	mg/L	0,010	0,097	0,20
Arsênio	mg/L	0,005	N.D.	0,010
Bário	mg/L	0,010	N.D.	0,7
Cd	mg/L	0,005	N.D.	0,005
Pb	mg/L	0,010	N.D.	0,01
Cianeto	mg/L	0,025	0,01	0,07
Clordano (todos os isômeros)	mg/L	0,0002	N.D.	0,0002
Cloreto	mg/L	0,50	64,64	250,0
Cobre	mg/L	0,010	N.D.	2,0
Cromo Total	mg/L	0,010	N.D.	0,05
2,4-D	mg/L	0,0002	N.D.	0,03
DDT (todos os isômeros)	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
Endrin	mg/L	0,0002	N.D.	0,0006
Fenóis Totais	mg/L	0,0002	N.D.	0,01
Ferro	mg/L	0,050	0,043	0,3
Fluoreto	mg/L	0,02	0,03	1,5
Heptacloro e epóxido	mg/L	0,0002	N.D.	0,00003
Hexaclorobenzeno	mg/L	0,0002	N.D.	0,001
Lindano (γ-BHC)	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
Mn	mg/L	0,010	1,160	0,1
Hg	mg/L	0,001	N.D.	0,001
Metoxicloro	mg/L	0,0002	N.D.	0,02
Nitrato	mg/L	0,5	N.D.	10,0
Prata	mg/L	0,010	N.D.	0,05
Selênio	mg/L	0,005	N.D.	0,01
Sódio	mg/L	0,500	66,13	200,0
Sulfato	mg/L	0,5	226,81	250,0
Surfactantes	mg/L	0,045	0,100	0,5
Toxafeno	mg/L	0,0002	N.D.	0,005
2,4,5-T	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
2,4,5 – TP	mg/L	0,0002	N.D.	0,030
Zn	mg/L	0,010	0,994	5,0
L.Q. - Limite de Quantificação do método.				
N.D. – Não Detectado Acima do Limite de Detecção				
V.M.P.- Valor Máximo Permitido, segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo G				
Parâmetros Segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo G				

Amostras de solubilizado – AMOSTRA 09510RJ023 – H5				
Parâmetros	Unidades	Limite de Quantificação	Resultados de Análise	VMP ²
Aldrin + Dieldrin	mg/L	0,0002	N.D.	0,00003
Alumínio	mg/L	0,010	0,101	0,20
Arsênio	mg/L	0,005	N.D.	0,010
Bário	mg/L	0,010	N.D.	0,7
Cd	mg/L	0,005	N.D.	0,005
Pb	mg/L	0,010	N.D.	0,01
Cianeto	mg/L	0,025	0,01	0,07
Clordano (todos os isômeros)	mg/L	0,0002	N.D.	0,0002
Cloreto	mg/L	0,50	123,00	250,0
Cobre	mg/L	0,010	N.D.	2,0
Cromo Total	mg/L	0,010	N.D.	0,05
2,4-D	mg/L	0,0002	N.D.	0,03
DDT (todos os isômeros)	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
Endrin	mg/L	0,0002	N.D.	0,0006
Fenóis Totais	mg/L	0,0002	N.D.	0,01
Ferro	mg/L	0,050	0,128	0,3
Fluoreto	mg/L	0,02	0,07	1,5
Heptacloro e epóxido	mg/L	0,0002	N.D.	0,00003
Hexaclorobenzeno	mg/L	0,0002	N.D.	0,001
Lindano (γ-BHC)	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
Mn	mg/L	0,010	4,139	0,1
Hg	mg/L	0,001	N.D.	0,001
Metoxicloro	mg/L	0,0002	N.D.	0,02
Nitrato	mg/L	0,5	N.D.	10,0
Prata	mg/L	0,010	N.D.	0,05
Selênio	mg/L	0,005	N.D.	0,01
Sódio	mg/L	0,500	114,23	200,0
Sulfato	mg/L	0,5	311,77	250,0
Surfactantes	mg/L	0,045	0,076	0,5
Toxafeno	mg/L	0,0002	N.D.	0,005
2,4,5-T	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
2,4,5 – TP	mg/L	0,0002	N.D.	0,030
Zn	mg/L	0,010	3,966	5,0
L.Q. - Limite de Quantificação do método.				
N.D. – Não Detectado Acima do Limite de Detecção				
V.M.P.- Valor Máximo Permitido, segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo G				
Parâmetros Segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo G				

Amostras de solubilizado – AMOSTRA 09510RJ024 – C2				
Parâmetros	Unidades	Limite de Quantificação	Resultados de Análise	VMP ²
Aldrin + Dieldrin	mg/L	0,0002	N.D.	0,00003
Alumínio	mg/L	0,010	0,139	0,20
Arsênio	mg/L	0,005	N.D.	0,010
Bário	mg/L	0,010	N.D.	0,7
Cd	mg/L	0,005	N.D.	0,005
Pb	mg/L	0,010	N.D.	0,01
Cianeto	mg/L	0,025	0,01	0,07
Clordano (todos os isômeros)	mg/L	0,0002	N.D.	0,0002
Cloreto	mg/L	0,50	142,32	250,0
Cobre	mg/L	0,010	N.D.	2,0
Cromo Total	mg/L	0,010	N.D.	0,05
2,4-D	mg/L	0,0002	N.D.	0,03
DDT (todos os isômeros)	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
Endrin	mg/L	0,0002	N.D.	0,0006
Fenóis Totais	mg/L	0,0002	N.D.	0,01
Ferro	mg/L	0,050	0,094	0,3
Fluoreto	mg/L	0,02	0,03	1,5
Heptacloro e epóxido	mg/L	0,0002	N.D.	0,00003
Hexaclorobenzeno	mg/L	0,0002	N.D.	0,001
Lindano (γ-BHC)	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
Mn	mg/L	0,010	1,766	0,1
Hg	mg/L	0,001	N.D.	0,001
Metoxicloro	mg/L	0,0002	N.D.	0,02
Nitrato	mg/L	0,5	N.D.	10,0
Prata	mg/L	0,010	N.D.	0,05
Selênio	mg/L	0,005	N.D.	0,01
Sódio	mg/L	0,500	120,98	200,0
Sulfato	mg/L	0,5	261,96	250,0
Surfactantes	mg/L	0,045	0,070	0,5
Toxafeno	mg/L	0,0002	N.D.	0,005
2,4,5-T	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
2,4,5 – TP	mg/L	0,0002	N.D.	0,030
Zn	mg/L	0,010	0,422	5,0
L.Q. - Limite de Quantificação do método.				
N.D. – Não Detectado Acima do Limite de Detecção				
V.M.P.- Valor Máximo Permitido, segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo G				
Parâmetros Segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo G				

Amostras de solubilizado – AMOSTRA 09510RJ025 – C3				
Parâmetros	Unidades	Limite de Quantificação	Resultados de Análise	VMP ²
Aldrin + Dieldrin	mg/L	0,0002	N.D.	0,00003
Alumínio	mg/L	0,010	0,055	0,20
Arsênio	mg/L	0,005	N.D.	0,010
Bário	mg/L	0,010	N.D.	0,7
Cd	mg/L	0,005	N.D.	0,005
Pb	mg/L	0,010	N.D.	0,01
Cianeto	mg/L	0,025	0,02	0,07
Clordano (todos os isômeros)	mg/L	0,0002	N.D.	0,0002
Cloreto	mg/L	0,50	47,36	250,0
Cobre	mg/L	0,010	N.D.	2,0
Cromo Total	mg/L	0,010	N.D.	0,05
2,4-D	mg/L	0,0002	N.D.	0,03
DDT (todos os isômeros)	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
Endrin	mg/L	0,0002	N.D.	0,0006
Fenóis Totais	mg/L	0,0002	N.D.	0,01
Ferro	mg/L	0,050	0,020	0,3
Fluoreto	mg/L	0,02	0,05	1,5
Heptacloro e epóxido	mg/L	0,0002	N.D.	0,00003
Hexaclorobenzeno	mg/L	0,0002	N.D.	0,001
Lindano (γ-BHC)	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
Mn	mg/L	0,010	2,245	0,1
Hg	mg/L	0,001	N.D.	0,001
Metoxicloro	mg/L	0,0002	N.D.	0,02
Nitrato	mg/L	0,5	N.D.	10,0
Prata	mg/L	0,010	N.D.	0,05
Selênio	mg/L	0,005	N.D.	0,01
Sódio	mg/L	0,500	83,475	200,0
Sulfato	mg/L	0,5	179,99	250,0
Surfactantes	mg/L	0,045	0,057	0,5
Toxafeno	mg/L	0,0002	N.D.	0,005
2,4,5-T	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
2,4,5 – TP	mg/L	0,0002	N.D.	0,030
Zn	mg/L	0,010	1,581	5,0
L.Q. - Limite de Quantificação do método.				
N.D. – Não Detectado Acima do Limite de Detecção.				
V.M.P.- Valor Máximo Permitido, segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo G				
Parâmetros Segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo G				

Amostras de solubilizado – AMOSTRA 09510RJ026 – C4				
Parâmetros	Unidades	Limite de Quantificação	Resultados de Análise	VMP ²
Aldrin + Dieldrin	mg/L	0,0002	N.D.	0,00003
Alumínio	mg/L	0,010	0,087	0,20
Arsênio	mg/L	0,005	N.D.	0,010
Bário	mg/L	0,010	N.D.	0,7
Cd	mg/L	0,005	N.D.	0,005
Pb	mg/L	0,010	N.D.	0,01
Cianeto	mg/L	0,025	0,01	0,07
Clordano (todos os isômeros)	mg/L	0,0002	N.D.	0,0002
Cloreto	mg/L	0,50	151,15	250,0
Cobre	mg/L	0,010	N.D.	2,0
Cromo Total	mg/L	0,010	N.D.	0,05
2,4-D	mg/L	0,0002	N.D.	0,03
DDT (todos os isômeros)	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
Endrin	mg/L	0,0002	N.D.	0,0006
Fenóis Totais	mg/L	0,0002	N.D.	0,01
Ferro	mg/L	0,050	0,080	0,3
Fluoreto	mg/L	0,02	0,08	1,5
Heptacloro e epóxido	mg/L	0,0002	N.D.	0,00003
Hexaclorobenzeno	mg/L	0,0002	N.D.	0,001
Lindano (γ-BHC)	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
Mn	mg/L	0,010	0,063	0,1
Hg	mg/L	0,001	N.D.	0,001
Metoxicloro	mg/L	0,0002	N.D.	0,02
Nitrato	mg/L	0,5	N.D.	10,0
Prata	mg/L	0,010	N.D.	0,05
Selênio	mg/L	0,005	N.D.	0,01
Sódio	mg/L	0,500	150,97	200,0
Sulfato	mg/L	0,5	229,90	250,0
Surfactantes	mg/L	0,045	0,079	0,5
Toxafeno	mg/L	0,0002	N.D.	0,005
2,4,5-T	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
2,4,5 – TP	mg/L	0,0002	N.D.	0,030
Zn	mg/L	0,010	N.D.	5,0
L.Q. - Limite de Quantificação do método.				
N.D. – Não Detectado Acima do Limite de Detecção.				
V.M.P.- Valor Máximo Permitido, segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo G				
Parâmetros Segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo G				

Amostras de solubilizado – AMOSTRA 09510RJ027 – C5				
Parâmetros	Unidades	Limite de Quantificação	Resultados de Análise	VMP ²
Aldrin + Dieldrin	mg/L	0,0002	N.D.	0,00003
Alumínio	mg/L	0,010	0,126	0,20
Arsênio	mg/L	0,005	N.D.	0,010
Bário	mg/L	0,010	N.D.	0,7
Cd	mg/L	0,005	N.D.	0,005
Pb	mg/L	0,010	N.D.	0,01
Cianeto	mg/L	0,025	0,02	0,07
Clordano (todos os isômeros)	mg/L	0,0002	N.D.	0,0002
Cloreto	mg/L	0,50	77,60	250,0
Cobre	mg/L	0,010	N.D.	2,0
Cromo Total	mg/L	0,010	N.D.	0,05
2,4-D	mg/L	0,0002	N.D.	0,03
DDT (todos os isômeros)	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
Endrin	mg/L	0,0002	N.D.	0,0006
Fenóis Totais	mg/L	0,0002	N.D.	0,01
Ferro	mg/L	0,050	0,081	0,3
Fluoreto	mg/L	0,02	0,02	1,5
Heptacloro e epóxido	mg/L	0,0002	N.D.	0,00003
Hexaclorobenzeno	mg/L	0,0002	N.D.	0,001
Lindano (γ-BHC)	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
Mn	mg/L	0,010	1,577	0,1
Hg	mg/L	0,001	N.D.	0,001
Metoxicloro	mg/L	0,0002	N.D.	0,02
Nitrato	mg/L	0,5	N.D.	10,0
Prata	mg/L	0,010	N.D.	0,05
Selênio	mg/L	0,005	N.D.	0,01
Sódio	mg/L	0,500	80,96	200,0
Sulfato	mg/L	0,5	233,20	250,0
Surfactantes	mg/L	0,045	0,107	0,5
Toxafeno	mg/L	0,0002	N.D.	0,005
2,4,5-T	mg/L	0,0002	N.D.	0,002
2,4,5 – TP	mg/L	0,0002	N.D.	0,030
Zn	mg/L	0,010	0,867	5,0
L.Q. - Limite de Quantificação do método.				
N.D. – Não Detectado Acima do Limite de Detecção.				
V.M.P.- Valor Máximo Permitido, segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo G				
Parâmetros Segundo ABNT / NBR 10.004:2004, Anexo G				

CRENCIAMENTOS - Analytical Solutions Rio de Janeiro

NBR ISO/IEC 17025: 2001 pelo CGCRE/INMETRO – CRL 0178.

NBR ISO 9001: 2000 pela DNV/INMETRO – 379/2001.

MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento: Dioxinas, furanos e metabólitos de nitrofuranos.

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária: Dioxinas e furanos em grãos, metabólitos de nitrofuranos em carne de frango, PAH e TPH em água ambiental e efluente.