DISSERTAÇÃO

TORTA DE FILTRO E TURFA NA MITIGAÇÃO DE SOLO CONTAMINADO POR METAIS PESADOS E BORO E O USO DO NABO FORRAGEIRO COMO FITOEXTRATORA

RICARDO ALEXANDRE BRASIL JORGE

Campinas, SP

2009

INSTITUTO AGRONÔMICO

CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA TROPICAL E SUBTROPICAL

TORTA DE FILTRO E TURFA NA MITIGAÇÃO DE SOLO CONTAMINADO POR METAIS PESADOS E BORO E O USO DO NABO FORRAGEIRO COMO FITOEXTRATORA

RICARDO ALEXANDRE BRASIL JORGE

Orientadora: Cleide Aparecida de Abreu

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre** em Agricultura Tropical e Subtropical Área de Concentração em Gestão de Recursos Agroambientais.

Campinas, SP
Abril 2009

Ficha elaborada pela bibliotecária do Núcleo de Informação e Documentação do Instituto Agronômico

J82u Jorge, Ricardo Alexandre Brasil
Torta de filtro e turfa na mitigação de solo contaminado por metais pesados e boro e o uso do nabo forrageiro como fitoextratora / Ricardo Alexandre Brasil Jorge. Campinas, 2009. 70 fls.

Orientadora: Cleide Aparecida de Abreu
Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Agroambientais) – Instituto Agronômico

1. Remediação de solos 2. Matéria orgânica 3. boro 4. *Raphanus sativus* I. Abreu, Cleide Aparecida de II. Título

CDD. 631.417

SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA
DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO AGRONÔMICO
Pós-Graduação
Av. Barão de Itapura 1481 Caixa Postal 28
13001-970 Campinas, SP - Brasil
(019) 3231-5422 ramal 194
pgiac@iac.sp.gov.br

INSTITUTO AGRONÔMICO

Curso de Pós-Graduação

Agricultura Tropical e Subtropical

Certificado de Aprovação

Título: **Torta de filtro e turfa na mitigação de solo contaminado por metais pesados e boro e o uso do nabo forrageiro como fitoextratora**

Aluno: **Ricardo Alexandre Brasil Jorge**

Área de Concentração: **Gestão de Recursos Agroambientais**

Processo SAA nº: **12197/07**

Orientadora: **Dra. Cleide Aparecida de Abreu**

Aprovado pela Banca Examinadora:

Dra. Cleide Aparecida de Abreu - IAC

Dra. Maria Emilia Mattiazzo-Prezotto - Blossolo

Dr. Cristiano Alberto de Andrade - IAC

Campinas, 28 de abril de 2009

Visto:

Adriana Parada Dias da Silveira
Coordenadora
Pós-Graduação Instituto Agronômico

Aos meus pais, Miguel e Inês (*in memorian*),
pela oportunidade
da vida.
DEDICO

AGRADECIMENTOS

- À orientadora e amiga, Cleide Aparecida de Abreu, pela paciência e dedicação na elaboração desta dissertação. Certamente seus ensinamentos contribuíram, não apenas para a realização deste projeto, uma vez que permanecerão como marcas para o resto de minha vida;

- ao pesquisador, Dr. Cristiano Alberto de Andrade, pela ajuda na estatística da experimentação;

- aos professores da pós-graduação, pela troca de experiências e pela grande contribuição para minha formação;

- aos pesquisadores e técnicos do Laboratório de Fertilidade do Solo do IAC;

- aos estagiários Ariana Carramaschi, Giseli Casagrande e Gustavo Piagentini;

- à minha família, principalmente meu filho Henrique, que ajudou na moagem das plantas na época do carnaval;

- a todos os amigos da pós-graduação, pela ajuda e descontração nos momentos de aflição;

- aos amigos da Petrobras, pela ajuda nas trocas, nas planilhas e nas animações, principalmente o Fábio e o Kopke;

- aos amigos de todos os dias que contribuíram indiretamente para a realização deste trabalho e que mesmo não citados, estão em minha lembrança.

- às secretárias da pós-graduação, Adilza, Beth e Célia, na ajuda do dia a dia;

- e, principalmente, agradeço a Deus pelo desafio.

SUMÁRIO

ÍNDICE DE TABELAS VII
ÍNDICE DE FIGURAS VIII
RESUMO IX
ABSTRACT XI
1 INTRODUÇÃO 1
2 REVISÃO DE LITERATURA 3
2.1. Áreas Contaminadas no Estado de São Paulo 3
2.2. Metais Pesados no Solo 4
2.3 O Boro no Solo 7
2.4 Remediação de Solos Contaminados 9
2.4.1 Fitorremediação 10
2.4.2 Fitoextração 11
2.4.3 Fitoestabilização de Solos Multicontaminados 13
2.5 Uso da Matéria Orgânica na Mitigação do Solo 14
3 MATERIAL E MÉTODOS 18
3.1 Descrição da Área Contaminada 18
3.2 Coleta e Preparo da Amostra de Solo e Caracterização Química 18
3.3 Materiais Orgânicos Utilizados e Caracterização Química 19
3.4 Aplicação dos Tratamentos ao Solo Contaminado 20
3.5 Intalação e Condução do Experimento 20
3.6 Análises Químicas das Amostras de Solo e do Material Vegetal 22
3.6.1 Amostras de Solo 22
3.6.2 Material Vegetal 23
3.7 Avaliação da Transferência e Remoção dos Elementos 24
3.8 Análise Estatística 25
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES 26
4.1 Teores Totais dos Elementos no Solo Contaminado 26
4.2 Efeito da Aplicação da Torta de Filtro e da Turfa nos Teores Totais e Disponíveis dos Elementos no Solo Contaminado 27
4.3 Produção de Massa Seca do Nabo Forrageiro 36
4.4 Concentração de Nutrientes e Elementos Potencialmente Tóxicos no Nabo Forrageiro 41
4.4.1 Caule + Folha 41

4.4.2 Vagem.....46
4.4.3 Raiz.....47
4.5 Acúmulo de B, Cu e Zn nas Diferentes Partes da Planta do Nabo Forrageiro.....49
4.6 Eficiência do Nabo Forrageiro na Remediação de Áreas Contaminadas..... 53
5 CONCLUSÕES.....56
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....57
7 ANEXO.....70

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Teores totais de alguns nutrientes e elementos potencialmente tóxicos no solo contaminado, determinados pelo método U.S.EPA 3051.. 19

Tabela 2 – Caracterização química, com base nos teores totais, dos compostos orgânicos torta de filtro e turfa..... 19

Tabela 3 – Caracterização química, com base nos teores disponíveis, dos compostos orgânicos torta de filtro e turfa..... 20

Tabela 4 - Valores orientadores estabelecidos pela CETESB, Áustria e Comunidade Econômica Européia – CEE e teores totais de vários elementos na amostra de solo da área contaminada com resíduo..... 28

Tabela 5 – Teor total dos elementos no solo após a aplicação dos tratamentos. 28

Tabela 6 – Efeito da aplicação de doses de torta de filtro e turfa nos valores de pH em $CaCl_2$, matéria orgânica, macro e micronutrientes e metais pesados no solo. 31

Tabela 7 – Produção de massa seca da parte aérea (caule + folhas), vagem e raiz do nabo forrageiro, em função da aplicação de turfa e torta de filtro.. 39

Tabela 8 – Efeito da aplicação de doses crescentes de torta de filtro e turfa na concentração de vários elementos contidos na parte aérea (caule + folhas) do nabo forrageiro. 42

Tabela 9 – Efeito da aplicação de doses crescentes de torta de filtro e turfa na concentração de vários elementos contidos na vagem do nabo forrageiro. ... .47

Tabela 10 – Efeito da aplicação de doses crescentes de torta de filtro e turfa na concentração de vários elementos contidos nas raízes do nabo forrageiro. 48

Tabela 11 - Quantidades acumuladas de B, Cu e Zn no caule + folhas, vagem e raízes do nabo forrageiro em função dos tratamentos aplicados. 51

Tabela 12 - Quantidades acumuladas de B, Cu e Zn na parte aérea (caule + folhas e vagem)..... 52

Tabela 13 - Fator de transferência, índice de translocação, eficiência dos tratamentos em remover os elementos do solo e o tempo necessário para remediar o solo, usando o nabo forrageiro como fitoextratora. 54

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Materiais plásticos e metálicos contidos na amostra de solo e retirados junto às raízes do nabo forrageiro, após a colheita. 26

Figura 2 – Teores totais de Mo, Cu e P em função de doses de carbono orgânico aplicadas via torta de filtro e turfa.. 29

Figura 3 – Teor de matéria orgânica em função de doses de carbono orgânico aplicadas via torta de filtro. 32

Figura 4 - Teores de matéria orgânica –M.O., fósforo e cálcio em função de doses de carbono orgânico aplicadas via torta de filtro. 34

Figura 5 - Teores disponíveis de cobre, zinco, ferro, cádmio e níquel em função de doses de carbono orgânico aplicadas via torta de filtro e turfa. 35

Figura 6 - Aspecto geral das plantas de nabo forrageiro, após 65 dias da emergência, cultivadas em solo contaminado e tratado com doses de torta de filtro e turfa.. 38

Figura 7 - Efeito da adição de doses crescentes de torta de filtro e turfa nas raízes do nabo forrageiro, aos 65 dias após a emergência, cultivado em solo contaminado por diversos elementos sob condições de casa de vegetação na sede do Instituto Agronômico, onde: D-0, D-20, D-40 e D-80, representam as doses de carbono orgânico, em t ha^{-1}. 41

Figura 8 - Concentrações de P, Mg, B, Cu, Zn e Ba no caule + folha do nabo em função das doses de carbono orgânico aplicadas via torta de filtro e turfa. 45

Figura 9 – Concentrações de Fe, Zn e Mn nas raízes do nabo forrageiro em função das doses de carbono orgânico aplicadas via torta de filtro e turfa. 49

Figura 10 - Quantidade acumulada de Cu no caule + folhas do nabo forrageiro em função das doses de carbono orgânico aplicadas via torta de filtro e turfa; (**) significativo ($p<0,05\%$); ns: não significativo. 51

Figura 11 - Quantidades de Cu e Zn acumuladas na parte aérea (caule + folhas e vagem) do nabo forrageiro em função das doses de carbono orgânico aplicadas via torta de filtro e turfa; (**) significativo ($p<0,05\%$); ns: não significativo. ..52

JORGE, Ricardo Alexandre Brasil. T**orta de filtro e turfa na mitigação de solo contaminado por metais pesados e boro e o uso do nabo forrageiro como fitoextratora**. 2009. 70f. Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Agroambientais) – Pós-Graduação – IAC.

RESUMO

A disposição inadequada de resíduos com potencial poluente em locais impróprios representa sérios riscos ao ambiente e alerta a sociedade para os impactos ecológicos causados por essa prática. Dentre as várias formas de remover contaminantes de solos utilizando plantas, pode-se citar a fitoextração. Essa técnica pode ser aplicada exclusiva ou concomitantemente com outras práticas agrícolas, aumentando a eficiência de remoção do contaminante. Neste trabalho, foram avaliadas a torta de filtro e a turfa como mitigadores da contaminação do solo por metais pesados, boro e bário, bem como o nabo forrageiro como espécie fitoextratora. Os tratamentos foram constituídos por doses de torta de filtro e de turfa, tendo o nabo forrageiro como planta teste, cultivado em vasos com capacidade de 5 kg de solo. As doses de cada material, baseadas no teor de C, foram equivalentes a 0, 20, 40 e 80 t ha^{-1}. Antes do plantio do nabo forrageiro, coletou-se, em cada parcela, uma amostra de solo que foi submetida à análise química para determinação dos teores totais e disponíveis dos elementos químicos. A colheita do nabo forrageiro ocorreu aos 65 dias, separando-se parte aérea (caule + folhas), vagem e raízes que, posteriormente, foram submetidas às análises químicas dos elementos. As plantas não apresentaram sintomas de toxicidade causados por bário, boro ou metais pesados, apesar dos altos teores destes encontrados no solo e na planta. Em relação aos teores totais no solo, a aplicação de torta de filtro aumentou, principalmente, o teor de P. Quanto aos teores disponíveis, a aplicação de torta de filtro e de turfa influenciaram a maioria dos elementos, exceto Pb, Cr e Mg. A aplicação da torta de filtro aumentou os teores de M.O., P, K, Ca, B e Mn e diminuiu os teores de Cu, Fe e Cd, comparativamente à aplicação de turfa. Os tratamentos não influenciaram significativamente a produção de massa seca do caule + folhas (12,1 g $vaso^{-1}$, para a torta; e 11,8 g $vaso^{-1}$, para a turfa) e da vagem (5,4 g $vaso^{-1}$, para a torta; e 5,6 g $vaso^{-1}$, para a turfa). A maior produção de massa seca das raízes foi observada com a adição de torta de filtro (0,90 g $vaso^{-1}$, para a torta; e 0,72 g $vaso^{-1}$, para a turfa). Pelos índices de transferência, de translocação e de remoção, o nabo forrageiro foi viável somente

para fitoextração de boro da área contaminada. De acordo com esses índices, seriam necessários aproximadamente 10,6 anos para descontaminar 50% do teor de B no solo. Concluiu-se que os materiais orgânicos adicionados não foram considerados mitigadores para o solo contaminado estudado, havendo somente uma pequena redução de tempo pela adição de torta de filtro para B, e que o nabo forrageiro tem potencial para ser cultivado na área multicontaminada.

Palavras-Chave: Matéria orgânica, *Raphanus sativus*, remediação de solos, boro.

JORGE, Ricardo Alexandre Brasil. F**ilter cake and peat as amendments of contaminated soil for heavy metals and boron and the use of turnip as phytoextractor**. 2009. 70f. Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Agroambientais) – Pós-Graduação –IAC.

ABSTRACT

The inadequate disposal of highly polluting waste in inappropriate areas represents serious risks to the environment and alerts the society to the ecological impacts caused by this practice. Among several methods to remove soil contaminants, phytoextraction is the one that employs plants to extract them. This technique can be used alone or along with other agricultural practices to increase their efficiency. This study evaluated the use of filter cake and peat as amendments for contaminated soil by heavy metals, boron and barium, and turnip (*Raphanus sativus*) as a phytoextraction species. The treatments consisted of drops of filter cake and peat, and turnip was used as plant test cultivated in pots containing 5 kilograms of soil. The doses of application of each material were based on the content of C and the rates applied were equivalent to: 0, 20, 40 and 80 t ha^{-1}. Before planting the turnip forage, a sample of soil was collected in each plot and submitted to chemical analysis to determine the total and available content of each chemical element. The harvest of turnip occurred after 65 days. The shoot (stem + leaves), pods and roots were separated and submitted to chemical analysis. The plants showed no symptoms of toxicity caused by barium, boron and heavy metals, although high levels of these elements were found in both soil and plant. In relation to total content in soil, the application of filter cake increased, mostly the content of P. Considering the available contents, the application of filter cake and peat influenced significantly most elements, except for Pb, Cr and Mg. The application of filter cake increased organic matter, P, K, Ca, B and Mn concentrations, and decreased Cu, Fe and Cd contents when compared to peat application. The treatments did not influence significantly the production of dry mass of stem + leaves (12.1 g pot^{-1} for cake and 11.8 g pot^{-1} for peat), and pod (5.4 g pot^{-1} for cake and 5.6 g pot^{-1} for peat). The highest production of dry mass of roots (0.90 g pot^{-1} for cake and 0.72 g pot^{-1} for peat) was observed by the addition of filter cake. By the transfer rates, translocation and removal, the turnip was viable only for the phytoextraction of boron in the contaminated area.

According to these indices, it would take approximately 10.6 years to decontaminate 50% of B present in the soil.

Finally, it was concluded that the organic material added was not considered as amendments of the contaminated soil studied, with only a small reduction of time by the addition of filter cake to B. Also, the turnip has the potential to be grown in multicontaminated areas.

Key Words: Organic matter, *Raphanus sativus*, remediation of soils, boron.

1 INTRODUÇÃO

A intensificação do processo de industrialização é caracterizada pela geração de passivos ambientais, principalmente provenientes da produção de subprodutos indesejáveis à cadeia produtiva. Esse fato alerta a sociedade pelos impactos ecológicos causados pelo excesso de elementos potencialmente tóxicos no sistema solo-planta. Uma das principais causas é o descarte no ambiente, em locais impróprios. Seus geradores buscam destino aos rejeitos de forma economicamente viável e de baixo custo ou, se possível, sem custo algum.

Processos industriais como siderurgia, metalurgia, galvanoplastia, petroquímicas, aplicação de defensivos agrícolas, de fertilizantes, lodos de esgotos domiciliares e industriais, queima de combustíveis fósseis, águas residuárias, resíduos de indústrias de beneficiamento químico, entre outros, são fontes antrópicas de metais pesados. Na manufatura de ligas metálicas ainda são adicionados outros elementos químicos, como o bário e o boro. O solo, como meio promissor para reciclagem de vários resíduos com a finalidade de melhorar seus atributos físicos e fornecer nutrientes às plantas (ABREU et al., 2002), muitas vezes recebe descarte de resíduos industriais, acarretando problemas ambientais de difícil solução. Os materiais metálicos depositados no solo podem ser fonte de poluição de corpos d'água ou ser lixiviados para águas subterrâneas e solos do entorno, causando restrição à sua utilização nas mais variadas formas.

A acumulação de metais pesados, bário e boro no meio edáfico é, portanto, uma importante via de contaminação da cadeia trófica, necessitando de controle e monitoramento. A estabilização de espécies químicas potencialmente tóxicas no solo precede a descontaminação e assume importância crescente no processo. Dentre as várias formas de mitigar contaminantes dos solos, além das técnicas físico-químicas que possuem elevado custo, pode-se citar a fitorremediação, que emprega o uso de plantas para degradar, extrair (acumulação ou volatilização) e estabilizar (imobilização) os contaminantes. Essa técnica apresenta a vantagem de poder ser utilizada em grandes áreas a um baixo custo e, ainda, de melhorar a paisagem e a estética local, de ser uma técnica conservacionista, de valorizar as áreas adjacentes com baixo custo energético.

A fitoextração e a fitoestabilização são tecnologias emergentes para despoluição de solos contaminados por metais pesados e/ou ânions, como boro. De acordo com a

USEPA (2009b), a fitoextração emprega plantas hiperacumuladoras para translocar e concentrar contaminantes do solo à raiz e, então, à parte aérea, que deve ser removida da área poluída. É aplicada a metais, como Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn; a metalóides, como As e Se; ou a radionuclídeos $_{90}Sr$, $_{137}Cs$, $_{234}U$, $_{238}U$; e a não metais, como B. A fitoestabilização refere-se à exploração dos contaminantes no solo pelos vegetais e à imobilização dos elementos tóxicos *in loco*, técnica utilizada principalmente para metais em vastas áreas contaminadas, impedindo sua disseminação no ambiente (SCHNOOR, 1997). A vegetação instalada modifica as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, reduz os contaminantes por meio da absorção, acumulação e adsorção pelas raízes, podendo promover a precipitação, complexação ou redução da valência dos metais na zona radicular e também daqueles ligados aos exsudatos orgânicos das raízes e à matéria orgânica.

Muitas vezes, o grau de contaminação do solo é alto, como ocorre no entorno de minas ou locais que foram contaminados por metais. Isso faz com que a técnica de fitoextração não tenha sucesso devido à dificuldade de estabelecimento da vegetação. Então, nesses casos, é recomendável, primeiramente, estabilizar o contaminante, reduzindo-o a um nível mais tolerável às plantas e depois aplicar a técnica da fitoextração. Dentre os mitigadores, a matéria orgânica tem indicado excelentes resultados pelos vários estudos já realizados para solos contaminados com metais pesados e boro, propiciando um ambiente favorável ao cultivo e à descontaminação.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o uso da torta de filtro e da turfa como mitigadores do solo contaminado por metais pesados, bário e boro e o potencial fitoextrator do nabo forrageiro.

Hipóteses testadas:

- os materiais orgânicos torta de filtro e turfa aumentam a complexação de metais pesados e boro, diminuindo a disponibilidade de B e aumentando a disponibilidade de metais pesados para o nabo forrageiro;

- o nabo forrageiro é uma planta fitoextratora de metais pesados e B;

-o nabo forrageiro é uma planta eficiente para ser cultivada no solo multicontaminado de Piracicaba.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Áreas Contaminadas no Estado de São Paulo

Os números de áreas contaminadas aumentaram com a intensificação da fiscalização de órgãos ambientais, como a Cetesb, na última década, mas tendem a diminuir com aplicação de leis mais rígidas. Exemplificando, pode-se citar o decreto estadual nº. 8.468, de 8 de setembro de 1976, regulamentando a Lei nº. 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a Prevenção e o Controle da Poluição do Ambiente, proibindo depositar, dispor, descarregar, enterrar, infiltrar ou acumular resíduos no solo, visando à proteção do subsolo e, consequentemente, a segurança das águas subsuperficiais (CETESB, 2009a) e também o decreto federal nº. 3.179, de 21 de setembro de 1999, regulamentando a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, que dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, como causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora, conhecida como Lei de Crimes Ambientais (IBAMA, 2009).

As definições de contaminantes e poluentes dos solos são controversas e geralmente utilizadas com o mesmo sentido. Contaminantes podem ser definidos como qualquer substância química que não faz parte da composição natural do solo e que geralmente são introduzidos em sua matriz por fatores ambientais, regionais ou atividades antropogênicas. Já o poluente é o contaminante identificado e que oferece risco à saúde humana e ao ambiente, dado a sua natureza, independente da concentração (MULLIGAN & YONG, 2004).

O aumento de áreas contaminadas ocorre muitas vezes pelo desenvolvimento desordenado de áreas industriais e descartes de contaminantes no ambiente. Somente no Estado de São Paulo foram detectadas 2.272 áreas contaminadas, das quais 12% exclusivamente por metais, totalizando 276 áreas. O aumento no número de áreas contaminadas observado desde 2006 foi de 25%, passando de 1.822 para 2.272 áreas. O número de áreas com remediação em andamento passou de 682 para 884 e o número de remediações concluídas aumentou de 46 para 94 (CETESB, 2009b).

A região de Piracicaba é a segunda em número de áreas contaminadas no Estado, totalizando 352, perdendo para a Baixada Santista com 1.175, sendo que nesta

última existe o pólo industrial de Cubatão. De acordo com a Cetesb, o descarte de resíduos em locais impróprios é o terceiro maior contribuidor de poluição para a região de Piracicaba.

2.2. Metais Pesados no Solo

A origem dos metais pesados e de todos os elementos químicos encontrados na natureza remonta a bilhões de anos, desde o Big Bang até os dias atuais. Sua formação surge de sucessivas fusões a partir do hidrogênio até a síntese do ferro. Quando uma nuvem de nêutrons se espalha pelo universo, logo após a explosão de alguma estrela, são capturados seus nêutrons por outros nuclídeos e inicia-se a formação da supernova. Nessa fase forma-se a maior parte dos metais pesados, como Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Cd, Hg, Pb, Bi e U. Os elementos de números atômicos menores que o Fe são 1.000 vezes mais abundantes que os de números atômicos maiores, tendo como base o nosso sistema solar (ALLEONI et al., 2005a).

O termo metal pesado é utilizado largamente para classificar uma variedade de elementos metálicos presentes no ambiente. Essa definição é também bastante controversa. São classificados como elementos químicos que possuem número atômico maior que o Sr, ou seja, maior que 38. Mas, usualmente, incluem elementos com número atômico maior que 20 (MULLIGAN & YONG, 2004), onde está inclusa uma série de micronutrientes essenciais. PIERZYNSKI et al. (2000) classificam metais pesados os elementos metálicos com número atômico maior que o Fe, ou seja, maior que 26 ou densidade maior que 5,0 g cm^{-3}, excluindo muitos metais como o Mn e Cr. Esses elementos presentes no ambiente são chamados também de elementos traços, pois naturalmente apresentam concentrações muito pequenas.

A origem dos metais presentes no solo pode ser dividida em duas categorias: (i) os litogênicos: quando são provenientes de fontes geológicas, como resíduo de rocha, ou liberados pelo intemperismo e (ii) antropogênicos: quando são adicionados ao solo pela atividade humana como mineração, aplicação de defensivos agrícolas e fertilizantes, dentre outros (ALLOWAY, 1995).

Os metais pesados encontrados naturalmente nos solos são resultantes de processos biogeoquímicos ocorridos na natureza e suas concentrações, geralmente, são muito baixas (traços), não tóxicas para a maioria dos seres vivos. São encontrados sob a forma de óxidos, hidróxidos, brometos, sulfatos, sulfetos, cloretos, iodetos, silicatos, e

demais composições, dependendo de sua afinidade com outros elementos químicos (BORKERT & LANTMANN, 1988).

A análise química das principais rochas ígneas (rochas que juntamente com as metamórficas recobrem 95% da Terra) existentes na litosfera e o cálculo aproximado das proporções em que ocorrem permitem afirmar que a amplitude de variação dos teores totais dos metais pesados é de, em mg kg^{-1}: o zinco (esfalerita), de 40-118; o cobre (calcopirita), de 10-94; o chumbo (galena), de 0,5-19; o cádmio (ligado aos metais Cu, Pb e Zn), de 0,05-0,21; o níquel (pentlandita), de 4-2.000; e o cromo (cromita), de 4-1.800 (FAURE, 1991). No Brasil, FADIGAS et al. (2006), analisando alguns elementos pela extração com água régia a partir de um conjunto de 256 amostras de solo, compreendendo os horizontes A e B (ou C) de 110 perfis, especialmente Latossolos e Argissolos, encontraram teores totais, em mg kg^{-1}, de: Cd (0,3-1,6); Pb (3–40); Zn (6–79); Cu (2–119); Ni (5–35); Cr (19–65); e Co (2-20).

Os metais pesados interagem no sistema solo onde ocorrem várias reações químicas, físicas e biológicas. A distribuição em profundidade dos metais pesados em perfis de solos mostra-se variável. Isso ocorre devido às diferenças na capacidade de retenção dos componentes das diversas camadas, em função de processos pedogenéticos e/ou de ciclagem dos elementos pelas plantas (ALLEONI et al., 2005b). Esses pesquisadores verificaram essa diferença por meio das análises de amostras de horizontes superficiais e subsuperficiais de solos tropicais, para Cd e Cu. No horizonte A, a adsorção máxima de Cd foi correlacionada positivamente com a CTC total, superfície específica e com os teores de argila, silte, óxidos de Fe e Al total. No horizonte B, houve correlação com a CTC efetiva, o pH e o teor de óxidos de Fe. Para o Cu, a adsorção máxima foi positivamente correlacionada com a saturação por Al no horizonte A e, no B, com o pH, sendo que nos dois horizontes houve correlação com os teores de argila e óxidos de Al. ANDERSSON (1977) apud ALLEONI et al. (2005b) já havia verificado que a granulometria do solo e o raio iônico dos elementos químicos possuíam papel fundamental nessa distribuição. Segundo esse autor, à medida que se reduz o raio iônico dos metais, como Cd, Pb, Co, Cu, Cr, Mn e Zn, aumenta a correlação com o teor de argila da camada superficial em vários solos. KUMPIENE et al. (2008) também citaram, em sua revisão, que a fração argila possui forte afinidade com metais pesados, havendo um aumento da adsorção destes com o aumento do teor de argila.

Muitos fatores podem afetar essa retenção de metais pesados no solo além do teor de argila como, por exemplo, a presença de óxidos, do teor de carbono e do pH do solo (KABATA-PENDIAS, 2001; FADIGAS et al., 2006; CLEMENTE & BERNAL, 2006; KIDD et al., 2007; BOSE & BHATTACHARYYA, 2008).

Os óxidos de Fe, Al e Mn, formadores dos minerais presentes no solo, participam da imobilização dos metais pesados, formando precipitados ou reduzindo sua mobilidade no ambiente. Os óxidos (α-Fe_2O_3), hidróxidos (β-$Al(OH)_3$) ou oxihidróxidos (α-FeOOH), também chamados somente por óxidos, são abundantes em solos de climas tropicais. Estes representam o último estágio da intemperização dos minerais. Embora possuam CTC muito baixa, apresentam alta capacidade em reter cátions e ânions por meio de complexos de superfície de esfera interna (ERNANI, 2008). KUMPIENE et al. (2008) citam que, na estabilização de As, Cr, Cu, Pb e Zn, o uso de tratamentos com óxidos de Mn, Fe e Al foram eficientes em imobilizar esses elementos químicos. A lixiviação e a disponibilidade de metais foram reduzidas por meio de vários processos de sorção, como adsorção de superfície nos minerais, precipitação e troca iônica.

Por outro lado, um importante fator que ocorre no sistema solo é o efeito sinérgico entre os metais na superfície de adsorção. A presença de elementos como Cu ou Pb reduz a eficiência de estabilização do Zn, por exemplo, devido à competição pelos campos de sorção. Em contrapartida, vários contaminantes de cargas opostas podem ter um efeito sinérgico em outro e aumentar a capacidade de retenção como, por exemplo, formação de complexos As-Zn precipitados em óxidos e oxihidróxidos de Fe (GRAFE et al., 2004).

Outro fator que afeta a retenção dos metais pesados é a matéria orgânica. A matéria orgânica compete pelos metais com os sítios de troca dos óxidos, reduzindo a acumulação desses nos vegetais e então, diminuindo o risco à saúde humana (KUMPIENE et al., 2008). Isso ocorre porque a fração húmica da matéria orgânica do solo possui alta capacidade de reagir com metais, argilominerais, óxidos e com várias moléculas orgânicas, incluindo pesticidas (ERNANI, 2008). Além disso, complexos de metais pesados com substâncias húmicas são de grande importância, pois ocorrendo a quelação dos metais e, consequentemente, aumento na solubilidade, ocasionam maior mobilidade tanto por difusão quanto por fluxo de massa (CAMARGO, 1997), que são fatores importantes quando se deseja implementar a fitoextração. SCHWAB et al. (2007) conduziram um experimento para investigar a lixiviação dos metais Zn, Cd e Pb, com uso de tratamentos à base de esterco bovino, em colunas. Eles verificaram aumento

da lixiviação de metais devido à sua complexação com a matéria orgânica solúvel. Esse comportamento é de grande importância pelo fato de os compostos orgânicos serem concorrentes com os minerais do solo pelos metais, quando participam da fração do solo em proporção relevante.

A calagem, prática usada para elevar o pH, é uma das técnicas mais importantes para reduzir a mobilidade e a disponibilidade de metais às plantas (KUMPIENE et al., 2008). Tal prática é muito utilizada em sítios contaminados por metais, mostrando resultados imediatos. Dessa forma, elevando-se o pH, normalmente espera-se que a adsorção desses elementos também seja elevada. Com o aumento do pH ou decréscimo de H^+, diminui a concentração de cátions livres na solução do solo e, do mesmo modo, quando o pH diminui, eleva-se a sua concentração. Por isso, os metais tendem a dessorver em baixos valores de pH e, consequentemente, a sua adsorção fica desfavorável (GRASSI et al., 2000).

O pH também interfere na interação entre os metais. MACDONALD (1994) apud MULLIGAN & YONG (2004) relatou que a precipitação de Pb, Cu e Zn adicionados em solução aquosa, separadamente ou misturados entre si, precipitaram em diferentes faixas de pH. Separadamente, o Pb, o Cu e o Zn iniciaram a sua precipitação nos valores de pH de 3,5; 4,0; e 6,4 e finalizaram em 7,0; 6,0; e 7,0, respectivamente. Quando misturados entre si na solução, o Zn iniciou sua precipitação em pH de 4,4, finalizando em 7,0, sendo afetado pela presença de outros metais pesados na solução; fato não observado para Pb e Cu. GRAFE et al. (2004) também relataram que o Pb e o Cu aumentaram a mobilidade de Zn no solo.

2.3 O Boro no Solo

O boro (B), assim como os metais pesados, tem sua origem na cosmogênese, a partir do Big Bang. O B foi o primeiro elemento a ter sua essencialidade demonstrada para o crescimento das plantas em 1920, sendo um micronutriente essencial para o crescimento e o bom desenvolvimento de plantas superiores. Pertence ao grupo dos semicondutores, possuindo propriedades intermediárias entre metal e não metal. Em pH próximo ao neutro, o B é encontrado na maioria dos fluidos biológicos (~96%), como ácido bórico (H_3BO_3), e em pequena quantidade de ânion borato $B(OH)^-_4$, sendo ambos formadores de complexos com uma ampla variedade de açúcares e compostos contendo o grupo hidroxila (OH^-) (BOLAÑOS et al., 2004). No solo, é geralmente encontrado

como ácido bórico e como ânion borato, sendo que o H_3BO_3 é a forma predominante nos valores mais comuns de pH dos solos, enquanto o $B(OH)^-_4$ predomina somente em pH acima de 9,2 (LINDSAY, 1979).

Apesar da prevalência de solos com baixos teores de B, sua elevada concentração pode causar toxicidade às culturas e redução da produtividade. Teores de B acima de 3,0 mg dm^{-3} já indicam efeitos tóxicos em muitas plantas (ABREU et al., 2005), sendo que as maiores contribuições de B no ambiente ocorrem por via antrópica. Naturalmente, as maiores concentrações de B nos solos são derivadas de vapores e de sedimentos marinhos. A concentração litogênica nos solos varia de 7 a 80 mg kg^{-1} e é distribuída na crosta terrestre na faixa de 5 mg kg^{-1} em basaltos e 100 mg kg^{-1} em xistos (SHORROCKS, 1997). Nos oceanos, situa-se na faixa de 4,5 mg L^{-1}, sendo este reservatório a principal fonte e estoque de B natural no ambiente (LEMARCHAND et al., 2000).

A alta concentração de B nos solos ocorre por influência antrópica, visto que o descarte de resíduos industriais que empregam o B na manufatura tem aumentado. O B é constituinte básico de vidros, esmaltes cerâmicos, ligas metálicas e detergentes, que na decomposição podem reagir com o solo. Devido ao elevado potencial de entrada de boro na cadeia alimentar humana, em concentrações que podem causar sérios riscos à saúde, tornou-se importante conhecer seu comportamento químico no solo, sob o ponto de vista agronômico e ambiental (SOARES et al., 2005). Esse elemento possui forte afinidade, principalmente às frações argila e à matéria orgânica do solo, e está presente na composição de vários minerais associados a silicatos e a hidróxidos (KABATA-PENDIAS, 2001), em que os processos de adsorção e dessorção possuem papel determinante na sua solubilidade no solo e, consequentemente, na disponibilidade às plantas (SHARMA et al., 2006).

LEE et al. (2008) avaliaram a absorção de B pela cultura de arroz, bem como seu acúmulo no solo, pela aplicação de cinzas residuárias industriais ricas em boro. Nas doses 0, 40, 80 e 120 t ha^{-1} , o conteúdo de B na cultura foi, respectivamente, de 450, 580, 590 e 620 g ha^{-1} e retenção pelo solo de 60, 64, 74 e 83 mg kg^{-1}, respectivamente. A massa seca aumentou até a dose 3 (14,8; 15,3; 15,6; 15,3 t ha^{-1}). De maneira geral, de 60 a 80% de B ficaram retidos na fração residual e menos de 3% na forma lábil; de 18 a 38% distribuídos nos óxidos de Fe e Al, os quais não sofreram influências das doses, concluindo que não houve toxicidade às plantas naquelas doses de aplicação. JIN et al. (1987) encontraram grande quantidade de B ocluído no cristalino de oxihidróxidos de

Al e Fe (acima de 74% do total) e pequena quantidade ocluído nos oxihidróxidos de Al e Fe amorfos (até 34%). Óxidos e hidróxidos de Fe e Al são importantes componentes de solos altamente intemperizados de países tropicais e adsorvem grandes quantidades de boro (GOLDBERG & GLAUBIG, 1985). Esse elemento é citado, entre os micronutrientes, como o mais móvel e mais facilmente lixiviável, embora seja o mais sorvido pelo solo, em comparação a outros ânions, como Cl^- e NO^-_3 (GUPTA, 1993).

Quanto à influência do pH para o B, a maior disponibilidade desse elemento é encontrada na faixa de 5,0 a 7,0; valores abaixo de 5,0 e acima de 7,0 diminuem a disponibilidade de B às plantas (ESPINOZA & OLIVEIRA, 1984). Apesar de o B existir no solo na forma de ânion borato ou na forma de ácido bórico, possui comportamento muito similar aos cátions metálicos em relação à acidez (KABATA-PENDIAS, 2001). Esse fato ocorre porque, em valores de pH menores que 7,0, o ácido bórico, forma disponível às plantas, é predominante no solo e tem pouca afinidade com os minerais de argila. À medida que o pH aumenta acima de 7,0, aumenta a concentração de B na forma de borato, que possui forte afinidade pelos minerais de argilas, resultando no aumento da adsorção do B aos colóides do solo (HU & BROWN, 1997). A influência do pH nas substituições de B por Al^{3+} e/ou Si^{4+} ocorre por meio de substituições nos sítios de troca, por meio de mecanismos como ligação iônica, formação de complexos de superfície e incorporação aos minerais de argila (GUPTA, 1993). Em solos ácidos, a adsorção de B na superfície dos óxidos e hidróxidos e sua incorporação dentro das camadas intersticiais ou posições estruturais de aluminossilicatos são os mecanismos predominantes. Esses mecanismos são altamente dependentes de pH, com o máximo de adsorção de B ocorrendo entre pH 7,0 e 9,0, decrescendo além desses limites (KABATA-PENDIAS, 2001).

2.4 Remediação de Solos Contaminados

A estimativa mundial para os gastos anuais com a despoluição ambiental gira em torno de 25 – 30 bilhões de dólares. Esse mercado, que já é estável nos Estados Unidos (7 – 8 bilhões), tende a crescer no Brasil, uma vez que os investimentos para tratamento dos rejeitos humanos, agrícolas e industriais crescem à medida que aumentam as exigências da sociedade e que leis mais rígidas são aplicadas (GLASS, 1998).

A remediação de áreas contaminadas por metais pesados pode ser realizada por meio de escavação, extração ou disposição em aterros, porém não é possível realizar sua

recuperação em grandes áreas, uma vez que se torna muito onerosa devido à utilização de maquinários e de elevada quantidade de energia. Quanto ao sistema solo, além da destruição da sua estrutura, há redução drástica da capacidade do solo em sustentar a produção agrícola (ACCIOLY & SIQUEIRA, 2000).

O custo aproximado do tratamento por meio de escavação-aterro varia de 150-300 dólares por tonelada, em solo contaminado por chumbo; o que, para muitos, torna-se economicamente inviável. Uma opção às técnicas de escavação, extração e disposição em aterros é a fitorremediação, como técnica de recuperação de solos contaminados. A técnica da fitoextração tem um custo variável de 20-80 dólares por tonelada de solo tratado, trinta vezes menor que a escavação-aterro (ENSLEY, 2000).

2.4.1 Fitorremediação

Fitorremediação é o uso direto de vegetação para reduzir o risco de contaminação dos solos e águas subterrâneas, conhecida também como remediação verde ou botano-remediação. Mais que uma simples recomposição da cobertura vegetal, a fitorremediação requer uso de plantas selecionadas e adaptadas para o tratamento escolhido (U.S.EPA, 2009c). Essa técnica de remediação ocorre por meio dos seguintes mecanismos: a) absorção e acumulação dos metais pesados nos tecidos das plantas (fitoextração); b) adsorção dos metais no sistema radicular ou incorporação dos metais à lignina da parede vegetal e/ou húmus do solo, precipitando os metais sob formas insolúveis e, consequentemente, imobilizando esses contaminantes (fitoadsorção); c) liberação para o solo de compostos que podem imobilizar os metais pesados (fitoestabilização); e d) estimulação da biorremediação por fungos ou outros microrganismos localizados no sistema solo-raiz (rizorremediação) (ACCIOLY & SIQUEIRA, 2000).

No Brasil, essa tecnologia é pouco explorada comercialmente, mas nos últimos 10 anos têm surgido nos EUA e na C.E.E. inúmeras companhias que utilizam a fitorremediação. A norte-americana Phytotech e a alemã BioPlanta são bons exemplos disso. Além disso, indústrias multinacionais como Union Carbide, Monsanto e Rhone-Poulanc empregam plantas para descontaminar seus próprios sítios (GLASS, 1998).

A escolha pela remediação de áreas contaminadas com o uso de plantas deve-se ao baixo custo envolvido no processo, pois não é necessário remover o solo (técnicas "in situ"), tendo como benefícios adicionais a recuperação da paisagem e a melhoria das

propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, evitando a erosão (NASCIMENTO & XING, 2006). Essas vantagens em relação às técnicas de engenharia frequentemente utilizadas têm tornado a fitorremediação uma alternativa atrativa, sendo considerada uma técnica ecologicamente correta.

2.4.2 Fitoextração

A fitoextração é uma das técnicas da fitorremediação que envolve a absorção dos contaminantes pelas raízes das plantas chamadas hiperacumuladoras, os quais são nelas armazenados ou transportados e acumulados nas partes aéreas. É aplicada principalmente para metais (Cd, Ni, Cu, Zn, Pb), podendo ser usada também para outros compostos inorgânicos (Se) e compostos orgânicos (MCGRATH, 1998).

Plantas hiperacumuladoras são aquelas que têm a capacidade de armazenar altas concentrações de metais específicos (0,1% a 1% do peso seco, dependendo do metal). As espécies de *Brassica juncea, Aeolanthus biformifolius, Lyssum bertolonii e Thlaspi caerulescens* são exemplos de plantas acumuladoras de Pb, Cu, Ni e Zn, respectivamente (MCGRATH, 1998). O termo hiperacumuladoras representa para essas plantas uma concentração de 100 vezes mais metais que normalmente ocorre em espécies não acumuladoras (BROOKS, 2004).

A técnica da fitoextração tem avançado consideravelmente nos últimos anos, existindo no Brasil diversas plantas bioenergéticas com essa capacidade. São definidas como produtoras de biomassa para a indústria de biocombustíveis. Podemos citar algumas culturas, como cana-de-açúcar e milho na geração de álcool; soja, mamona, algodão, girassol, pinhão-manso, dendê e nabo forrageiro na geração de biodiesel.

Essas culturas, além da sua capacidade de produção energética, são usadas também com a finalidade de descontaminação do solo, podendo ser chamadas de plantas extratoras bioenergéticas, pela sua dupla utilidade.

No Instituto Agronômico – IAC, diversas pesquisas envolvendo algumas dessas culturas na despoluição de solos têm alcançado resultados positivos, destacando-se os trabalhos de PEREIRA (2005), ROMEIRO (2005) e ZEITTOUNI (2003). Esses estudos são importantes, pois visam à identificação de espécies adaptadas tanto ao clima dos trópicos úmidos quanto à resistência aos contaminantes.

PEREIRA (2005), em trabalho conduzido em casa de vegetação, utilizando como plantas testes girassol, feijão-de-porco e milho crescidas em solo contaminado por

Pb, com e sem adição de EDTA, observou que o feijão-de-porco e o milho foram as espécies que mais acumularam Pb na parte aérea. A adição de EDTA reduziu a produção de matéria seca do girassol pelo aumento de metais pesados na solução do solo, causando toxicidade. Segundo o autor, as plantas testadas não podem ser classificadas como hiperacumuladoras de metais; entretanto, podem ser utilizadas na recuperação de áreas contaminadas, pela maior tolerância e acúmulo de metais pesados. ROMEIRO (2005), avaliando três espécies vegetais em solução nutritiva que recebeu Pb, observou que o feijão-de-porco e a mamona foram pouco afetadas pelo metal, sendo consideradas potenciais hiperacumuladoras. ZEITTOUNI (2003), testando a mamona, o girassol, o tabaco e a pimenta-da-amazônia como espécies fitoextratoras de metais em solo contaminado por Zn, Cu, Cd, Ni e Pb, na presença e na ausência de EDTA, observou que, dentre as espécies avaliadas, o tabaco foi a que apresentou a maior eficiência de extração para Cd e Zn; contudo, para o Cu, Ni e Pb, nenhuma das espécies foram eficientes.

A fitoextração também é recomendada para descontaminar solos com outros elementos, além dos metais. BAÑUELOS et al. (1993) indicam a fitoextração para reduzir contaminação por B no solo, em substituição a métodos como a lixiviação. O método da lixiviação é extensivamente empregado para despoluição de solos com excesso de B; contudo, apresenta dificuldades com a eliminação dos lixiviados. Esses pesquisadores avaliaram quatro espécies quanto à capacidade em tolerar e concentrar B na parte aérea. As plantas testes foram *Brassica juncea* (mostarda-da-índia)*, Lotus corniculatus* (cornichão)*, Festuca arundinacea* (festuca) e *Hybiscus cannabinus* (kenaf). As espécies foram cultivadas em solos com teores elevados de B, variando de 1-10 mg kg^{-1}, extraído pelo método da água quente. A média de concentração na massa seca foi de 105 mg kg^{-1} de B, em que não houve diferença entre as espécies estudadas. A redução do teor de boro no solo na camada de 0-60 cm estava entre 48-52 % no primeiro ano e, posteriormente, entre 13-24 % no segundo ano de cultivo. Resultados similares foram relatados por SANTOS (2005) que utilizou como plantas testes, em experimento em casa de vegetação, *Brassica juncea* (mostarda-da-índia), *Raphunus sativus* (nabo forrageiro), *Amaranthus cruentus* (amaranto) e *Hybiscus cannabinus* (kenaf), cultivadas em solo contaminado com Cu, Zn, Mn, Pb e B. Todas as espécies foram eficientes em remover boro, destacando-se o kenaf e a mostarda-da- índia. Entre os elementos, o boro apresentou os maiores índices de remoção, com a possibilidade de reduzir em 50% seu nível no solo, em menos de um ano de cultivo.

2.4.3 Fitoestabilização de Solos Multicontaminados

A fitoestabilização surge como técnica alternativa e adaptável a uma grande variedade de remediações. Em se tratando de recuperação ambiental com uso de vegetação, é desejável que a planta possua alta produção de biomassa, combinada com alta capacidade de tolerância a elementos contaminantes do solo (MARTÍNEZ et al., 2006).

Aliada a isso, essa técnica pode ser usada juntamente com práticas de estabilização, como o uso de matéria orgânica; sendo acessível principalmente às pequenas propriedades (RASKIN & ENSLEY, 2000). Na fitoestabilização, os metais contidos na rizosfera podem ser estabilizados pela mudança de estado solúvel para um estado de oxidação insolúvel ou pelos quelatos formados a partir da liberação dos exsudatos das raízes. Esses exsudatos reduzem a mobilidade dos elementos traços na zona radicular junto com os processos não biológicos, como sorção superficial, troca iônica e adsorção específica (USEPA, 2009d). Dentre os processos não biológicos descritos anteriormente, KUMPIENE et al. (2008) citam que, com o uso de compostos orgânicos (matéria orgânica), além de compostos inorgânicos (óxidos de Mn, Al e Fe) e argilas, reduz-se a mobilidade dos metais presentes no solo, como As, Cr, Cu, Pb e Zn. VÀZQUEZ et al. (2006) testaram o tremoço branco (*Lupinus albus*) na fitoestabilização de solo ácido multicontaminado (Cu, Zn, Cr e As) e também na transferência dos contaminantes da raiz para o solo. Eles verificaram que essa leguminosa mostrou alta resistência a estresses bióticos (resistente a pragas) e abióticos (tolerante a solos contaminados), sendo eficiente na fitoestabilização. Além disso, os autores observaram que a degradação microbiana das raízes elevou o pH do solo, pela liberação de cátions básicos da raiz durante a degradação, contribuindo para a imobilização desses elementos. WINTERHALDER (1996) obteve sucesso no estabelecimento de revegetação com uso de gramíneas nativas em área equivalente a 30 km^2, degradada pelas indústrias de mineração e fundição.

As melhores espécies para esse fim são as que possuem características agronômicas conhecidas, como o nabo forrageiro. Essa espécie possui outra característica relevante que é a rápida cobertura do solo e autoproliferação, precisando de mínimos cuidados, como descrito por RASKIN & ENSLEY (2000) sobre culturas ideais para a fitoestabilização. O nabo forrageiro pertence à família das crucíferas, que

está entre as espécies que comumente são relatadas como tolerantes a excessos de elementos traços (KABATA-PENDIAS 2001).

Muitas vezes, a aplicação da fitoestabilização não fornece resultados positivos diretos como descrito por WINTERHALDER (1996), pois há necessidade de outra prática complementar, como a calagem, a fim de reduzir a mobilidade dos metais antes da revegetação local ou pela adição de M.O., como sugerido pela USEPA (2009b). Segundo CUNNINGHAM (1995), a fitoestabilização tem melhores resultados quando aplicada a solos com teores mais elevados de argila e matéria orgânica. CLEMENTE & BERNAL (2006) também citaram que, em climas tropicais, com extensas áreas de solos ácidos, a eficiência na imobilização de elementos traços é potencializada com a adição de materiais ricos em ácidos húmicos e que podem ser usados em tratamentos envolvendo a fitoestabilização.

Solos contaminados com diversos elementos têm sido chamados de solos multicontaminados, polimetálicos ou multielementos (KUMPIENE et al., 2008; MARCHIOL et al., 2007;VÀZQUEZ et al., 2007), em que concentrações elevadas de elementos considerados tóxicos para as plantas dificultam o estabelecimento da fitoextração. Na área pesquisada, citada como local contaminado, o restabelecimento de vegetação pode ser dificultado, dada a contaminação do solo. BROOKS (2004) cita que, nessas condições, plantas não acumuladoras e tolerantes a metais são mais adequadas, pois toleram, mas não acumulam altos níveis de metais. Hiperacumuladoras geralmente não seriam recomendadas pela sua taxa de crescimento lento e propensão a acumular metais. Plantas utilizadas para a fitoestabilização são preferidas àquelas que têm reduzida translocação de elementos traços, reduzindo os riscos aos humanos e aos animais.

2.5 Uso da Matéria Orgânica na Mitigação do Solo

Em solos com vários poluentes, cujos teores podem ser tóxicos às plantas, é recomendada, inicialmente, a aplicação de mitigadores do solo. Dentre estes, podemos destacar a matéria orgânica, que é citada por diversos autores como a principal ligante para metais pesados e boro (BOSE & BHATTACHARYYA, 2008; KABATA-PENDIAS, 2001; KHAI et al., 2008; LABANOWSKI et al., 2007; LEE et al., 2008).

A matéria orgânica é considerada um excelente mitigador de solos contaminados por metais pesados (CAI et al., 2007; MAHARA et al., 2007; SCHWAB et al., 2007) e

boro (LUCHO-CONSTANTINO et al., 2005; SHARMA et al., 2006), dadas as suas propriedades imobilizantes de íons orgânicos e inorgânicos. A adição de material orgânico ao solo, geralmente empregado em recuperação de áreas degradadas ou com fins agrícolas, inclui esterco animal, palhadas, compostos de lixo, torta de filtro, "húmus de minhoca", lodo de esgoto, dentre outros.

A matéria orgânica é representada por duas frações, a não húmica e a húmica. A fração nãohúmica é o material orgânico com estágio de decomposição inicial, composta principalmente por aminoácidos, lignina, celulose, proteína, carboidratos e ácidos orgânicos, e que exercem importante influência nas reações de complexação de cátions metálicos e ânions (STEVENSON, 1994). As substâncias húmicas são resultantes da estabilização da matéria orgânica no solo e, embora possuam estrutura similar, diferem em suas reações. São formadas por uma cadeia de polímeros com grande número de grupos funcionais (CO_2, OH, C=C, COOH, SH, CO_2H) que possuem superfícies ionizáveis com grande afinidade para interagir com os metais, formando complexos com cátions. Alguns ânions traços, como B, são também reconhecidamente ligados a compostos orgânicos no solo (KABATA-PENDIAS, 2001).

Os materiais orgânicos possuem elevada CTC (capacidade de troca de cátions), variando de 3.000 a 4.500 $mmol_c\ kg^{-1}$ a pH 7,0; o que aumenta a sua capacidade em reter cátions e ânions. Por esse fato, as cargas negativas desenvolvidas pela matéria orgânica, à medida que o pH aumenta, têm grande importância em solos intemperizados (OLIVEIRA, 2005).

Em solos com problemas de contaminação, o carbono orgânico dissolvido é um componente muito importante da solução do solo e tem papel de destaque em processos químicos que ocorrem no ecossistema. Isso acontece pelo aumento da disponibilidade dos elementos traços para as plantas ou, em certas circunstâncias, pela diminuição de sua toxicidade (CAMARGO et al., 2001). Quando diminui a disponibilidade dos elementos químicos, a matéria orgânica torna-se uma importante fonte para estabilização e atenuação de contaminações (MULLIGAN & YONG, 2004). COTTENIE et al. (1979) calcularam que um solo contendo cerca de 4% de húmus pode quelatar aproximadamente 4.500 kg ha^{-1} de Pb; 17.929 kg ha^{-1} de Fe; 1.517 de kg ha^{-1} de Cu; 1.015 kg ha^{-1} de Zn; e 913 kg ha^{-1} de Mn. Portanto, a matéria orgânica é uma opção potencialmente importante para a redução da mobilidade de metais pesados, dada a sua capacidade de complexar com esses elementos no solo. A propriedade da matéria orgânica de complexar metais é dada pela mistura de ligantes polifuncionais que são

altamente heterogêneos. Figuram entre os principais grupos, os carboxílicos e os fenólicos, cuja capacidade de combinar-se com metais é elevada (RANGSIVEK & JEKEL, 2007). Estima-se que de 85 a 90% das cargas negativas do húmus são devidas a esses dois grupos funcionais (OLIVEIRA, 2005). ZERRARI et al. (2001) relataram que a capacidade de adsorção dos compostos orgânicos é de 3 a 13 vezes maior em comparação aos componentes minerais dos solos. Portanto, a matéria orgânica é um componente primordial em solos intemperizados, pois, além de melhorar a fertilidade, ajuda na descontaminação.

Os componentes formadores da fração húmica ligam-se de forma diferenciada quanto às suas afinidades com os cátions metálicos presentes no ambiente. GAMBLE (1986) observou a afinidade dos metais com os ácidos húmicos a pH 3,7: Hg > Fe > Pb >Cr >Cu > Zn > Cd > Mn > Co. SCHNITZER e KERNDORFF (1981) estabeleceram uma ordem de afinidade de íons metálicos com ácidos fúlvicos Fe = Cr = Al >Pb = Cu > Hg >Zn = Ni = Co = Cd = Mn. Uma sequência típica de seletividade para as substâncias húmicas, de forma geral, em ordem decrescente é: Cu > Fe = Al > Mn = Co > Zn (ALLOWAY, 1995). Metais complexados por ácidos fúlvicos são mais disponíveis às raízes das plantas e biota do solo que ácidos húmicos, formando complexos solúveis e insolúveis em água com os íons metálicos e óxidos-hidróxidos (KABATA-PENDIAS, 2001).

CLEMENTE & BERNAL (2006) estudaram as propriedades dos ácidos húmicos extraídos do composto de oliva e turfa. Em dois solos: um, a pH 7,7 e, outro, a pH 3,4, foi adicionado o equivalente a 1,1g de C por 100g de solo. Por meio do fracionamento sequencial, perceberam que, no solo ácido, ambos os ácidos húmicos imobilizaram o Zn e o Pb, refletido no aumento da fração residual e diminuição da fração disponível. No solo alcalino, os tratamentos não foram significativos. SANTOS & RODELLA (2007), em estudos envolvendo materiais orgânicos, concluíram que sua adição reduziu a disponibilidade dos metais pesados no solo, sendo refletida também na parte aérea da *Brassica juncea* (mostarda-da-índia). Contudo, essa alteração não foi suficiente para reduzir os teores dos elementos abaixo dos níveis considerados tóxicos para as plantas.

No caso do boro, sua adsorção é elevada com o aumento dos ácidos húmicos e do pH, atingindo o máximo de adsorção a pH 9,0 (DAVIES, 1980). SHARMA et al. (2006) avaliaram as propriedades adsortivas do esterco bovino para boro, nas doses 0, 10 e 20 t ha^{-1}. Em quatro, dos cinco solos estudados com pH a 5,1; 5,3; 5,7; 6,2 e 9,8 houve elevação da capacidade de adsorção de B, conforme aumento das doses do

esterco. Na amostra de solo a pH 9,8 houve efeito contrário, isto é, redução da adsorção de B com o aumento da dose de esterco. Isso pode ter ocorrido pela existência de sítios específicos de adsorção na matéria orgânica para o B, como descrito por KABATA-PENDIAS (2001).

A adição de matéria orgânica ao solo, além de promover benefícios, pode causar também sérios riscos ao ambiente, caso não seja manejada com critérios. Isso ocorre pelo fato de os ácidos fúlvicos serem mais disponíveis que os ácidos húmicos, ambos presentes na matéria orgânica, e que, ao complexarem metais, podem percolar no perfil do solo pelo arraste desses elementos quando ligados à matéria orgânica, atingindo corpos d'água. KIDD et al. (2007) pesquisaram a biodisponibilidade de metais pesados em solo tratado com lodo de esgoto para *Zea mays* (milho), *Alyssum serpyllifolium* (hiperacumuladoras de Ni) e *Cistus ladanifer* (hiperacumuladora de Mn e Zn). Em todas as espécies houve restrito transporte de metais às partes aéreas, apresentando até deficiência para Mn e Zn. Para os autores, ficou mais evidente o risco de lixiviação de P e de metais pesados que o acúmulo nas plantas. KUMPIENE et al. (2008) também relatam que metais adsorvidos à matéria orgânica dissolvida podem causar a contaminação do ambiente, devido às perdas pela lixiviação ou arraste pelas águas. LABANOWSKI et al. (2007) relatam que a distribuição de metais (Zn, Pb, Cu, Cd e Fe) no solo foi afetada pelo tamanho das partículas. O teor de metais, nas partículas, aumentou na proporção que reduziu a fração granulométrica da argila e da matéria orgânica dissolvida, o que indicou um papel importante no tamanho granulométrico de reter metais.

O uso da matéria orgânica como mitigador de solos ainda requer mais estudos para elucidar a interação com os metais pesados e o boro e a sua dinâmica nos solos ácidos, tanto no que se refere à imobilização quanto à solubilização destes no solo. O conhecimento da disponibilidade de elementos potencialmente tóxicos no solo torna-se importante, uma vez que podem ser fontes de lixiviação e de contaminação de corpos d`água, contrapondo com as propriedades benéficas esperadas da matéria orgânica. Além disso, estudos envolvendo plantas bioenergéticas, como o nabo forrageiro, em solos contaminados ainda são escassos e muitos trabalhos realizados não são específicos para solos oxídicos.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição da Área Contaminada

A pesquisa foi realizada usando amostra de solo classificado como NEOSSOLO LITÓLICO Chernossólico fragmentário, textura média, imperfeitamente drenado (EMBRAPA, 2006), coletado na profundidade de 0-0,20m na propriedade denominada Sítio São Luiz, município de Piracicaba, localizado na latitude 22º 38' 52,4" e longitude 47º 42' 15,8". O clima do local é classificado como tropical de altitude, com chuvas de verão e seca no inverno, sendo os meses de junho, julho e agosto, os mais secos. As médias anuais de temperatura e precipitação na região são, respectivamente, 21,6ºC e 1.230 mm (NOGUEIROL, 2008).

A área sob estudo, de aproximadamente 3 ha, foi classificada pela Cetesb como contaminada por metais pesados e boro, provavelmente pelo descarte de resíduo de sucata metálica.

Em função da contaminação, a área foi interditada pela Cetesb. Após a interdição, foi feita a aplicação de 10 t ha^{-1} de calcário dolomítico no solo, com a finalidade de reduzir a solubilidade dos metais e a difusão destes no ambiente (GONÇALVES, 2008). A seguir foi feita a gradagem do solo para a incorporação do calcário aplicado.

3.2 Coleta e Preparo da Amostra de Solo e Caracterização Química

Devido à heterogeneidade da área, a amostra de solo para condução do experimento (500 kg) foi coletada de parte da mesma (aproximadamente 100 m^2), considerada homogênea. A amostra foi coletada da camada de 0-0,20 m de profundidade. Em seguida, a amostra foi seca ao ar, destorroada, passada em peneira de malha de 2,0 mm e homogeneizada. Os teores totais de elementos potencialmente tóxicos foram determinados por digestão da amostra com ácido nítrico, método da USEPA 3051, conforme descrito por USEPA (2009a) (Tabela 1).

Durante o peneiramento da amostra de solo foram observadas partículas grosseiras de vidros e aparas metálicas, e durante esse procedimento tentou-se, por catação, retirar o máximo possível dessas partículas visíveis a olho nu. (Figura 1).

Tabela 1 – Teores totais de alguns nutrientes e elementos potencialmente tóxicos no solo contaminado, determinados pelo método U.S.EPA 3051.

P	K	Na	Ca	Mg	S	B
	----------	----------	g kg $^{-1}$	----------		mg kg $^{-1}$
0,33	0,89	0,25	5,6	1,46	0,31	62,1
Cu	Fe	Mn	Mo	Zn	Cd	Cr
	----------	----------	mg kg $^{-1}$	----------		
335	38651	578	6,3	2998	4,3	88,2
Ni	Pb	Al	Hg	As	Se	Ba
	----------	----------	mg kg $^{-1}$	----------		
53,6	332	5488	< 1,0$^{(1)}$	6,5	< 1,0$^{(1)}$	264

3.3 Materiais Orgânicos Utilizados e Caracterização Química

Como fonte de materiais orgânicos foram utilizadas a torta de filtro e a turfa. A torta de filtro é um resíduo proveniente do tratamento do caldo de cana-de-açúcar na indústria açucareira. A turfa é um material orgânico natural, estabilizado e reconhecido por sua alta capacidade de troca catiônica. A torta de filtro foi seca em estufa a 40^{o} C, e depois passada em peneira com abertura de malha de 2,0 mm, antes de sua utilização. Para a turfa não foi feito nenhum preparo específico.

Na caracterização química da torta de filtro e da turfa (Tabelas 2 e 3) foi empregado o método da extração nitroperclórica para determinação dos teores totais, conforme metodologia proposta por BATAGLIA et al. (1983). Na determinação dos teores disponíveis foi empregado o método usado no Estado de São Paulo e na Holanda para quantificação de vários nutrientes em substratos orgânicos, extração na proporção de 1:1,5 (substrato: água), de acordo com o procedimento descrito por SONNEVELD et al. (1974).

Tabela 2 – pH, Umidade, Carbono orgânico, relação C/N e teores totais de nutrientes na torta de filtro e na turfa.

Amostra	pH	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Umidade	C. org.	C : N
		- - - - - - -	g kg $^{-1}$	- - - - - - -				.- - - - -	mg kg $^{-1}$	- - - - -.			%	g kg $^{-1}$	
Turfa	5,5	6,7	0,8	1,4	1,7	1,7	0,4	16,1	45,0	6300	47,2	36,3	37,9	163	24,3
Torta	7,5	22,0	10,3	2,3	16,2	3,7	2,4	20,8	60,5	5900	557	141	62,6	264	12,0

Tabela 3 – pH, condutividade elétrica, nitrogênio amoniacal e nítrico, e teores disponíveis de nutrientes na torta de filtro e turfa.

Amostra	pH	EC	$N\text{-}NO^-_3$	P	Cl	S	NH_4	K	Na	Ca	Mg	B	Cu	Fe	Mn	Zn
		dS m^{-1}	.- mg L^{-1} -.													
Turfa	5,5	0,2	8,6	0,1	0,4	1,1	1,8	2,9	1,0	5,8	3,9	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01
Torta	7,5	0,9	3,5	10,1	62,1	21,1	61,4	37,0	0,9	70,8	52,0	< 0,01	0,05	0,5	0,5	0,04

3.4 Aplicação dos Tratamentos ao Solo Contaminado

Os tratamentos constituíram-se de dois materiais orgânicos (torta de filtro e turfa) aplicados ao solo em quatro doses. Para o cálculo das doses a serem utilizadas, foram considerados o teor de carbono orgânico de cada material e as quantidades a serem adicionadas ao solo equivalentes a 0; 20; 40; e 80 t ha^{-1} de C. Esses valores foram de, em g vaso $^{-1}$, para os tratamentos com torta de filtro: 0,0; 37,4; 74,8; 112,2, respectivamente, e de 0,0; 60,5; 121,0; 181,5, para a turfa.

Após a adição dos materiais orgânicos ao solo foram feitas a mistura e a homogeneização. Os tratamentos permaneceram incubados em oito sacos plásticos (quatro para a torta de filtro e quatro para a turfa) com capacidade de 20 litros, por 20 dias, mantendo-se a umidade do solo em 60%, por meio de pesagem diária. Uma vez por semana, era feito o revolvimento da mistura solo-material orgânico contido no saco.

Decorridos 20 dias após a incubação da amostra de solo com as respectivas doses e tipo de material orgânico, em cada saco plástico foi adicionado o equivalente a 200 mg dm^{-3} de P, na forma de superfosfato triplo, seguindo-se de homogeneização. Os tratamentos permaneceram incubados por mais 15 dias, adotando-se o mesmo procedimento já descrito anteriormente.

Após o período de incubação, o material foi novamente homogeneizado, retirando-se uma amostra de cada saco para a determinação dos teores totais e disponíveis dos vários elementos no solo tratado.

3.5 Instalação e Condução do Experimento

O experimento foi conduzido em casa de vegetação, nas dependências da sede do Instituto Agronômico - IAC, Campinas.

O delineamento experimental foi o inteiramente casualizado em esquema fatorial 2 X 4, com três repetições, totalizando 24 parcelas experimentais. Os tratamentos constituíram-se de dois compostos orgânicos (torta de filtro e turfa) aplicados em quatro doses, que foram baseadas no teor de carbono orgânico de cada material equivalente a 0; 20; 40; e 80 t ha^{-1} de C, que corresponderam em g $vaso^{-1}$ a 0,0; 37,4; 74,8; 112,2, para a torta e 0,0; 60,5; 121,0; 181,5, para a turfa.

Cada parcela experimental foi constituída de vaso contendo 5,0 kg de solo e a planta teste foi o *Raphanus sativus* (nabo forrageiro). Em cada parcela foram distribuídas 20 sementes de nabo forrageiro, deixando-se dez plantas por vaso, após o desbaste. A emergência das plântulas ocorreu, em média, após três dias da semeadura e o desbaste foi realizado após uma semana. Durante todo o período de condução do experimento, a umidade do solo foi mantida a 60 % de sua capacidade máxima de retenção, por meio de adição diária de água destilada, conforme variação de peso.

Todas as parcelas receberam uma adubação nitrogenada de cobertura. O nitrogênio foi aplicado duas vezes, no início da emergência das plântulas e novamente após 15 dias, cuja dose empregada foi de 30 mg kg^{-1} de N na forma de nitrato de amônio em solução aquosa.

No decorrer do desenvolvimento das plantas surgiram pragas. As moscas minadoras e os pulgões foram controlados pela aplicação do defensivo Confidor 700WG (70% imidacloprido), dose 0,25 g L^{-1}, totalizando duas aplicações até o corte das plantas. O controle de espodoptera foi feito pela aplicação do defensivo Decis 25ES (deltrametrina 20g L^{-1}), na dose 1,0 ml L^{-1}, aplicado duas vezes com intervalo de 15 dias.

As condições climáticas no período de condução do ensaio, dezembro de 2007 a fevereiro de 2008, foram predominadas por poucos dias de sol, prevalecendo o clima nublado, com dias chuvosos e quentes.

O corte do nabo forrageiro foi realizado aos 65 dias após a semeadura, separando parte aérea (caule + folha), vagem e raízes.

O material vegetal da parte aérea (folhas, caule e vagem) foi lavado em água corrente, seguido de uma solução a 1 % de HCl, água destilada, e conduzido para secagem em estufa a 70 ºC com circulação forçada de ar, até atingir peso constante. Em seguida, o material vegetal foi pesado e moído em moinho de aço inoxidável, tipo *Wiley*.

As raízes do nabo forrageiro foram separadas da terra por peneiramento, retirando-se o excesso de terra com uma pequena escova. Depois, as raízes foram lavadas em água corrente e imersas por 90 minutos em solução 0,02 mmol L^{-1} de EDTA dissódico e, em seguida, lavadas em água destilada, secas até peso constante e moídas do mesmo modo como descrito na parte aérea.

3.6 Análises Químicas das Amostras de Solo e do Material Vegetal

3.6.1 Amostras de Solo

As amostras de solo coletadas, após a incubação do solo com o material orgânico e antes do plantio do nabo forrageiro, foram previamente secas em estufa a 40 ^{0}C, moídas em moinho de facas e submetidas à extração de elementos para quantificação dos seus teores totais e disponíveis.

a) Teores Totais

A extração dos teores totais dos elementos (Al, As, B, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn e P) nas amostras de solo foi realizada de acordo com método 3051, U.S.EPA, SW-846 (USEPA, 2009a). Em 0,5 g de solo colocados em frascos de Teflon foram adicionados 10 mL de HNO_3 (65%), permanecendo em repouso por 15 minutos. Na sequência, os frascos foram fechados e acomodados no forno de micro-ondas, os quais permaneceram em potência de 260 W e pressão de 415 kPa, por 15 minutos, e mais dez minutos em TPA (tempo na pressão).

No extrato obtido foram feitas quantificações dos vários elementos, usando o espectrômetro de emissão por plasma (ICP-OES).

b) Teores Disponíveis

A determinação dos teores disponíveis de metais pesados (Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb) foi feita usando o extrator DTPA a pH 7,3 (LINDSAY & NORVELL, 1978) que consistiu na adição de 20 ml de solução extratora (dietilenotriaminopentacético - DTPA 0,005 mol. L^{-1} + trietanolamina - TEA 0,1 mol L^{-1} + $CaCl_2$ 0,01 mol L^{-1} a pH 7,3) em 10 cm^3 de solo, agitação por duas horas. A quantificação dos elementos no extrato foi feita por espectrometria de emissão por plasma.

A extração de boro disponível foi realizada pelo método da água quente, de acordo com ABREU et al. (2001). Adicionaram-se 20 ml de solução extratora de cloreto de bário em 10 cm^3 de amostra, promovendo o aquecimento em forno micro-ondas caseiro, quatro minutos na potência máxima de 700 W. A determinação do boro nos extratos obtidos foi feita por espectrofotometria, usando o método da azometina-H.

A extração de P, K, Ca e Mg disponíveis das amostras de solo foram realizadas pelo método da resina trocadora de íons, de acordo com RAIJ & QUAGGIO (2001), que consistiu na transferência de 2,5 cm^3 de amostra para um frasco de 80 ml. Adicionaram-se 25 ml de água ao frasco e uma esfera de vidro, agitando-se por 15 minutos para a desagregação da amostra. Após essa etapa, as esferas foram retiradas. Adicionaram-se 2,5 cm^3 de resina tipo base forte e agitou-se por 16 horas, numa velocidade de 220 rpm. Para remover a resina do frasco utilizou-se um jato de água sobre uma peneira de malha de 0,4 mm, transferindo-a para outro frasco, utilizando 50 ml de cloreto de amônio 0,8 mol L^{-1} em HCl 0,2 mol L^{-1}. Após essa etapa, agitou-se a solução durante uma hora, a 220 rpm.

As determinações de P, Ca, Mg, Cu, Fe, Mo, Mn, S, Se, B, Zn, Al, As, Ba, Cd, Cr, Hg, Ni e Pb, nos diferentes extratos, foram feitas usando a espectrometria de emissão por plasma ICP-OES.

3.6.2 Material Vegetal

Todo o material vegetal foi submetido à digestão com HNO_3/H_2O_2, em forno de micro-ondas (ABREU, 1997), para posterior determinação de metais pesados, macro e micronutrientes. No procedimento para digestão com HNO_3/H_2O_2 foi colocado, em frascos de Teflon, 0,500 g de material vegetal. Em seguida, foram adicionados 1,0 mL de ácido nítrico e 2,0 ml de peróxido de hidrogênio (30 %) em cada frasco, deixando-se em pré-digestão por 30 minutos. Após esse procedimento, foram fechadas as válvulas de segurança e acomodados os frascos no forno de micro-ondas. A programação do forno foi feita em duas etapas: a primeira em potência de 296 W, pressão 415 kPa, por tempo de dez minutos e mais quatro minutos apenas com pressão TAP; a segunda etapa em potência de 565 W, pressão 553 kPa, e o tempo de 15 minutos, e mais oito minutos de TAP. Na sequência, o extrato foi filtrado em papel de filtro e aferido volume para 25 ml em balão volumétrico.

Nos extratos de material vegetal foram feitas determinações de P, Ca, Mg, B, Cu, Fe, Mn, S, Zn, Ba, Cd, Cr, Ni e Pb, usando a espectrometria de emissão por plasma ICP-OES. Na determinação do Pb foi feita a correção interelementos, buscando eliminar a interferência do Al. O K foi determinado por fotometria de chama.

3.7 Avaliação da Transferência e Remoção dos Elementos

A transferência dos elementos do solo para a planta foi avaliada pelo fator de transferência (F), adaptado de LUBBEN & SAUERBECK (1991), que indicam o método USEPA 3051 para determinação do teor total do metal no solo (Equação 1).

(1) $F = CPT / CT$ Em que:

CPT= concentração dos elementos na planta toda (caule + folhas + vagem + raiz), em mg kg^{-1};
CT= concentração total dos elementos no solo (U.S.EPA 3051), em mg kg^{-1}.

A translocação dos elementos foi avaliada por meio do índice de translocação (IT), em que é estimada a capacidade da planta em translocar cada elemento da raiz para a parte aérea, conforme sugerido por ABICHEQUER & BOHNEN (1998), (Equação 2).

(2) $IT\ \% = (QPA / QAP) \times 100$ Em que:

QPA= quantidade acumulada dos elementos na parte aérea (folha + caule + vagem), em mg $vaso^{-1}$;
QAP= quantidade acumulada dos elementos na planta toda (folha + caule + vagem + raiz), em mg $vaso^{-1}$.

A partir desses índices, foi determinada a eficiência de remoção (E) dos elementos (Equação 3), bem como o tempo necessário para a remoção (T), do solo, de 50% destes, (Equação 4). O percentual de remoção dos elementos foi arbitrado em 50%, pois nessa concentração os elementos Ba, B, Cu, Fe, Mn, Cd, Cr, Ni e Pb estariam abaixo daqueles considerados altos, de acordo com os valores orientadores estabelecidos pela Cetesb (CETESB, 2009). A concentração dos elementos no solo após

a remoção de 50 % fica abaixo dos valores orientadores de intervenção agrícola definidos pela CETESB (2009), exceto para Zn, em que é necessária a remoção de 90% do solo para adequação. Nesses cálculos (Equação 4), considerou-se apenas um ciclo de cultivo por ano. Embora tenha sido comprovada a viabilidade econômica para produção de biodiesel a partir dos grãos (BRASI et al., 2009), a planta de nabo forrageiro é considerada uma planta de cobertura de inverno e dados sobre produções econômicas ou máximas para essa espécie são incipientes, pois não é a cultura principal. Apesar disso, pode ser considerada uma cultura anual, já que o ciclo do nabo forrageiro, do plantio até o início de florescimento, varia de 80 a 120 dias, conforme BRASI et al. (2009), podendo ser viáveis até três cultivos por ano para descontaminar áreas como a de Piracicaba.

(3) $E\% = (QPA / QR) \times 100$ Em que:

QPA= quantidade acumulada dos elementos na parte aérea, em mg $vaso^{-1}$;
QR= quantidade acumulada total dos elementos a serem extraídos, em mg $vaso^{-1}$.

(4) $T = (R / E) / NC$ Em que:

R= porcentagem dos elementos a serem removidos do solo, em %;
E = eficiência de remoção dos elementos, em %;
NC = número de ciclos da cultura por ano.

3.8 Análise Estatística

Os resultados analíticos dos teores totais e disponíveis do solo e das partes do nabo forrageiro, compreendendo parte aérea (caule + folhas), vagem e raízes, foram submetidos à análise de variância (ANOVA). No caso do teste F significativo (ANOVA), foi aplicado teste de Tukey a 5% para comparação de médias entre os materiais orgânicos e análise de regressão para doses (modelos linear ou quadrático). Quando a interação material orgânico versus doses foi significativa (ANOVA), fez-se o desdobramento dos níveis desses fatores. As análises estatísticas foram realizadas usando o software SISVAR 5.0 (FERREIRA, 1999).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Durante a condução do experimento, desde o preparo do solo até a conclusão das análises, foram observados materiais metálicos e vitrificados nas amostras de solo (Figura 1), afetando a homogeneidade destas. Esses materiais são originários do resíduo de sucata metálica aplicado ao solo e, provavelmente, deve ter afetado as concentrações de alguns dos elementos quantificados nas amostras de solo, como observado na figura abaixo. Esses materiais também foram observados no material de análise, porém foram removidos antes da moagem para análise, embora materiais finamente particulados sejam de difícil remoção.

Figura 1 – Materiais plásticos e metálicos contidos na amostra de solo e retirados junto às raízes do nabo forrageiro, após a colheita.

4.1 Teores Totais dos Elementos no Solo Contaminado

Os Valores Orientadores são concentrações de substâncias químicas que fornecem referência sobre a condição de qualidade de solo e de águas subterrâneas e são utilizados como instrumentos para prevenção e controle da contaminação e gerenciamento de áreas contaminadas sob investigação no Estado de São Paulo. Esses valores dividem-se em valor de referência de qualidade – VRQ, valor de prevenção – VP e valor de intervenção – VI (agrícola, residencial e industrial) (CETESB, 2009c). De maneira geral, o VI agrícola é muito similar àqueles apresentados pela Comunidade Econômica Europeia - CEE e Áustria (Tabela 4) (KABATA-PENDIAS, 2001).

Com base nos valores orientadores sugeridos pela Cetesb, o solo contaminado de Piracicaba apresentou teores totais de Cd, Pb, Cu e Zn acima dos valores de intervenção – VI agrícola (Tabela 4). Os teores de Cd e Cu ficaram entre os valores de intervenção agrícola e residencial (CETESB, 2009c), contudo, o Cd esteve abaixo do limite máximo permitido pela Áustria (KABATA-PENDIAS, 2001), que é de até 5,0 mg kg^{-1} (Tabela 4). O Cu ultrapassou os limites máximos estipulados pela CEE e Áustria, enquanto o Pb apresentou valor próximo ao VI residencial e ao máximo permitido pela CEE. Já o Zn encontra-se em nível mais preocupante (2.998 mg kg^{-1}), ultrapassando o limite de intervenção industrial em cerca de 50%, bem além do sugerido pelo órgão ambiental de São Paulo.

No que se refere ao Cr e Ni, apresentaram teores na faixa entre o valor de prevenção – VP e VI agrícola e dentro dos limites máximos permissíveis tanto pela Áustria como pela CEE. O limite de Ba em solos não é reportado por órgãos internacionais, mas pela normalização da Cetesb, esse elemento estava próximo do VI agrícola. Em concentrações mais baixas foram encontrados o As e o Mo, próximos aos valores de referência de qualidade – VRQ.

Quanto ao B, Al, Fe e Mn, a Cetesb não tem legislação para níveis de qualidade do solo, nem tampouco órgãos internacionais, com exceção do B na Áustria. Considerando o valor máximo permitido de B em solo austríaco, 100 mg kg^{-1}, pode-se considerar que o teor desse elemento na amostra que recebeu resíduo (62,1 mg kg^{-1}) estava elevado. Os valores totais de Fe, Al e Mn no solo contaminado foram em mg kg^{-1}, de: 38.651, 5.488 e 578, respectivamente, considerados normais para solos brasileiros, ricos em óxidos de ferro, manganês e alumínio (FADIGAS et al., 2006).

4.2 Efeito da Aplicação da Torta de Filtro e da Turfa nos Teores Totais e Disponíveis dos Elementos no Solo Contaminado

A aplicação da matéria orgânica ao solo via torta de filtro e turfa influenciou significativamente os teores totais dos elementos P, Cu, Mo, Cr e As (Tabela 5). Para os demais elementos analisados não ocorreram alterações com os tratamentos aplicados. Com a aplicação da torta de filtro houve elevação dos teores de P, Cr e As (Tabela 5).

O Mo, o Cu e o P foram afetados pelas doses dos materiais orgânicos (Figura 2). O efeito das doses de torta foi linear crescente para o teor de P, quadrático para o teor de Cu na turfa e linear decrescente para o Mo na turfa (Figura 2).

Tabela 4 - Valores orientadores estabelecidos pela Cetesb, Áustria e Comunidade Econômica Europeia – CEE e teores totais de vários elementos na amostra de solo da área contaminada com resíduo.

Elemento Químico	CETESB					Áustria**	CEE**	Solo contaminado Piracicaba
	VRQ	VP	VI					
			agrícola	residencial	industrial			
	---------- mg kg^{-1} ----------							
Al	dnr	dnr	dnr	dnr	dnr	dnr	dnr	5488 ± 601
As	3,5	15	35	55	150	50	dnr	6,46 ± 1
Ba	75	150	300	500	750	dnr	dnr	264 ± 50
B	dnr	dnr	dnr	dnr	dnr	100	dnr	62,1 ± 6
Cd	<0,5	1,3	3	8	20	5	1 a 3	4,3 ± 1
Pb	17	72	180	300	900	100	50 - 300	332 ± 86
Cu	35	60	200	400	600	100	50 - 140	335 ± 144
Cr	40	75	150	300	400	100	50 - 100	88,2 ± 18
Fe	dnr	dnr	dnr	dnr	dnr	dnr	dnr	38651 ± 6022
Mn	dnr	dnr	dnr	dnr	dnr	dnr	dnr	578 ± 67
Hg	0,05	0,5	12	36	70	5	1 - 1,5	<1,0 *
Mo	<4	30	50	100	120	10	dnr	6,3 ± 3
Ni	13	30	70	100	130	100	30 - 75	53,6 ± 4
Se	0,25	5	dnr	dnr	dnr	10	dnr	<1,0 *
Zn	60	300	450	1000	2000	300	150 - 300	2998 ± 286

VRQ: valor de referência de qualidade; **VP**: valor de prevenção; **VI**: valor de intervenção agrícola, residencial e industrial; **(*)** menor que o limite de detecção; **(**)** máxima concentração permissível em solo agrícola - adaptado de KABATA-PENDIAS (2001); **dnr**: dados não reportados.

Tabela 5 – Teor total dos elementos no solo após a aplicação dos tratamentos.

T	Dose	Ba	P	B	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn	Cd	Cr	Ni	Pb	As
	t ha^{-1}	---------- mg kg^{-1} ----------												
Turfa	0	238	310b	58,4	453b	40301	523	8,4a	2928	4,8	74,6b	53,8	321	6,1
	20	249	331b	55,7	652a	34351	595	6,0a	3022	3,7	92,7b	49,5	412	6,1
	40	323	333b	75,5	521b	35385	591	6,3a	3103	4,1	81,0b	55,1	389	6,3
	80	169	315b	70,9	179b	34210	509	3,0b	2475	3,0	71,0b	43,0	241	6,5
	Médias	**245**	**322B**	**65,1**	**452A**	**36062**	**555**	**5,9A**	**2882**	**3,9**	**79,8B**	**50,4**	**341**	**6,2B**
Torta	0	290	307b	65,8	216b	37001	633	4,3b	3068	3,9	102a	53,4	343	6,9
	20	262	373b	60,8	280b	33426	648	3,7b	2975	4,1	83,4b	56,8	360	9,1
	40	238	441a	56,2	286b	33861	570	3,5b	2840	3,7	92,3b	49,5	349	7,1
	80	267	587a	67,8	363b	37046	636	4,1b	3587	5,0	87,2b	58,1	447	9,3
	Médias	**264**	**427A**	**62,6**	**286B**	**35333**	**622**	**3,9B**	**3118**	**4,2**	**91,2A**	**54,4**	**375**	**8,1A**
FV														
Tipo M.O.		ns	*	ns	*	ns	ns	*	ns	ns	*	ns	ns	*
Dose		ns	*	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
M.O. x Dose		ns	*	ns	*	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Médias seguidas de letras diferentes na coluna diferem entre si ao nível de 5% pelo teste de Tukey, letras minúsculas – comparação entre doses e letras maiúsculas – comparação entre tipos de material orgânico; **FV**: fatores de variação; **Tipo de M.O**.; tipo de material orgânico (torta de filtro de turfa); **Dose**: doses de carbono orgânico; **M.O. x Dose**: interação do tipo de material orgânico e doses de carbono orgânico; **ns**: não significativo; **(*)** significativo ($p<0,05$). Resultados são médias de três repetições em cada elemento.

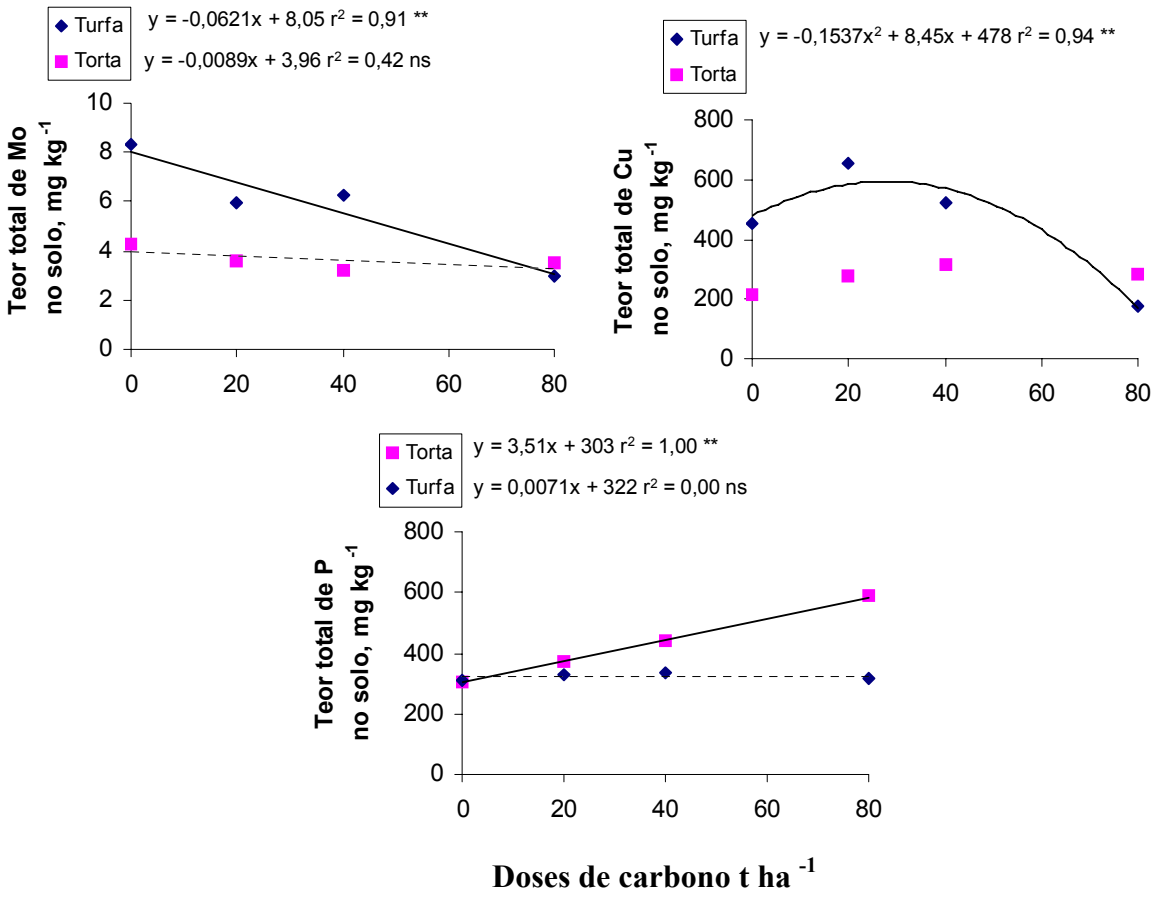

Figura 2 – Teores totais de Mo, Cu e P em função de doses de carbono orgânico aplicadas via torta de filtro e turfa; **(**)** significativo (p<0,05%); **ns**: não significativo.

A torta de filtro é um resíduo proveniente do processo de produção da cana-de-açúcar e relatado por ESPINOZA & OLIVEIRA (1984) como um material rico em C orgânico, Ca, P, N e Fe e micronutrientes tais como Mn, Cu, Zn e Mo. Os dados aqui apresentados (Figura 2) corroboram essa afirmação, em que a aplicação de torta de filtro, rica em P (Tabela 2), contribuiu para o aumento de P total no solo. O teor de P na torta de filtro (0,38 mg kg $^{-1}$) foi, aproximadamente, oito vezes maior do que o adicionado em massa com base no teor de C pela turfa (0,05 mg kg $^{-1}$) (Tabela 2).

A maior concentração de Cu e de Mo foi observada pela adição de turfa. O aumento de Cu é justificado pelo teor deste no próprio material (Tabela 2), cuja concentração foi de 45 mg kg^{-1}. Em comparação com a torta (Anexo), houve maior adição em massa desse material pela aplicação nos tratamentos, apesar de ele possuir menor concentração que a torta (60,5 mg kg $^{-1}$). Correlações positivas entre matéria orgânica e os teores de Cu e de Mo foram relatadas em muitas pesquisas (BRADY & WEIL, 2002), principalmente pela adição de turfa, que é uma substância fóssil organomineral (FRANCHI, 2004; KALMYKOVA et al., 2008; SYROVETNIK, 2005).

Conforme ADRIANO (2001), a toxicidade de Cu em plantas está associada com teores totais no solo entre 150 e 400 mg kg^{-1}.

O efeito da adição da torta de filtro e da turfa nos teores disponíveis de P, K, Ca e Mg, extraídos pela resina; B, pela água quente; e Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr Ni e Pb, extraídos pelo DTPA; além do teor de matéria orgânica e pH, podem ser observados na Tabela 6.

O valor de pH não foi influenciado pela adição de matéria orgânica (Tabela 6). Provavelmente a turfa não afetou o pH do solo devido a sua maior estabilidade. O tempo de formação da turfa, que compreende de 10 a 12 mil anos, confere a esse organomineral um alto poder tampão e alta estabilidade, provenientes da lignina ou ácidos húmicos (SYROVETNIK, 2005). A aplicação da torta de filtro, com pH de 7,5, também não afetou o pH do solo. De acordo com VÁZQUEZ et al. (2006), materiais mais facilmente decompostos, como a torta de filtro, podem alterar o pH, fato este não observado, devido, provavelmente, à capacidade tampão do solo (textura média) e ao seu alto valor de pH (7,5), já existente.

Aliada à análise do teor total, o conhecimento da disponibilidade dos vários elementos no solo é de fundamental importância, pois permite monitorar os elementos quanto à sua absorção pela planta e mobilidade no solo (ABREU et al., 2005; BELL et al., 1991).

A aplicação dos tratamentos influenciou significativamente expressivamente a maioria dos macronutrientes, dos micronutrientes e dos metais pesados, exceto Pb, Cr e Mg (Tabela 6). A aplicação da torta de filtro aumentou significativamente o teor M.O., P, K, Ca, B e Mn e diminuiu o teor de Cu, Fe e Cd, comparativamente à aplicação de turfa (Tabela 6). A análise do Cr por meio do DTPA não demonstrou sua disponibilidade no solo às plantas.

A matéria orgânica do solo – M.O. foi afetada pelo tipo e pelas doses de matéria orgânica aplicadas ao solo, tornando-se mais elevada pela aplicação de torta de filtro (Tabela 6). O efeito das doses da torta de filtro foi linear com o aumento das doses aplicadas ao solo (Figura 3). A degradação da matéria orgânica depende do tipo de material de sua formação, cuja taxa de degradação é responsável pela liberação do carbono orgânico no solo (ANDRADE et al., 2006). Quanto menor a relação C/N, maior a taxa de degradação do composto (CERRI et al., 1997). Em função dos valores da relação C/N da torta de filtro (12,0), e da turfa (24,3) (Tabela 2), era de se esperar maior taxa de degradação para a torta. Outro fator importante foi o teor de nitrogênio

amoniacal: na torta correspondeu a 61,4 mg dm^{-3} e na turfa a 1,8 mg dm^{-3} . Segundo MARTINES et al. (2006), o teor de nitrogênio amoniacal acelera a mineralização da M.O., contribuindo assim para um maior teor de C no solo. Dessa forma, a torta de filtro foi o material que mais contribuiu para o aumento do teor de matéria orgânica do solo, como se observa na tabela abaixo.

Tabela 6 – Efeito da aplicação de doses de torta de filtro e turfa nos valores de pH em $CaCl_2$, matéria orgânica, macro e micronutrientes e metais pesados no solo.

T	Dose	M.O.	pH	P	K	Ca	Mg	H+Al	CTC	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Cd	Cr	Ni	Pb
	C_{org}		$CaCl_2$	resina						A.Q	DTPA							
	t ha^{-1}	g dm^{-3}		mg dm^{-3}	-------- $mmol_c$ dm^{-3} -------						---------- mg dm^{-3} ----------							
Turfa	0	30b	7,6	45b	2,4b	290b	57	9,0	358	8,1b	69,4a	13,5b	12,3b	452b	0,8b	0,0	2,0b	13,4
	20	32b	7,6	41b	2,3b	226b	45	9,0	281	8,0b	75,9a	18,0b	10,2b	440b	0,8a	0,0	1,9b	20,8
	40	32b	7,5	42b	2,4b	246b	52	9,0	309	7,9b	63,6a	22,0b	11,7b	423b	0,8a	0,0	1,9b	17,6
	80	32b	7,4	36b	2,2b	183b	50	9,0	244	7,7b	46,6a	35,5a	11,3b	377b	0,6b	0,0	1,8b	23,4
	Média	**31B**	**7,5**	**41B**	**2,3B**	**236B**	**51**	9,0	**298**	**7,9B**	**64A**	**22,0**	**11,3B**	**423**	**0,7A**	**0,0**	**1,9**	**19,0**
Torta	0	31b	7,4	42b	2,8b	298b	61	9,0	370	8,0b	53,8b	17,5b	11,8b	452b	0,7b	0,0	2,0b	15,1
	20	34a	7,6	83a	2,7b	239b	47	9,0	297	8,8b	54,4b	22,0b	13,2a	435b	0,6b	0,0	1,8b	19,3
	40	37a	7,5	125a	2,5b	230b	53	9,0	294	8,5b	52,8b	26,5b	11,5b	411b	0,6b	0,0	1,8b	28,8
	80	42a	7,6	176a	2,7a	308a	56	9,0	375	8,6a	67,9b	17,0b	13,3b	451a	0,7b	0,0	2,0a	17,1
	Média	**36A**	**7,5**	**106A**	**2,7A**	**269A**	**54**	**9,0**	**334**	**8,7A**	**57B**	**21,0**	**13,0A**	**437**	**0,6B**	**0,0**	**1,9**	**20,0**
FV																		
Tipo M.O.		*	ns	*	*	*	ns	ns	ns	*	*	ns	*	ns	*	ns	ns	ns
Dose		*	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	*	ns	ns	ns	ns
M.O. x Dose		*	ns	*	ns	*	ns	ns	ns	ns	*	*	ns	*	*	ns	*	ns

Médias seguidas de letras diferentes na coluna diferem entre si ao nível de 5% pelo teste de Tukey, letras minúsculas – comparação entre doses e letras maiúsculas – comparação entre tipos de material orgânico; **FV**: fatores de variação; **Tipo de M.O**.; tipo de material orgânico (torta de filtro de turfa); **Dose**: doses de carbono orgânico; **M.O. x Dose**: interação do tipo de material orgânico e doses de carbono orgânico; **ns**: não significativo; **(*)** significativo ($p<0,05$). Resultados são médias de três repetições em cada elemento.

O efeito significativo no teor de K pela adição de torta de filtro indicou aumento da sua concentração no solo, fato este justificado pelo teor disponível desse elemento no material orgânico aplicado ao solo. A torta de filtro apresenta teor de K disponível de 37 mg L^{-1} (Tabela 3), o qual é cerca de 13 vezes mais elevado que na turfa (2,9 mg L^{-1}). Mas em relação ao teor de K adicionado em massa, com base no teor de C, a adição deste elemento ao solo foi equivalente para os dois materiais orgânicos. Contudo, materiais orgânicos como a torta disponibilizam mais K ao solo, assim como palhadas de cobertura para adubo verde (CRUSCIOL et al., 2005).

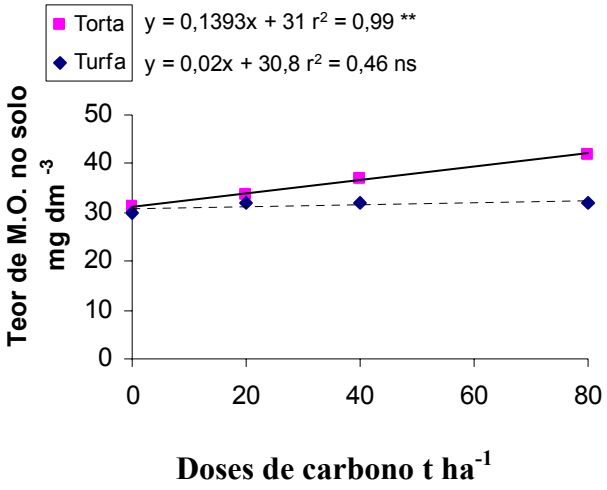

Figura 3 – Teor de matéria orgânica em função de doses de carbono orgânico aplicadas via torta de filtro; **(**)** significativo (p<0,05%); **ns**: não significativo.

O teor de P foi afetado pelo tipo de material orgânico aplicado ao solo e pela dose empregada. Na presença de torta de filtro, o seu valor foi de 106 mg dm^{-3} e para a turfa foi de 41 mg dm^{-3}. Para a torta, o aumento do teor de P-disponível foi linear crescente (Figura 4). O aumento do P-disponível pela aplicação de torta também é explicado pelos teores total e disponível desse elemento no material, em que se verifica uma maior concentração de P na torta de filtro (Tabela 2 e 3).

O teor de Ca foi afetado pelo tipo de material orgânico aplicado ao solo, apesar dos altos teores já constatados pela aplicação de calcário ao solo antes dos tratamentos, conforme sugerido pela Cetesb. Na torta de filtro, o Ca foi quadrático enquanto na turfa foi linear decrescente, influenciando o teor desse elemento de forma diferenciada nos materiais orgânicos estudados (Figura 4). A turfa possui capacidade adsortiva preferencial para cátions divalentes, como o Ca^{2+}, justificando a maior adsorção desse elemento pelo solo com a aplicação desse tratamento (BLOOM & MCBRIDE, 1979). A torta de filtro é um material rico em cálcio, sendo 70,8 mg L^{-1} seu valor disponível, que é reflexo do seu maior valor total (Tabela 2) e também da maior disponibilidade desse elemento em materiais facilmente decomponíveis. A torta apresentou, no teor total, aproximadamente seis vezes mais Ca que a turfa (Tabela 2), pela aplicação dos materiais orgânicos baseados no teor de C.

O teor de boro no solo foi afetado pelo tipo de material orgânico (Tabela 6), sendo que na torta o seu teor no solo foi menor que na turfa. Conforme SYROVETNIK (2005), a turfa é relatada como fonte de ácidos húmicos e tem grande estabilidade

orgânica; a adsorção de B em solos contendo ácidos húmicos aumenta com a elevação do pH acima de 7,0, chegando ao máximo de adsorção em pH 9, reduzindo em seguida (KABATA-PENDIAS, 2001). O pH do solo estudado estava alto — em torno de 7,5 — e deve ter contribuído para maior adsorção de B pelos ácidos húmicos presentes na turfa.

Além do efeito do tratamento, chamam atenção os altos teores de boro disponíveis no solo. De acordo com ABREU et al. (2005), a faixa adequada de B disponível no solo, para a maioria das culturas, é de 1,2 a 3,0 mg dm^{-3}. Para culturas sensíveis, são relatados teores compreendidos na faixa de 0,3-1,0 mg dm^{-3} e, para culturas tolerantes, de 4-15 mg dm^{-3}. Valores de B acima de 3 mg dm^{-3} causam problemas de toxicidade em muitas plantas.

O efeito de doses e o tipo de material orgânico foram observados para Cu e Cd, e nos elementos Fe, Zn e Ni foram observados os efeitos de doses dos materiais orgânicos (Tabela 6 e Figura 5). Houve efeito significativo, causado pelo tipo de material orgânico, no caso do Cu. A turfa promoveu aumento significativo da concentração de cobre no solo, observado pela diferença entre médias na torta (57 mg dm^{-3}) e na turfa (64 mg dm^{-3}).

A aplicação do tratamento com turfa também promoveu aumento significativo do teor de Cd disponível no solo. Embora com valores considerados normais para solos brasileiros (ABREU et al., 2005), na presença de turfa o valor de Cd foi de 0,73 mg dm^{-3} e, na de torta, de 0,64 mg dm^{-3} (Tabela 6); mas com o aumento das doses de turfa aplicadas ao solo, reduziu-se o teor de Cd disponível (Figura 5). A presença de metais pesados na turfa pode ser devido a sua origem e a seu local de formação (FRANCHI, 2004; SYROVETNIK, 2005). Turfeiras localizadas em locais onde existem fontes poluidoras próximas são suscetíveis à adsorção através da deposição atmosférica de partículas contendo metais, contribuindo para acúmulo na turfa.

Para o Fe, na presença de turfa, ocorreu aumento linear crescente desse elemento em função da dose (Figura 5). Todavia, os teores disponíveis de Cu, Zn, Cd e Ni no solo diminuíram pela adição crescente de turfa ao solo (Figura 5). O efeito da dose de turfa nos teores disponíveis desses elementos foi linear decrescente, exceto para o Cu, que foi quadrático. Aparentemente, esses metais tiveram maior preferência nos campos de sorção da turfa. ALLOWAY (1995) cita que ácidos húmicos são os principais ligantes orgânicos com metais, em que a sequência de estabilidade de quelatos com metais obedece à ordem decrescente: Cu > Fe =Al> Mn = Co > Zn. Esse fato não foi observado

para o ferro, somente para os elementos cobre e zinco (Figura 5). Os dados aqui relatados são mais próximos dos obtidos por FRANCHI (2004), que observou a seguinte ordem de afinidade: Pb> Cu> Cd> Mn> Zn.

LAMIM et al. (2001) analisaram uma turfa litorânea de pH 4,5, apresentando 4,5 $cmol_c\ dm^{-3}$ de grupos carboxílicos. Grupos carboxílicos têm um papel predominante na ligação de metais, tanto nos ácidos húmicos quanto nos fúlvicos (ALLOWAY, 1995).

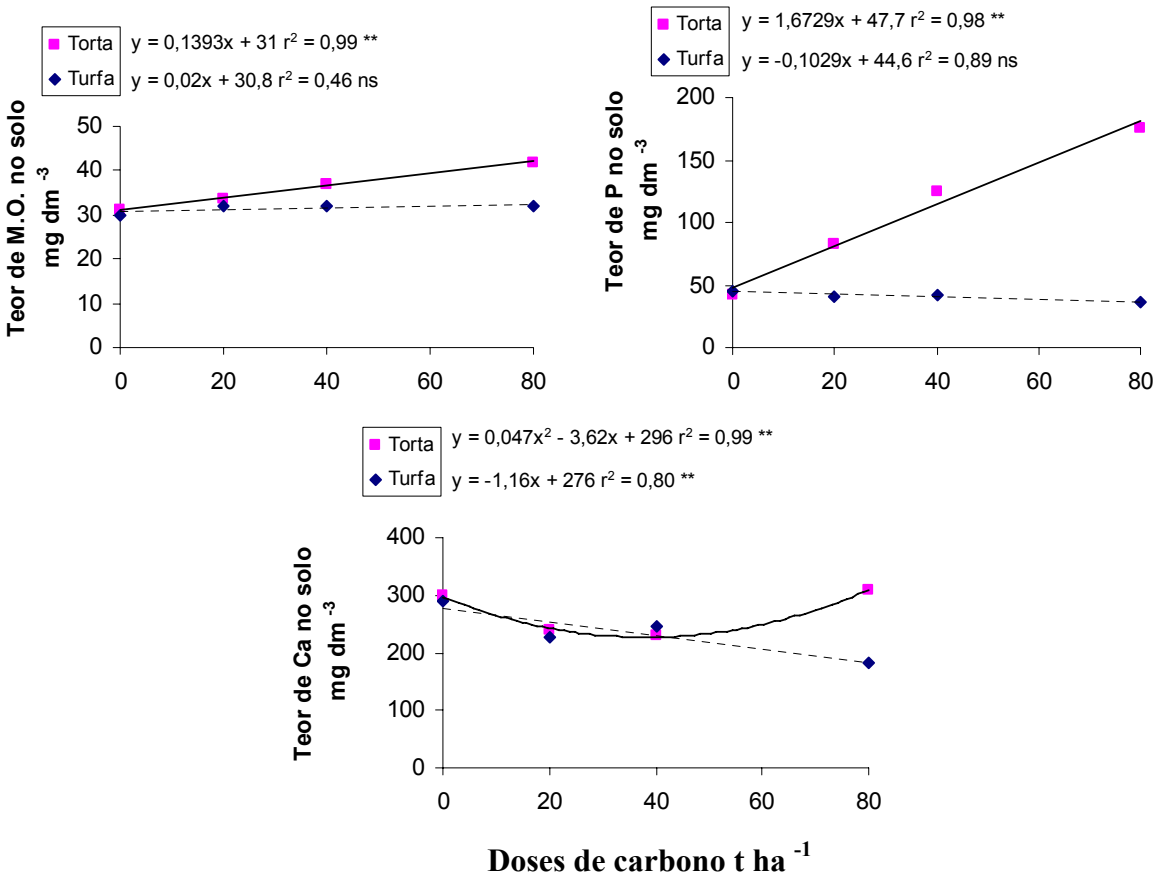

Figura 4 - Teores de matéria orgânica –M.O., fósforo e cálcio em função de doses de carbono orgânico aplicadas via torta de filtro; **(**)** significativo (p<0,05%); **ns**: não significativo.

BLOOM & MCBRIDE (1979) relatam que a turfa, rica em ácidos húmicos, é ligante de cátions divalentes, como Cd, Ni e Zn, com íons hidratados, exceto para o Cu^{2+}, o qual é coordenado com o oxigênio funcional da turfa e resulta numa forte ligação do cobre. KALMYKOVA et al. (2008) investigaram a capacidade adsortiva de metais pesados pela turfa e resíduo da queima de torta de fibra, o qual é proveniente da indústria da madeira. Ambos foram eficientes em adsorver os metais Pb, Cu, Zn e Cr, na mesma proporção.

Em contrapartida, as doses de torta promoveram aumento significativo nos teores de Cu e Zn disponíveis no solo. O efeito observado pelas doses crescentes de torta de filtro indicou, através do aumento quadrático desses metais, maior liberação destes pela torta (Figura 5). O efeito de degradação da torta de filtro pode ser a origem desta maior disponibilidade de Cu e Zn em relação à turfa, em que obteve maior adsorção e, consequentemente, redução do teor disponível.

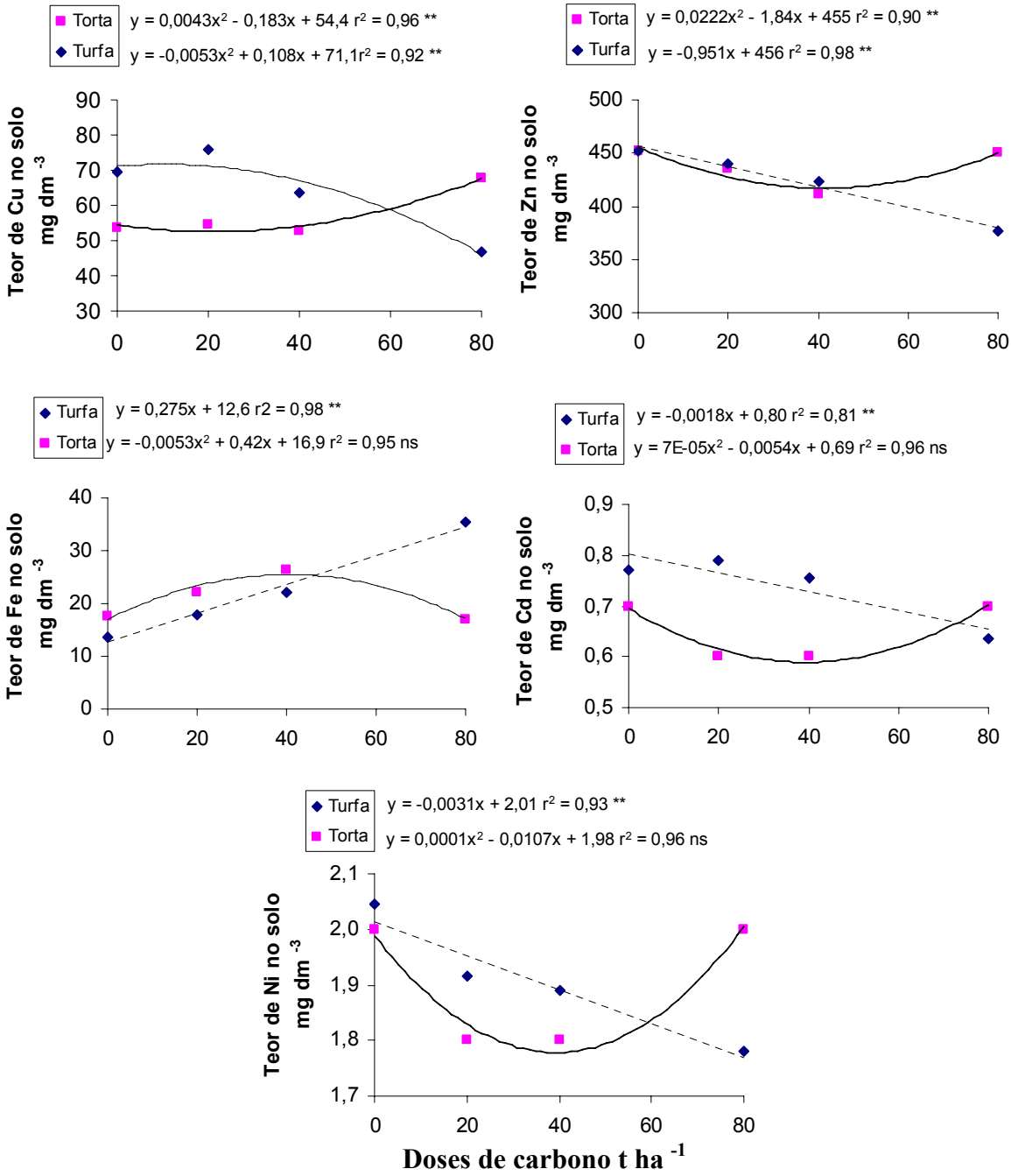

Figura 5 - Teores disponíveis de cobre, zinco, ferro, cádmio e níquel em função de doses de carbono orgânico aplicadas via torta de filtro e turfa; **(**)** significativo (p<0,05%); **ns**: não significativo.

A comparação entre esses materiais orgânicos através da relação C/N e C/P pode predizer o efeito de sua mineralização e, consequentemente, a sua contribuição para a fertilidade do solo (RAIJ et al., 1997), em que essas relações foram, respectivamente, de 24,3 e 204 para a turfa e de 12,0 e 26 para a torta (Tabelas 2 e 3). Além de a torta de filtro apresentar relações C/N e C/P mais propícias para mineralização, esse material é também rico em Cu e Zn, contribuindo para os maiores teores disponíveis desses elementos.

Embora o nabo forrageiro não tenha manifestado sintomas visuais de toxicidade, o solo apresentava valores elevados de certos metais, relatados como fitotóxicos na faixa em que se encontravam. Valores de Zn acima de 130 mg dm^{-3} indicam efeitos tóxicos em culturas sensíveis, já sendo muito alto na faixa de 2,4 a 15 mg dm^{-3}. Para o Cu, o teor disponível no solo apresentava teores elevados, em que, na faixa de 1,6-15 mg dm^{-3} , é também considerado alto (ABREU et al., 2005). Esse mesmo pesquisador, analisando um total de 13.416 amostras de solos encaminhadas ao laboratório de fertilidade do solo do IAC, obteve valores, em mg dm^{-3}, de: Cd entre 0 a 3,4; Ni entre 0 a 65,1; Pb entre 0 a 63,9; e Zn entre 0 a 453.

4.3 Produção de Massa Seca do Nabo Forrageiro

Ao longo da experimentação, as plantas de nabo, crescidas em solo contaminado devido à aplicação de resíduo de sucata, não apresentaram sintomas visuais de toxicidade (Figura 6), apesar das altas concentrações de alguns elementos presentes no solo, principalmente Zn e B (Tabelas 5 e 6), como discutidos em itens anteriores. O nabo forrageiro cresceu vigorosamente até a floração.

O efeito da adição de material orgânico ao solo refletiu-se somente na produção de massa seca da raiz (Tabela 7), sendo a maior produção devido à aplicação da torta de filtro (Figura 7). Tal resultado pode ser justificado pela composição da torta, mais rica em nutrientes quando comparada com a turfa (Tabela 2 e 3) e relatada como um material de fácil decomposição em relação à turfa.

A falta de resposta da produção de massa seca da parte aérea do nabo forrageiro pode ser justificada, em parte, pela concentração adequada da maioria dos macronutrientes, tanto nos tratamentos que receberam a turfa, como nos que receberam a torta de filtro, sendo estas, respectivamente, de, em g kg^{-1}: P (1,1 e 2,5), K (17,0 e 19,9), Ca (32,1 e 38,5), Mg (3,7 e 5,6), e S (5,9 e 6,7). Com as exceções do P e do Ca,

esses valores estão próximos aos encontrados por CRUSCIOL et al. (2005) que obtiveram valores, em g kg^{-1}, de: P (5,3), K (19,2), Ca (12,6), Mg (4,2) e S (5,0), para o nabo forrageiro em cultivo de inverno. Os teores aqui encontrados também concordam com os apresentados como adequados por TRANI et al. (1997) para folhas de nabo (*Brassica napus*), em g kg^{-1}: P (3,0-6,0), K (35-50), Ca (15-40), Mg (3,0-10).

Tendo-se como base os valores apresentados por TRANI et al. (1997) e CRUSCIOL et al. (2005), a concentração de Ca foi a mais elevada dentre os nutrientes avaliados na parte aérea do nabo forrageiro, fato este justificado pelos altos teores de Ca disponíveis no solo (Tabela 6).

Logo após a adição de resíduo de sucata no solo, este recebeu calagem para elevação do pH a 7,4, objetivando diminuir a disponibilidade de metais pesados. Com isso houve um aumento do Ca disponível no solo e, consequentemente, maior absorção pelas plantas. Além disso, o P estava abaixo da faixa considerada adequada, mas a planta não apresentou sintomas visuais de deficiência desse nutriente.

A torta de filtro proporcionou os maiores teores dos micronutrientes B, Cu, Fe, Zn e Mn na parte aérea (caule + folhas) da planta. Esses dados não foram relacionados com os teores totais e disponíveis dos elementos no solo, pois, para o Cu, nos tratamentos com turfa, estava em maior concentração, — reflexo da adição do próprio material (Tabela 5 e 6). A maior disponibilidade desses nutrientes às plantas pode estar relacionada com a maior afinidade aos compostos orgânicos contidos na torta (SCHWAB et al., 2007) e com a taxa de decomposição. Maiores quantidades de ácidos húmicos na torta influenciam o aumento da disponibilidade de micronutrientes às plantas e microrganismos, enquanto ácidos fúlvicos estão relacionados com a redução da mobilidade e do transporte para as raízes, fato observado na turfa (ESPINOZA & OLIVEIRA, 1984).

As concentrações médias dos elementos nas plantas com turfa e torta, respectivamente em mg kg^{-1}, foram: B (404 e 578), Cu (12,2 e 15,3), Fe (194 e 380), Zn (624 e 719), Mn (17,7 e 30,4). Para folhas de nabo (*Brassica napus*), os teores considerados adequados, de acordo com TRANI et al. (1997), em mg kg^{-1}, são: B (40-100), Cu (6-25), Fe (40-300), Zn (20-250) e Mn (40-250). SANTOS (2005), trabalhando com o mesmo solo em condições de casa de vegetação, encontrou para o nabo forrageiro teores médios, em mg kg^{-1}, de: B (62,93), Cu (12,3), Zn (572,62) e Mn (46,85). De acordo com os resultados apresentados nesse experimento, comparando com o nabo (*Brassica napus*) crescido em solo não contaminado e com o nabo

forrageiro (*Raphanus sativus*) crescido em solo contaminado, os teores de B e Zn estão altos.

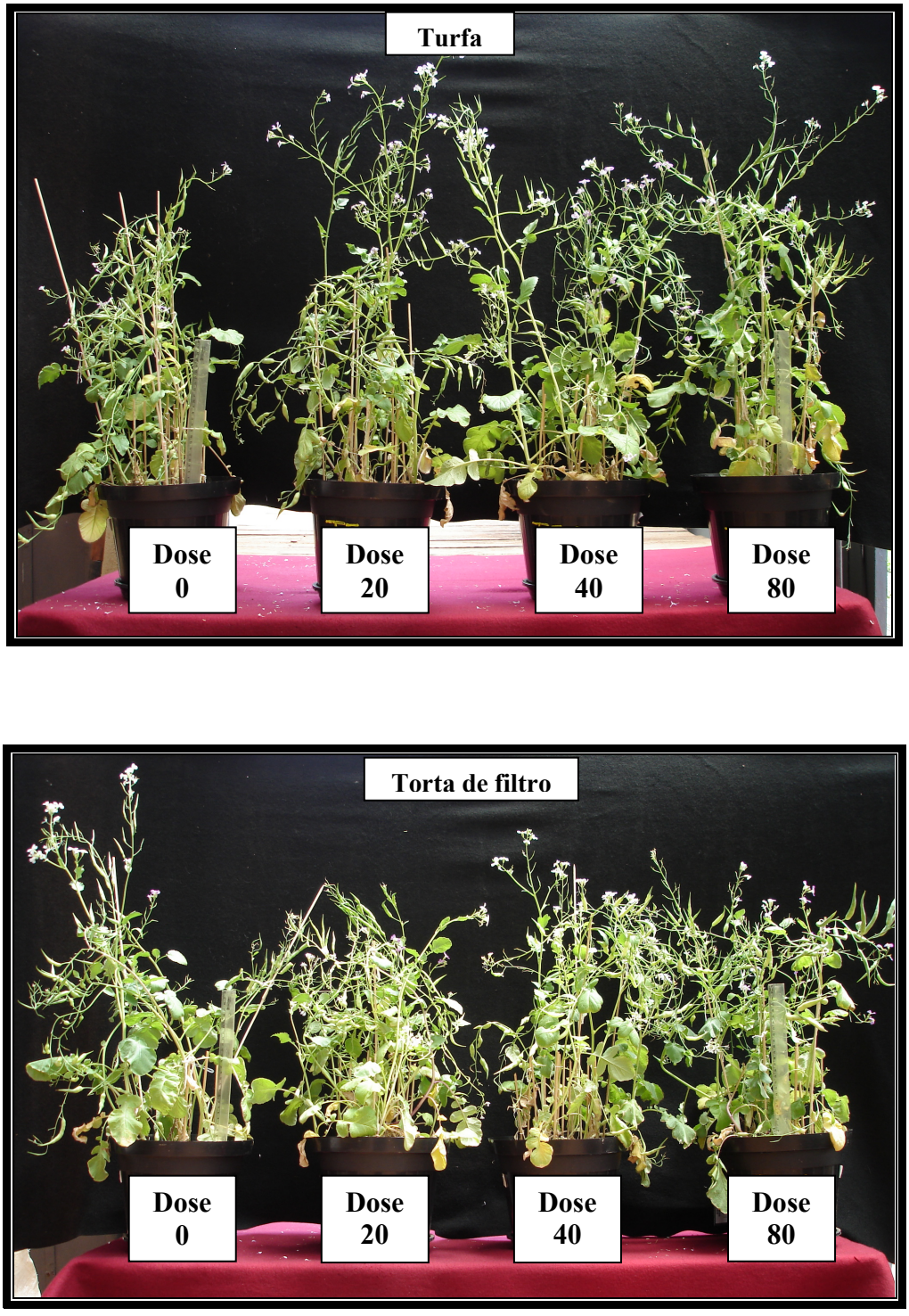

Figura 6 – Aspecto geral das plantas de nabo forrageiro, após 65 dias da emergência, cultivadas em solo contaminado e tratado com doses de torta de filtro e turfa.

Em relação aos metais pesados analisados na parte aérea, os teores médios de Cd, Pb, Cr e Ni foram, respectivamente nos tratamentos com turfa e torta, de: (0,8 e 1,0), (0,9 e 2,1), (0,14 e 0,66) e (0,05 e 0,29), em mg kg^{-1}. Os metais pesados analisados na parte aérea do nabo estiveram abaixo dos níveis que causam toxicidade às plantas. Teores considerados normais desses elementos em plantas são: Cd de 0,1 a 2,4 mg kg^{-1}, Pb de 0,2 a 20 mg kg^{-1}, Cr de 0,03 a 14 mg kg^{-1}, e Ni de 0,02 a 5 mg kg^{-1} (ALLOWAY, 1995). De acordo com KABATA-PENDIAS (2001), esses elementos somente apresentam faixas críticas de toxicidade em plantas quando presentes nos tecidos vegetais (folhas) em concentrações de 5 a 30 mg kg^{-1} de Cd, 30 a 300 mg kg^{-1} de Pb, 5 a 30 mg kg^{-1} de Cr e de 10 a 100 mg kg^{-1} de Ni.

Tabela 7 - Produção de massa seca da parte aérea (caule+folhas), vagem e raiz do nabo forrageiro, em função da aplicação de turfa e torta de filtro.

Tratamento	Dose	Caule+Folhas	Vagem	Raiz
	t ha^{-1}	----------	g $vaso^{-1}$ ----------	
Turfa	0	10,8	4,9	0,75b
	20	11,7	6,2	0,73b
	40	12,2	5,6	0,87b
	80	12,5	5,7	0,53b
	Médias	**11,8**	**5,6**	**0,72B**
Torta	0	12,1	4,8	0,90b
	20	11,5	6	0,83b
	40	12,6	5	0,88b
	80	12	5,9	0,97a
	Médias	**12,1**	**5,4**	**0,90A**
FV				
Tipo M.O.		ns	ns	*
Dose		ns	ns	ns
M.O. x Dose		ns	ns	ns

Médias seguidas de letras diferentes na coluna diferem entre si ao nível de 5% pelo teste de Tukey, letras minúsculas – comparação entre doses e letras maiúsculas – comparação entre tipos de material orgânico; **FV**: fatores de variação; **Tipo de M.O**.; tipo de material orgânico (torta de filtro de turfa); **Dose**: doses de carbono orgânico; **M.O. x Dose**: interação do tipo de material orgânico e doses de carbono orgânico; **ns**: não significativo; **(*)** significativo ($p<0,05$). Resultados são médias de três repetições em cada elemento.

Plantas hiperacumuladoras são descritas como plantas que têm baixa produção de biomassa, o que influencia no tempo de remoção de contaminantes do solo. SANTOS (2005), em pesquisas utilizando as espécies *Hybiscus cannabinus* (kenaf), *Brassica juncea* (mostarda-da-índia), *Raphunus sativus* (nabo forrageiro), *Amaranthus cruentus* (amaranto), obteve produção média na parte aérea, respectivamente de: 32,49; 15,94; 15,24 e 14,72, em g $vaso^{-1}$. Todas as plantas foram consideradas eficientes como

fitoextratoras para B, com tempo de remoção de menos de um ano de cultivo para reduzir em 50% o nível do contaminante no solo. GABOS (2008), utilizando a *Canavalia ensiformis* (feijão-de-porco) em solo contaminado artificialmente com Pb, sem adição de EDTA, obteve produção média de massa seca de 37,36 g vaso^{-1}, que foi considerada espécie fitoextratora para Pb. Nesse experimento, o tempo de remoção foi de 75 anos para reduzir em 50% o nível do contaminante no solo. PEREIRA (2005), utilizando *Helianthus annuus* (girassol), *Canavalia ensirmis* (feijão-de-porco) e *Zea mays* (milho) em solo contaminado artificialmente com Pb, sem adição de EDTA, obteve produção média na parte aérea, respectivamente, em g vaso^{-1} de: 2,5; 34 e 12. Esse autor verificou que somente a planta de girassol não foi considerada planta fitoextratora de Pb. Neste trabalho, a parte aérea (caule + folha) do nabo forrageiro apresentou uma produção média de massa seca de 12,1 g vaso^{-1} para a torta de filtro e de 11,8 g vaso^{-1} para a turfa (Tabela 7). A vagem, embora pertencente à parte aérea da planta, não foi considerada nesta seção. Para plantas bioenergéticas, com produção de óleo como alternativa para geração de biodiesel, o conhecimento dos teores de elementos potencialmente tóxicos nas partes da planta é fator importante, pois a torta resultante dessa extração é fonte de alimento para ruminantes. Caso a vagem seja considerada parte aérea, a sua massa seca seria correspondente a 17,5 g vaso^{-1} para a torta de filtro e 17,4 g vaso^{-1} para a turfa, corroborando os dados encontrados por SANTOS (2005) para o nabo forrageiro. A mostarda-da-índia, assim como o nabo forrageiro, pertencente à família da *Brassicaceae* (*Cruciferae*), está com a produção de massa seca relatada próxima àquela encontrada aqui. Em todos os trabalhos citados acima, as espécies foram consideradas fitoextratoras, com produção equivalente à encontrada neste experimento, com exceção ao feijão-de-porco, em que o nabo forrageiro obteve aproximadamente a metade da produção.

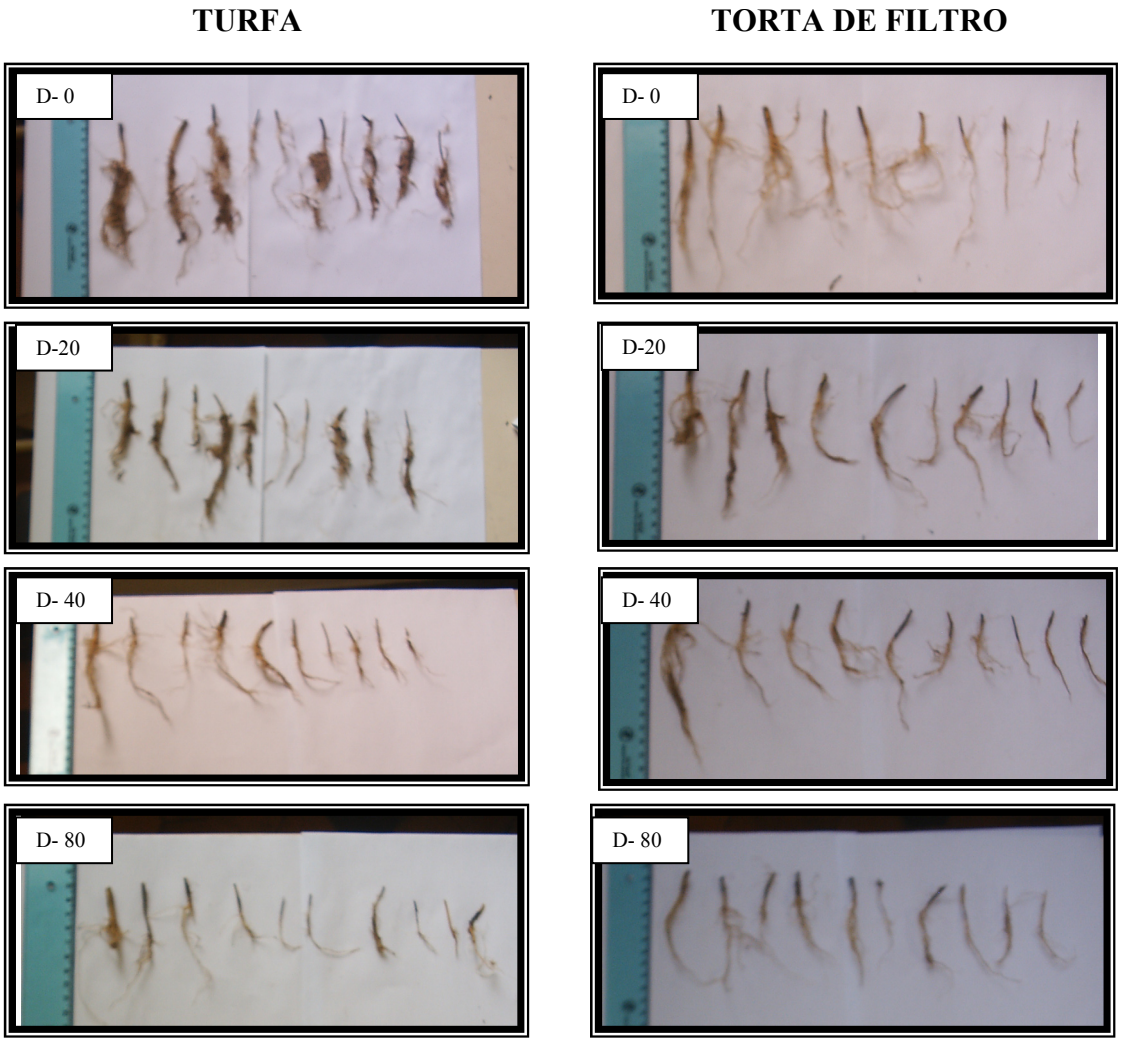

Figura 7 - Efeito da adição de doses crescentes de torta de filtro e turfa nas raízes do nabo forrageiro, aos 65 dias após a emergência, cultivado em solo contaminado por diversos elementos sob condições de casa de vegetação na sede do Instituto Agronômico, onde: D-0, D-20, D-40 e D-80, representam as doses de carbono orgânico, em t ha^{-1}.

4.4 Concentração de Nutrientes e Elementos Potencialmente Tóxicos no Nabo Forrageiro

4.4.1 Caule + Folha

O efeito da adição de matéria orgânica na concentração dos vários elementos na parte aérea da planta, compreendendo caule e folhas, apresentou efeitos significativos, com exceção do S, Ni e do Pb (Tabela 8). Os elementos cujas concentrações variaram em função da adição dos materiais orgânicos, de modo geral, foram mais elevados nos tratamentos com torta de filtro (Tabela 8). Verificou-se também que a interação, tipo de

matéria orgânica e dose aplicada, foi significativa para as concentrações de P, Mg, Ba, B, Cu, Mn e Zn na parte aérea (caule + folhas) do nabo forrageiro.

Tabela 8 – Efeito da aplicação de doses crescentes de torta de filtro e turfa na concentração de vários elementos contidos na parte aérea (caule + folhas) do nabo forrageiro.

T	Dose	P	K	Ca	Mg	S	Ba	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Cd	Cr	Ni	Pb
	t ha^{-1}	---------- g kg^{-1} ---------					---------- mg kg^{-1} ----------									
Turfa	**0**	1,7b	17,1b	37,6b	5,1b	6,1	56,6b	495b	10,7b	190b	26,3b	648b	0,9b	0,6b	<0,5	0,8
	20	0,9b	14,9b	28,3b	2,6b	4,6	47,4b	367b	11,0b	158b	14,5b	523b	0,8b	<0,5b	<0,5	0,6
	40	1,0b	18,1b	29,9b	3,2b	6,3	58,5b	368b	10,9b	174b	15,8b	725b	0,8b	<0,5b	<0,5	0,8
	80	0,7b	18,1b	32,7b	3,9b	6,7	56,9b	389b	16,3b	256b	14,3b	602b	0,7b	<0,5b	<0,5	1,4
	Média	**1,1B**	**17,0B**	**32,1B**	**3,7B**	**5,9**	**54,8B**	**404B**	**12,2B**	**194B**	**17,7B**	**624B**	**0,8B**	**0,14B**	**<0,5**	**0,9**
Torta	**0**	1,9a	20,8b	38,1b	5,6b	6,5	68,4a	558b	17,2a	260b	30,0b	830a	1,1b	<0,5b	<0,5	0,5
	20	2,2a	20,4b	42,1a	6,1a	6,9	69,4a	646a	15,8a	467a	35,5a	838a	1,2a	0,8a	<0,5	1,4
	40	2,9a	20,4b	38,2a	5,4a	7,0	57,8b	624a	12,5b	411a	24,0b	610b	0,9b	0,7a	<0,5	1,0
	80	3,2a	18,0b	35,5b	5,3a	6,5	52,1b	488b	15,8b	382b	32,2a	600a	1,0a	0,8a	<0,5	5,4
	Média	**2,5A**	**19,9A**	**38,5A**	**5,6A**	**6,7**	**61,9A**	**578A**	**15,3A**	**380A**	**30,4A**	**719A**	**1,0A**	**0,66A**	**<0,5**	**2,1**
FV																
Tipo M.O.		*	*	*	*	ns	*	*	*	*	*	*	*	*	ns	ns
Dose		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
M.O. x Dose		*	ns	ns	*	ns	*	*	*	ns	*	*	ns	ns	ns	ns

Médias seguidas de letras diferentes na coluna diferem entre si ao nível de 5% pelo teste de Tukey, letras minúsculas – comparação entre doses e letras maiúsculas – comparação entre tipos de material orgânico; **FV**: fatores de variação; **Tipo de M.O**.; tipo de material orgânico (torta de filtro de turfa); **Dose**: doses de carbono orgânico; **M.O. x Dose**: interação do tipo de material orgânico e doses de carbono orgânico; **ns**: não significativo; **(*)** significativo (p<0,05). Resultados são médias de três repetições em cada elemento.

O Ba apresentou valores médios, em mg kg $^{-1}$, de 61,9 para a torta e de 54,8 para a turfa (Tabela 8). O efeito da aplicação da torta de filtro na concentração de Ba foi linear decrescente (Figura 8). A literatura não considera o Ba como nutriente ou elemento benéfico às plantas. As concentrações de Ba, mencionadas por KABATA-PENDIAS (2001) em folhas de cereais, situam-se entre 132 e 181 mg kg $^{-1}$. Conforme MACNICOL & BECKETT (1985), a toxicidade desse elemento em vegetais é rara, mas 500 mg kg $^{-1}$ de Ba em folhas de cevada causaram redução de 10% na sua produtividade.

Pela adição de torta de filtro, a concentração de B na parte aérea do nabo foi maior em comparação à turfa (Tabela 8). O efeito das doses de torta de filtro foi quadrático, sendo que a concentração máxima estimada foi atingida pela aplicação da dose de 30 t ha^{-1} (Figura 8). Na composição da torta e da turfa, os teores de B disponíveis são bem próximos (Tabelas 2 e 3), contudo, baseando-se no teor de C dos materiais orgânicos, a adição de B-total foi de 0,97 mg vaso^{-1} para a torta e de 0,78 mg vaso^{-1} para a turfa, considerando a aplicação de 20 t ha^{-1}. Com a mineralização do

material orgânico houve liberação de B, refletindo na maior disponibilidade deste no solo, sendo de 8,7 e 7,9 mg kg^{-1}, respectivamente, para a torta e a turfa. Apesar da alta concentração de B na parte aérea (367 a 646 mg kg^{-1}), as plantas de nabo forrageiro não apresentaram sintomas visuais de toxicidade, como folhas queimadas na forma de clorose e necrose (LEE et al., 2008). LUCHO-CONSTANTINO et al. (2005) reportaram resultados similares, em que várias culturas (vegetais foliares e tubérculos) crescidas em solo com teor de B disponível de 12-14 mg dm^{-3} não apresentaram sintomas visuais de toxicidade e nem diminuição de crescimento. Conforme KABATA-PENDIAS (2001), plantas dicotiledôneas, como o nabo forrageiro, são mais exigentes em boro, comparadas com as monocotiledôneas.

No caso do Cu, com teor total no solo acima do valor de intervenção agrícola (Tabela 4), o efeito das doses de turfa na concentração deste no caule + folhas foi linear crescente e o efeito das doses de torta foi quadrático (Figura 8). Chama atenção que esses efeitos foram mais evidentes na maior dose aplicada de turfa. O teor médio de Cu nos tratamentos com torta foi de 15,3 mg kg^{-1} contra os 12,2 mg kg^{-1} para os tratamentos com turfa, sendo considerado adequado para o bom desenvolvimento das plantas, conforme faixas de concentração apresentadas por ALLOWAY (1995) e MULLIGAN & YONG (2004). De acordo com ALLOWAY (1995), o teor adequado de Cu nas plantas varia de 5 a 20 mg kg^{-1}, em que os limites para declínio da produção devido à deficiência e à toxicidade são, respectivamente, de 5 a 64 mg kg^{-1}. Já MULLIGAN & YONG (2004) relatam concentrações normais na faixa entre 5 a 39 mg de Cu kg^{-1} e tóxicos a partir de 20 até 100 mg de Cu kg^{-1}. MARCHIOL et al. (2007) encontraram concentrações de 48,9 mg kg^{-1} para *Sorghum bicolor* (sorgo) e de 23,2 mg kg^{-1} para *Heliantus annus* (girassol), crescidos em solo apresentando 1527 mg kg^{-1} de teor total de Cu, não sendo observados teores de fitotoxicidade nas plantas.

Dentre todos os elementos avaliados, o Zn foi o que apresentou as maiores concentrações no caule + folha do nabo forrageiro (Tabela 8). Na presença da torta de filtro, sua concentração média foi de 720 mg kg^{-1} e, na presença de turfa, de 624 mg kg^{-1}. A faixa adequada para a crucífera *Brassica napus* (nabo) é de 20 a 250 mg kg^{-1}. O teor suficiente ou normal é reportado entre 27 e 150 mg kg^{-1} em folhas de várias espécies, e seu excesso ou toxicidade está entre 100 e 400 mg kg^{-1} (KABATA-PENDIAS, 2001). Utilizando esses valores para interpretação, era de se esperar a manifestação de sintomas de toxicidade de Zn pelas plantas de nabo forrageiro, fato este não verificado no presente experimento. Isso leva a crer que as plantas de nabo

forrageiro são tolerantes a altas concentrações de Zn. Corroborando essa afirmação, apresentam-se os dados encontrados por MACNICOL & BECKETT (1985), que encontraram teores de Zn na faixa de 700 a 900 mg kg^{-1} em folhas de batata, situando-se na faixa crítica, com perda de 10% da produtividade.

Na parte aérea (caule + folhas), os maiores teores de Fe foram observados pela aplicação de torta de filtro (Tabela 8). Existe maior teor de Fe disponível no material da torta de filtro (Tabela 3), o que pode ter influenciado este resultado.

Considerado um metal ecotóxico (BROOKS, 2004), o Cd apresentou concentração média de 1,0 mg kg^{-1} na torta e de 0,8 mg kg^{-1} na turfa (Tabela 8). Concentração de Cd em plantas são consideradas normais entre 0,1 e 2,4 mg kg^{-1} (ALLOWAY, 1995) e em níveis tóxicos a partir de 10 mg kg^{-1} para o nabo (MACNICOL & BECKETT, 1985). Baseados nesses valores, a concentração de Cd no caule e nas folhas do nabo forrageiro esteve normal. Em vegetais cultivados em solos não contaminados foram encontrados teores de 0,11 mg kg^{-1} em folhas de espinafre e 0,66 mg kg^{-1} em folhas de alface (KABATA-PENDIAS, 2001). A maior concentração de Cd observada pela aplicação de torta pode ser devida à adsorção de Cd^{2+} pelo íon Cl^{-}, reduzindo a quantidade de Cd adsorvido ao solo (ALLOWAY, 1995), sendo mais absorvido pelas plantas. Teores disponíveis de Cl^{-} na torta de filtro foram 155 vezes maiores que o correspondente na turfa (Tabela 3), contribuindo para aumento de absorção de Cd pela planta (Tabela 8).

O Cr foi mais concentrado na parte aérea (caule + folhas) pela aplicação de torta de filtro, obtendo valor médio de 0,7 mg kg^{-1} e, na turfa, foi menor que o limite de detecção, estando presente somente na testemunha em teor de 0,57 mg kg^{-1}.

Em solos ricos com materiais orgânicos, o Cr^{6+} é reduzido para Cr^{3+} e, geralmente, não ocorre reoxidação desse elemento. A forma reduzida não é tóxica às plantas e aos animais (PIERZYNSKI et al., 2000).

A sua concentração em várias espécies de plantas cultivadas em locais não contaminados varia de 0,1 a 0,5 mg kg^{-1} e teores de 5 a 30 mg kg^{-1} indicam toxicidade (ALLOWAY, 1995). Portanto, não é esperado resposta negativa deste elemento à planta.

O Ca na parte aérea (caule + folha), assim como no solo (Tabelas 2, 3 e 6), também foi influenciado pelo tipo de matéria orgânica, sendo que a maior concentração deste na parte aérea do nabo forrageiro foi obtida pela aplicação de torta de filtro (Tabela 8).

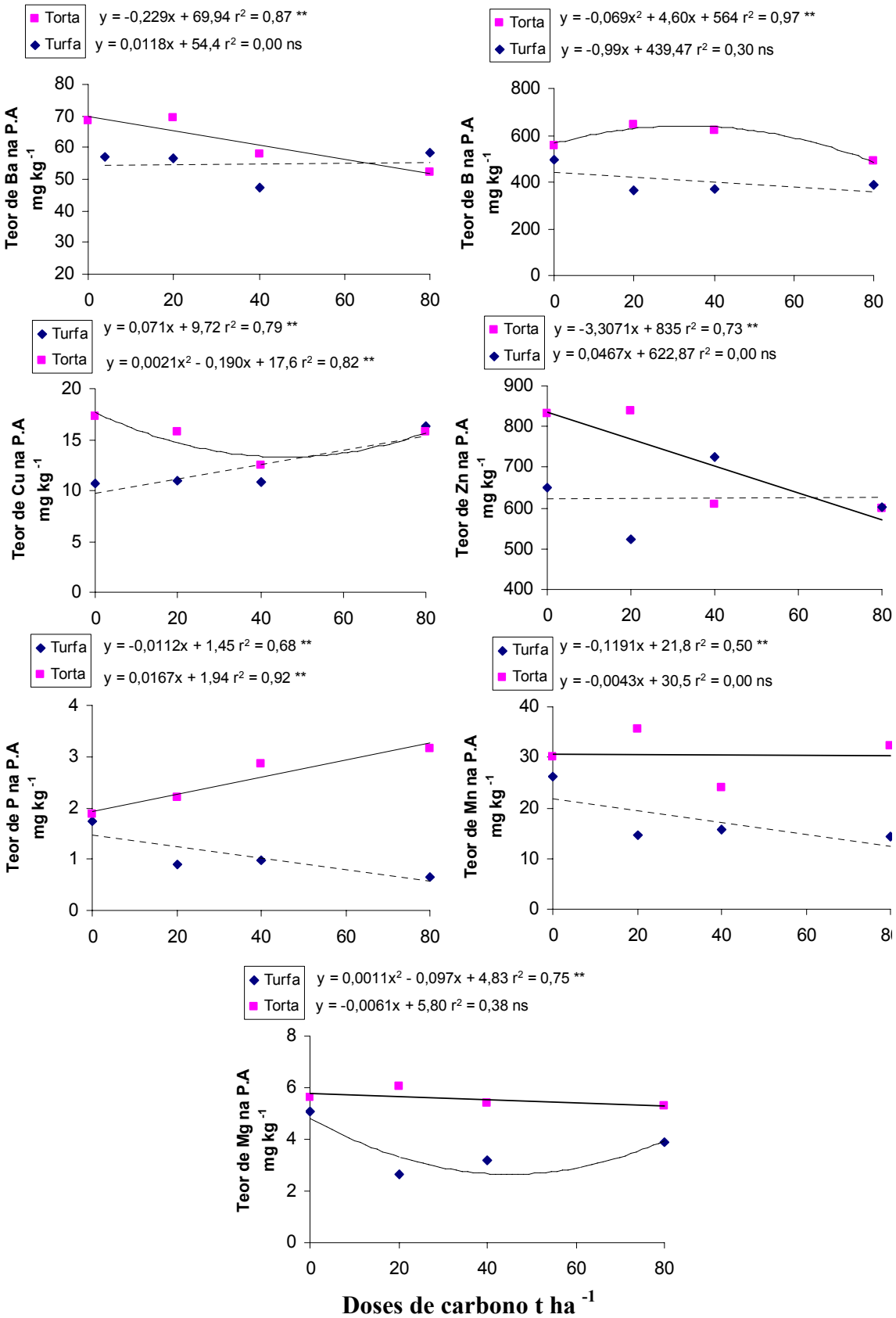

Figura 8 – Concentrações de P, Mg, B, Cu, Zn e Ba no caule + folha do nabo em função das doses de carbono orgânico aplicadas via torta de filtro e turfa; **(**)** significativo (p<0,05%); **ns**: não significativo.

4.4.2 Vagem

Um pouco diferente do ocorrido para a concentração dos elementos na parte aérea (caule + folhas) do nabo forrageiro, em que as maiores concentrações foram observadas na presença de torta, na vagem foi devido à aplicação de turfa (Tabela 9). Para todos os elementos, com exceção dos metais Cd, Cr, Ni e Pb, cujas concentrações estiveram abaixo do limite de detecção do método analítico utilizado, a aplicação de turfa causou maior concentração.

A concentração de metais pesados (Cd, Cr, Ni e Pb) na vagem do nabo forrageiro foi similar àquela observada em grãos de trigo cultivado em solos não contaminados, sendo de, em mg kg $^{-1}$: 0,06 de Cd (Polônia); 0,02 de Pb (Alemanha); 0,2 de Cr (Polônia) (KABATA-PENDIAS, 2001). Para os demais elementos, suas concentrações na vagem do nabo forrageiro foram normais, com exceção das do B, Cu e Zn, que estavam acima da faixa adequada, como será discutido a seguir.

Dentre todos os elementos, o Zn foi o que apresentou as maiores concentrações na vagem do nabo forrageiro e, na presença de turfa, esse efeito foi mais pronunciado que na torta de filtro (Tabela 8). Conforme BOSE & BHATTACHARYYA (2008), em grãos de trigo cultivado com aporte de lodo industrial no solo, foram observados 600 mg kg^{-1} nas folhas e somente 34 mg kg $^{-1}$ nos grãos. A concentração de Zn na folha do nabo forrageiro foi semelhante àquela observada pelos autores BOSE & BHATTACHARYYA (2008), contudo, a sua translocação para a vagem foi bem maior para o nabo forrageiro. Geralmente, teores médios de zinco em grãos de trigo, cevada ou centeio são relatados na faixa de 22 a 33 mg kg^{-1} (KABATA-PENDIAS, 2001). Isso indica grande habilidade do nabo forrageiro em acumular zinco tanto nos grãos, como nas folhas e no caule.

Quanto à concentração de Ba na vagem, a média foi de 16 mg kg $^{-1}$ devido à presença de torta de filtro, e de 20,5 mg kg $^{-1}$ na turfa (Tabela 9). Esta concentração está um pouco acima daquela observada nos grãos de cereais, de 5,5 mg kg $^{-1}$ (KABATA-PENDIAS, 2001). Contudo, encontra-se abaixo daquela considerada tóxica (2.000 mg kg $^{-1}$) para *Phaseolus vulgaris* (feijão-vagem) (MACNICOL & BECKETT, 1985).

Na vagem, a concentração média de Cu devido à aplicação de torta de filtro foi de 9,0 mg kg $^{-1}$ e de 10,3 mg kg $^{-1}$ para a turfa (Tabela 9). Considerando os valores apresentados por KABATA-PENDIAS (2001) de 5,5 e 6,7 mg kg $^{-1}$ como normais para grãos de aveia e trigo, os teores de Cu aqui encontrados estão altos.

Para o elemento boro, a turfa promoveu o maior aumento nesta parte da planta. A média observada foi de 131 mg kg $^{-1}$ pela presença de torta de filtro e de 159 mg kg $^{-1}$ na turfa (Tabela 9). Esta concentração está um pouco acima daquela observada nos grãos de cereais, que geralmente são relatados como de baixo teor deste elemento, na faixa de 0,8 - 7,3 mg kg $^{-1}$ (KABATA-PENDIAS, 2001).

Tabela 9 – Efeito da aplicação de doses crescentes de torta de filtro e turfa na concentração de vários elementos contidos na vagem do nabo forrageiro.

T	Dose	P	K	Ca	Mg	S	Ba	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Cd	Cr	Ni	Pb
	t ha^{-1}	----------		g kg^{-1}	---------		----------				mg kg^{-1}		----------			
Turfa	**0**	2,7a	21,1	6,9b	2,1	5,7	19,2b	158a	8,8b	17,1b	12,7b	154b	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	20	2,8a	25,0	10,4a	2,3	6,6	22,3a	180a	10,4b	22,9b	13,9b	204b	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	40	2,8a	26,7	8,8b	2,1	6,3	20,7a	155b	10,0b	23,5b	12,2b	186a	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	80	2,9a	27,0	10,0b	2,5	7,0	19,7a	144b	12,7a	49,2a	17,3a	222a	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	Média	**2,8**	**24,9**	**9,0A**	**2,2**	**6,4**	**20,5A**	**159A**	**10,5A**	**28,2A**	**14,0A**	**191A**	**<0,5**	**<0,5**	**<0,5**	**<0,5**
Torta	**0**	2,4a	23,7	6,5b	2,1	6,2	17,0b	119b	9,2b	20,9b	11,6b	170b	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	20	2,5a	24,9	6,5b	2,0	5,2	17,6b	134b	8,5b	24,5b	11,9b	166b	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	40	3,6a	22,8	5,5b	2,1	6,0	13,8b	124b	8,4b	19,9b	11,4b	119b	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	80	3,6a	25,8	7,8b	2,2	5,8	15,4b	147b	9,8b	17,3b	13,3b	138b	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	Média	**3,0**	**24,3**	**6,6B**	**2,1**	**5,8**	**16,0B**	**131B**	**9,0B**	**20,7B**	**12,1B**	**148B**	**<0,5**	**<0,5**	**<0,5**	**<0,5**
FV																
Tipo M.O.		ns	ns	*	ns	ns	*	*	*	*	*	*	ns	ns	ns	ns
Dose		*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
M.O. x Dose		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Médias seguidas de letras diferentes na coluna diferem entre si ao nível de 5% pelo teste de Tukey, letras minúsculas – comparação entre doses e letras maiúsculas – comparação entre tipos de material orgânico; **FV**: fatores de variação; **Tipo de M.O**.; tipo de material orgânico (torta de filtro de turfa); **Dose**: doses de carbono orgânico; **M.O. x Dose**: interação do tipo de material orgânico e doses de carbono orgânico; **ns**: não significativo; **(*)** significativo (p<0,05). Resultados são médias de três repetições em cada elemento.

4.4.3 Raiz

Chamam atenção os altos valores absolutos de metais pesados - micronutrientes nas raízes (Tabela 10). Para a maioria das plantas, há uma tendência desses elementos se concentrarem nas raízes. Embora o valor absoluto de B nas raízes do nabo não seja baixo (Tabela 10), a sua concentração em relação à parte aérea (caule + folha) foi uma das menores, dentre os elementos estudados. Na literatura é relatado que existe um antagonismo do B com Fe, Cu, Cr e Mn (ALLOWAY, 1995), o que causa aumento na absorção de B, fato este que pode ter ocorrido no presente experimento, uma vez que o solo de Piracicaba apresentava altas concentrações desses metais pesados.

Não houve efeito significativo para a concentração de todos os elementos nas raízes do nabo forrageiro devido ao tipo de matéria orgânica aplicada ao solo (Tabela

10). Para os elementos Fe, Zn, Mn e Cd houve efeito significativo para a interação - tipo de matéria orgânica e dose (Tabela 10). Para o Fe e o Zn, com o aumento das doses de torta de filtro houve uma maior concentração destes nas raízes do nabo forrageiro, sendo esse efeito linear crescente (Figura 9). As raízes exibem grande atividade na imobilização de elementos traços, funcionando como uma barreira contra o excesso de metais. A capacidade das raízes em bloquear o excesso de metais foi descrita pela formação de uma placa férrica, que possui a capacidade de adsorver metais (OTTE et al., 1987). Isso pode ser verificado pela maior retenção de Fe na raiz, possivelmente na formação da barreira férrica, impedindo a absorção não só de Zn, mas também de outros metais. Esse efeito foi mais pronunciado pela aplicação de torta de filtro do que pela turfa.

Tabela 10 – Efeito da aplicação de doses crescentes de torta de filtro e turfa na concentração de vários elementos contidos nas raízes do nabo forrageiro.

T	Dose	P	K	Ca	Mg	S	Ba	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Cd	Cr	Ni	Pb
	t ha^{-1}	----------		g kg^{-1}	---------		----------				mg kg^{-1}		----------			
Turfa	**0**	1,6	3347	6,6	0,9	2,1	191	106	371	13216b	89,0b	472b	1,3a	18,0	13,5	39,7
	20	1,5	1101	7,5	0,7	1,6	166	102	6916	16628b	109b	437b	0,9b	39,6	13,5	36,1
	40	1,0	2543	6,7	0,9	1,8	337	94,1	446	18345b	134a	500b	0,9b	22,1	16,9	47,1
	80	0,5	1639	2,8	0,5	0,9	90	100	131	5691b	26,5b	189b	0,0b	9,2	2,6	19,2
	Média	**1,2**	**2157**	**5,9**	**0,7**	**1,6**	**196**	**101**	**1966**	**13470A**	**89,4A**	**399A**	**0,8A**	**22,2**	**11,6**	**36**
Torta	**0**	0,8	2452	6,1	0,9	1,2	74,1	63,1	173	9533b	36,4b	226b	0,4b	57,6	5,6	43,3
	20	1,0	1207	9,7	0,8	1,1	118	87,2	1633	7780b	72,4b	473b	1,5b	16,4	14,2	98,7
	40	1,2	1308	6,6	0,6	1,2	85,5	79,4	5366	9187b	56,5b	374b	0,6b	14,8	11,0	27,6
	80	1,5	1995	13,2	0,8	1,7	117	92,4	9379	22456a	111a	823a	1,6a	37,8	63,4	62,6
	Média	**1,1**	**1740**	**8,9**	**0,8**	**1,3**	**98,8**	**80,5**	**4137**	**12239A**	**69,2A**	**474A**	**1,0A**	**31,6**	**23,5**	**58,0**
FV																
Tipo M.O.		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Dose		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
M.O. x Dose		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	*	*	*	ns	ns	ns

Médias seguidas de letras diferentes na coluna diferem entre si ao nível de 5% pelo teste de Tukey, letras minúsculas – comparação entre doses e letras maiúsculas – comparação entre tipos de material orgânico; **FV**: fatores de variação; **Tipo de M.O**.; tipo de material orgânico (torta de filtro de turfa); **Dose**: doses de carbono orgânico; **M.O. x Dose**: interação do tipo de material orgânico e doses de carbono orgânico; **ns**: não significativo; **(*)** significativo ($p<0,05$). Resultados são médias de três repetições em cada elemento.

Para o Mn, o efeito da aplicação de doses crescentes de turfa na concentração deste na raiz foi quadrático (Figura 9). O Mn, assim como o Zn, possui alta mobilidade na planta (ALLOWAY, 1995), e também foi relatado por KIDD et al. (2007) como um dos metais mais retidos pelas raízes quando da adição de lodo de esgoto.

Efeitos diferenciados foram observados pela aplicação das doses de carbono orgânico para o elemento Cd, causando diminuição linear com a adição de turfa e

aumento linear com torta de filtro. Esse elemento teve a mesma concentração na raiz que a observada na parte aérea da planta, fato este que possui nível mais preocupante quando se concentra em tubérculos.

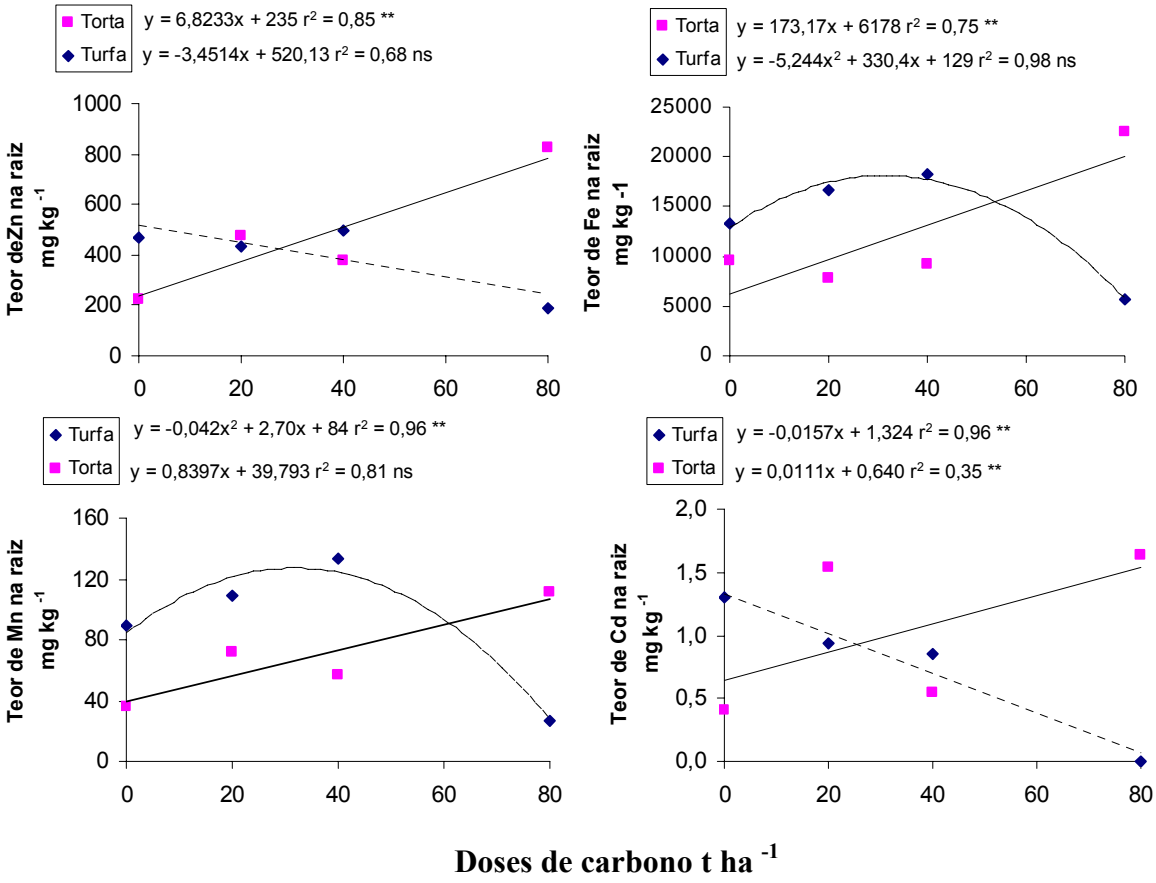

Figura 9 – Concentração de Fe, Zn e Mn nas raízes do nabo forrageiro em função das doses de carbono orgânico aplicadas via torta de filtro e turfa; **(**)** significativo (p<0,05%); **ns**: não significativo.

4.5 Acúmulo de B, Cu e Zn nas Diferentes Partes da Planta do Nabo Forrageiro

A quantidade acumulada dos elementos B e Cu foi somente significativa na parte da planta (caule + folhas) (Tabela 11). Para o B, observou-se efeito significativo do tipo do material orgânico, sendo que a aplicação da torta de filtro proporcionou maior quantidade acumulada (6,79 mg vaso $^{-1}$) que pela aplicação de turfa (4,70 mg vaso $^{-1}$). Para o Cu, observou-se o efeito significativo do tipo de material orgânico, sendo maior devido à aplicação da torta de filtro (0,17 mg vaso $^{-1}$), além do efeito da

interação e dose aplicada (Figura 10). Quanto à vagem, a quantidade acumulada tanto de B quanto de Cu não foi significativa com os tratamentos aplicados (Tabela 11). Contudo, para o Zn houve efeito significativo do tipo de material orgânico, sendo mais elevada para a torta de filtro (Tabela 11). Na raiz não houve resultados significativos para as quantidades acumuladas de B, Cu e Zn (Tabela 11).

Vale ressaltar que quantidades acumuladas dependem da produção de massa seca que embora estejam baixas, estão de acordo com os dados encontrados na literatura e que também irão afetar no tempo de remoção dos contaminantes pela planta aqui testada. Muitos autores não diferenciam a parte aérea em caule + folhas e vagem como os discutidos aqui. A importância de demonstrar o acúmulo de metais e boro nos grãos, pela vagem, já comentado anteriormente, é relevante dado à capacidade do nabo forrageiro em produzir bioenergia, além da torta de filtro ser um subproduto usado na alimentação de ruminantes.

Na Tabela 12 encontram-se os resultados referentes às quantidades acumuladas na parte aérea pela soma do caule + folhas e vagem. Nesta tabela, observa-se que houve efeito significativo na quantidade acumulada de B em função do tipo de material orgânico aplicado, sendo maior para a turfa; efeito da dose de material orgânico aplicada para a quantidade de Cu acumulada na parte aérea, sendo linear crescente com adição de torta de filtro (Figura 11); e efeito da interação (dose versus material orgânico) para a quantidade de Zn acumulada na parte aérea, sendo linear crescente para a torta (Figura 11).

Tabela 11 – Quantidades acumuladas de B, Cu e Zn no caule + folhas, vagem e raízes do nabo forrageiro em função dos tratamentos aplicados.

T	Dose	B	Cu	Zn	B	Cu	Zn	B	Cu	Zn
		----- caule + folhas -----			------- vagem -------			------- raízes -------		
	t ha^{-1}	---------- mg vaso^{-1} ----------								
Turfa	**0**	5,27 b	0,11 b	6,97	0,80	0,04	0,77 b	0,08	0,29	0,37
	20	4,27 b	0,12 b	6,09	1,13	0,06	1,27 b	0,07	4,99	0,33
	40	4,37 b	0,13 b	8,76	0,88	0,06	1,03 b	0,08	0,41	0,41
	80	4,89 b	0,20 b	7,55	0,82	0,07	1,25 a	0,05	0,06	0,43
	Média	**4,70 B**	**0,14 B**	**7,34**	**0,91**	**0,06**	**1,08 A**	**0,07**	**1,44**	**0,38**
Torta	**0**	5,92 b	0,18 a	8,93	0,57	0,05	0,83 b	0,05	0,13	0,17
	20	7,60 a	0,18 a	9,82	0,84	0,05	1,04 b	0,06	1,18	0,35
	40	7,70 a	0,14 b	7,33	0,69	0,05	0,67 b	0,07	4,47	0,32
	80	5,96 b	0,19 b	7,32	0,84	0,06	0,78 b	0,05	4,25	0,10
	Média	**6,78 A**	**0,17A**	**8,35**	**0,74**	**0,05**	**0,83 B**	**0,06**	**2,51**	**0,23**
FV										
Tipo M.O.		*	*	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns
Dose		ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
M.O. x Dose		ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Médias seguidas de letras diferentes na coluna diferem entre si ao nível de 5% pelo teste de Tukey, letras minúsculas – comparação entre doses e letras maiúsculas – comparação entre tipos de material orgânico; **FV**: fatores de variação; **Tipo de M.O**.; tipo de material orgânico (torta de filtro de turfa); **Dose**: doses de carbono orgânico; **M.O. x Dose**: interação do tipo de material orgânico e doses de carbono orgânico; **ns**: não significativo; **(*)** significativo (p<0,05). Resultados são médias de três repetições em cada elemento.

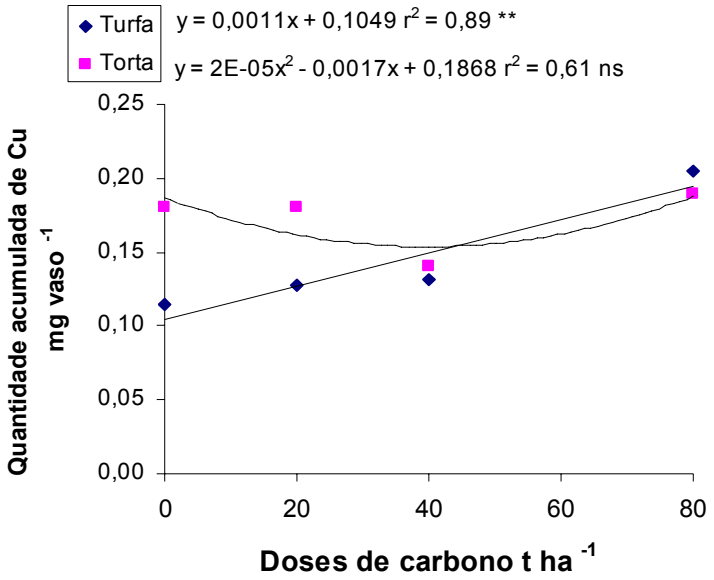

Figura 10 – Quantidade acumulada de Cu no caule + folhas do nabo forrageiro em função das doses de carbono orgânico aplicadas via torta de filtro e turfa; **(**)** significativo (p<0,05%); **ns**: não significativo.

Tabela 12 – Quantidades acumuladas de B, Cu e Zn na parte aérea (caule + folhas e vagem).

T	Dose	B	Cu	Zn
	t ha^{-1}	---------	mg vaso $^{-1}$	---------
Turfa	**0**	6,07 b	0,15 b	7,73 b
	20	5,40 b	0,19 b	7,35 b
	40	5,25 b	0,18 b	9,79 b
	80	5,70 b	0,27 b	8,80 b
	Média	**5,61 B**	**0,20**	**8,42 A**
Torta	**0**	6,49 b	0,23 a	9,76 b
	20	8,39 a	0,23 b	10,86 a
	40	8,38 a	0,19 b	7,99 b
	80	6,80 b	0,24 b	8,10 b
	Média	**7,51 A**	**0,22**	**9,18 A**
FV				
Tipo M.O.		*	ns	ns
Dose		ns	*	ns
M.O. x Dose		ns	ns	*

Médias seguidas de letras diferentes na coluna diferem entre si ao nível de 5% pelo teste de Tukey, letras minúsculas – comparação entre doses e letras maiúsculas – comparação entre tipos de material orgânico; **FV**: fatores de variação; **Tipo de M.O**.; tipo de material orgânico (torta de filtro de turfa); **Dose**: doses de carbono orgânico; **M.O. x Dose**: interação do tipo de material orgânico e doses de carbono orgânico; **ns**: não significativo; **(*)** significativo (p<0,05). Resultados são médias de três repetições em cada elemento.

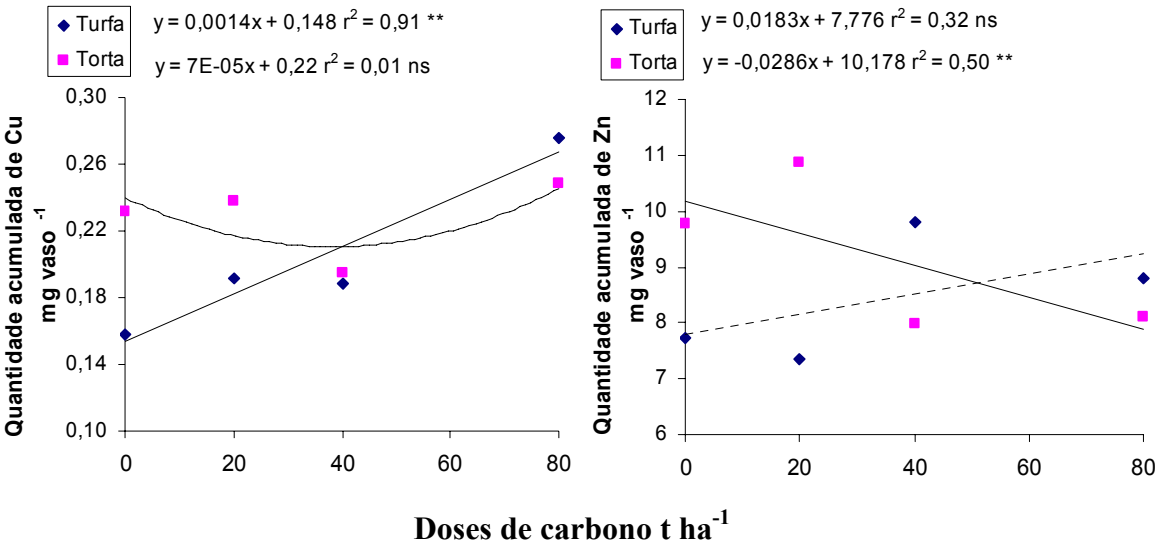

Figura 11 – Quantidade acumulada de Cu e Zn ma parte aérea (caule + folhas e vagem) do nabo forrageiro em função das doses de carbono orgânico aplicadas via torta de filtro e turfa; **(**)** significativo (p<0,05%); **ns**: não significativo.

4.6 Eficiência do Nabo Forrageiro na Remediação de Áreas Contaminadas

O fator de transferência (F) é uma das maneiras de avaliar o potencial fitoextrator de espécies vegetais. Segundo HENRY (2000), valores elevados de F são desejáveis para fitoextração; e quanto maior esse fator, maior a absorção do contaminante, possibilitando assim a limpeza do solo. Os valores de F foram geralmente baixos, exceto para B e Cu (Tabela 11). Verifica-se também que houve efeito do tipo de aplicação de carbono orgânico no fator F para o Cu. O emprego da torta de filtro proporcionou valor de F mais elevado: 18,61, contra o valor de 5,54 para turfa (Tabela 11).

O índice de translocação (IT) foi utilizado para conhecer a capacidade que a espécie possui em translocar os elementos da raiz à parte aérea. Os elementos que apresentaram maior IT foram aqueles com maior mobilidade ou mobilidade intermediária na planta (ALLOWAY, 1995), sendo o B, Mn, Zn, Cd e Ba, cuja transferência da raiz para a parte aérea foi de 92,7 a 99,3% (Tabela 13). Embora para os demais elementos o IT tenha sido relativamente baixo, eles estão de acordo com a literatura. Concentrações mais elevadas de Fe, Cu, Pb, Ni, Cr, Cd, Zn e Mn nas raízes, em comparação com as folhas de plantas de trigo cultivado em solo tratado com lodo de esgoto, foram relatadas por BOSE & BHATTACHARYYA (2008). Geralmente as raízes bloqueiam grandes quantidades de metais em níveis tóxicos, como é o caso do Cu, Cr, Ni, e Pb (KABATA-PENDIAS, 2001; MULLIGAN & YONG, 2004).

Analisando o efeito da adição de material orgânico no IT, verifica-se que, para o Cu e Ni, principalmente, a aplicação de matéria orgânica ao solo influenciou de maneira negativa, ou seja, esse índice foi menor (Tabela 13).

Comparando o efeito do tipo de matéria orgânica (torta de filtro ou turfa) no índice IT, verifica-se que não houve muita influência para a maioria dos elementos analisados, com exceção feita ao Fe e Cr na presença de torta de filtro e de Ni e Cu na presença de turfa (Tabela 13).

O IT é um índice importante quando se trata de seleção de plantas fitorremediadoras, pois visa à retirada dos elementos do solo, desde que toda a parte aérea seja removida. Os índices aqui encontrados para B, Mn, Zn, Cd e Ba (Tabela 13) são considerados ótimos para uma planta fitoextratora (GABOS, 2008). Esse autor encontrou valores de IT de 98% para o Pb em plantas de feijão-de-porco cultivado em solo contaminado com esse elemento, que recebeu aplicação de EDTA.

Tabela 13 - Fator de transferência, Índice de translocação, eficiência dos tratamentos em remover os elementos do solo e o tempo necessário para remediar o solo, usando o nabo forrageiro como planta fitoextratora.

Tratamento	Ba	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Cd	Cr	Ni	Pb
					Fator de transferência					
Testemunha	0,39	1,19	0,66	0,27	0,09	0,10	0,14	0,54	0,14	0,13
Turfa	0,80	1,47	5,54	0,39	0,16	0,13	0,17	0,29	0,22	0,10
Torta	0,43	1,48	18,61	0,39	0,13	0,20	0,32	0,26	0,56	0,18
					Índice de translocação (%)					
Testemunha	92,7	99,3	60,9	26,7	92,7	98,2	96,8	8,3	54,5	13,3
Turfa	83,5	98,8	10,7	19,7	78,9	96,9	95,2	6,3	34,1	30,4
Torta	88,8	99,1	3,6	30,0	85,0	94,5	91,9	30,0	11,9	34,6
					Eficiência de remoção (%)					
Testemunha	0,138	4,726	0,030	0,003	0,003	0,081	0,112	0,001	0,005	0,001
Turfa	0,127	3,240	0,019	0,003	0,002	0,067	0,105	0,000	0,004	0,001
Torta	0,129	5,375	0,031	0,006	0,003	0,070	0,124	0,001	0,003	0,004
					Tempo de remoção (anos)					
Testemunha	363	10,6	1659	14847	1715	620	445	24581	10816	67366
Turfa	395	15,4	2572	16975	2664	746	478	1019563	13670	37099
Torta	386	9,3	1619	8215	1730	710	404	12328	18737	14040

Considerando um ciclo de cultivo anual do nabo forrageiro

O nabo forrageiro foi eficiente somente para remover o boro do solo (Tabela 11). Para os outros elementos Ba, Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb a remoção foi praticamente zero (Tabela 13).

De posse dos dados da eficiência de remoção, calculou-se o tempo, em anos, necessário para remover 50% do teor total do elemento contido no solo — somente para o Zn foi calculada a remoção de 90% do solo. O tempo considerável adequado para o uso da técnica de fitoextração para limpar áreas contaminadas ainda não foi definido pela pesquisa.

Contudo, percebe-se (Tabela 11) que o nabo forrageiro pode ser considerado uma planta fitoextratora somente para o B. Para esse elemento, seriam gastos ao redor de cinco anos para reduzir em 50% o teor de B da área de Piracicaba. Ainda na Tabela 11, observa-se que o emprego da torta implicou redução de seis meses no tempo de remoção de 50% do B do solo, pelo nabo forrageiro.

Para os demais elementos, o nabo forrageiro não pode ser considerado uma planta fitoextratora, uma vez que o tempo de remoção de 50% dos elementos seria muito grande, inviável na prática. Resultados semelhantes foram obtidos por SANTOS

& RODELLA (2007). Esses autores, trabalhando com a *Brassica juncea* (mostarda-da-índia) verificaram que seria necessário menos de um ano para remover 50% do teor total de B no solo. Para os elementos Zn, Cu, Mn e Pb, pela adição da dose máxima de turfa, levaria, em anos: 15, 229, 32 e 23, respectivamente.

O nabo forrageiro apresentou índice de transferência (IT) para o Ba, B, Cu, Mn, Zn e Cd e fator de translocação (F) para o B e Cu comparáveis a plantas hiperacumuladoras, mas obteve baixa produção de biomassa que contribuiu para tempo de remoção (T) elevado, com exceção ao B. Apesar disso, apresenta características agronômicas próprias para uso em fitoestabilização (ENSLEY & RASKIN, 2000). É descrito como um vegetal bastante vigoroso, com raízes pivotantes e agressivas, capazes de romper camadas de solo extremamente compactadas a profundidades maiores que 2,50 metros; atinge altura de até 1,80 metro, além de produzir até 1.200 quilos de grãos por hectare, possuindo cerca de 40% de óleo quando esmagados, e ainda é tolerante a estresses bióticos e abióticos (BRASI et al., 2009).

A vagem não apresentou teores preocupantes no que diz respeito à transferência para a cadeia alimentar de Cd, Pb, Cr e Ni, somente teores mais elevados de Cu e Zn comparados com dados da literatura, embora não tenha apresentado sintomas visuais de toxicidade. Portanto, apresenta risco reduzido de contaminação da cadeia trófica. Estes resultados são importantes devido à geração de torta e de farelo de nabo forrageiro pelos processos de prensagem dos grãos, que, além da produção de óleo, é uma importante fonte de alimentação para ruminantes.

5 CONCLUSÕES

a) A adição de matéria orgânica na forma de torta de filtro e turfa no solo não teve o efeito mitigador de metais pesados e boro para o nabo forrageiro crescido em solo que recebeu sucata metálica.

b) O nabo forrageiro foi eficiente como planta fitoextratora de boro, podendo ser utilizada na fitorremediação de solos contaminados com esse elemento, mostrando resistência e tolerância para a presença dos metais pesados Cu, Zn, Pb, Cd, Cr e Ni.

c) A alcalinidade do solo (pH 7,5) mostrou-se efetiva na imobilização dos metais.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABICHEQUER, A.D.; BOHNEN, H. Eficiência de absorção, translocação e utilização de fósforo por variedades de trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n.22, p. 21-26, 1998.

ABREU, C.A.; RAIJ, van B.; ABREU, M.F.; GONZÁLEZ, A.P. Routine soil testing to monitor heavy metals and boron in soils. **Scientia Agricola**, v.62, n.6, p.1-6, 2005.

ABREU, C.A; ABREU, M.F. & BERTON, R.S. Análise química de solo para metais pesados. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 2, p. 645-692, 2002.

ABREU, C.A.; ABREU, M.F.; ANDRADE, J.C. Determinação de cobre, ferro, manganês, zinco, cádmio, níquel e chumbo em solos usando a solução de DTPA em pH 7,3 In: RAIJ, van B.; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Eds). Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agronômico, 2001.

ABREU, M.F. Extração e determinação simultânea por emissão em plasma de nutrientes e elementos tóxicos em amostras de interesse agronômico. 1997. 135p. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

ACCIOLY, A.M.A.; SIQUEIRA, J.O. Contaminação química e biorremediação dos solos. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, 2000. 351 p.

ADRIANO, D.C. Trace elements in terrestrial environments biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals, Springer, 2001.

ALLEONI, L.R.F.; BORBA, R.P.; CAMARGO, O.A. Metais pesados: da cosmogênese aos solos brasileiros. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 4, p. 1-42, 2005a.

ALLEONI, L.R.F.; IGLESIAS, C.S.M. MELLO, S.C.; CAMARGO, O.A.; CASAGRANDE, J.C.; LAVORENTI, N.A. Atributos do solo relacionados à adsorção

de cádmio e cobre em solos tropicais. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 27, n. 4, p. 729-737, 2005b.

ALLOWAY, B.J. Heavy metals in soils. London: Blackie Academic, 1995. 368p.

ANDERSSON, A. The distribution of heavy metals in soils and soil material as in influenced by ionic radius. **Journal of Agricultural Reserch**, Swedish, v. 7, p. 79-83, 1977.

ANDRADE, C.A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C.C. Cinética de degradação da matéria orgânica de biossólidos após a aplicação no solo e relação com a composição química inicial. **Bragantia**, v.65, n.4, p.659-668, 2006.

BAÑUELOS, G.S.; CARDON, G.; MACKEY, B.; BEN-ASHER, J.; WU, L.; BEUSELINCK,P.; AKOHOUE, S.; ZAMBRZUSKI, S. Boron and Selenium removal in boron-laden soils by four sprinkler irrigated plant species. **Journal of Environmental Quality,** Madison, v. 22, p. 786-792, 1993.

BATAGLIA, O.C.; FURLANI, A.M.C.; TEIXEIRA, J.P.F.; GALLO, J.R. Métodos de análise química de plantas. Boletim Técnico, Campinas: Instituto Agronômico, 78, p.48, 1983.

BELL, F.P.; JAMES, B.R.; CHANEY, R.L. Heavy metal extractability in long-term sewage sludge and metal salt amended soils. **Journal of Environmental Quality**, v.20, p.481–486, 1991.

BLOOM, P.R.; MCBRIDE, M.B. Metal ion binding and exchange with hydrogen ions in acid washed peat. **Soil Science Society of America Jounal**, v.43, p.687, 1979.
v.30, 1975, 479p.

BORKERT, C.M.; LANTMANN, A.F. Enxofre e nutrientes na agricultura brasileira. In: Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo, 17, 1988, Londrina. Resumos. 31p.

BOSE, S.; BHATTACHARYYA, A.K. Heavy metal accumulation in wheat plant grown in soil amended with industrial sludge. **Chemosphere**, v. 70, p. 1264–1272, 2008.

BOLAÑOS, L.; LUKASZEWSKI, K.; BONILLA, I.; BLEVINS, D. Why boron? **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 42, p. 907–912, 2004.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. The nature and properties of soils. 13.ed. Upper Saddle River: Pearson Education, 2002. 960p.

BRASI, L.A.C.S.; DENUCCI, S.; PORTAS, A.A**.** Nabo - adubo verde, forragem e bioenergia**.** http://www.infobibos.com/Artigos/2008_2/nabo/index.htm. (18 de fevereiro de 2009)

BROOKS, R.R. Plants that hyperaccumulate heavy metals: their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining. Oxford: CAB International, UK, 2004. 380p.

CAI, Q.Y.; MOB, C.H. ; WU, Q.T. ; ZENGA, Q.Y. ; KATSOYIANNIS, A. Concentration and speciation of heavy metals in six different sewage sludge-composts. **Journal of Hazardous Materials**, n.147, p.1063–1072, 2007.

CAMARGO, O.A.; ALLEONI, L.R.F., CASAGRANDE, J.C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos em solos. In: FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.; RAIJ, van B.; Abreu, C.A. (Eds). Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura. Jaboticabal: CNPq/ FAPESP/Potafos, 2001. p. 89-124.

CAMARGO, O.A. Complexos de metais pesados com substâncias húmicas e matéria orgânica: estabilidade das ligações. In: NETO, L.M.; CERRI, C.C.; MELO, W.J.; REZENDE, M.O.O.; ROCHA, J.C.; TAUK-TORNISIELO, S.M.; LAVORENTI, A.; BIANCHIM, I.J.; MANGRICH, A.S.; COSTA, C.A.C.; PACCOLA, A.A.; MARIA, I.C. In: Encontro Brasileiro Sobre Substâncias Húmicas, 2., 1997.São Carlos, 1997. p. 72-73.

CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M. Ciclo de carbono na amazônia e mudanças globais. In: NETO, L.M.; CERRI, C.C.; MELO, W.J.; REZENDE, M.O.O.; ROCHA, J.C.; TAUK-TORNISIELO, S.M.; LAVORENTI, A.; BIANCHIM, I.J.; MANGRICH, A.S.; COSTA, C.A.C.; PACCOLA, A.A.; MARIA, I.C. In: Encontro Brasileiro Sobre Substâncias Húmicas, 2., 1997, São Carlos, p.21-25.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Decreto n. 8.468. http://www.cetesb.sp.gov.br (13 de janeiro de 2009a).

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Relação de áreas contaminadas no Estado de São Paulo. http://www.cetesb.sp.gov.br (15 de janeiro de 2009b).

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas para o estado de São Paulo, http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf (22 de fevereiro 2009c).

CLEMENTE, R.; BERNAL, M.P. Fractionation of heavy metals and distribution of organic carbon in two contaminated soils amended with humic acids. **Chemosphere**, v.64, p.1264–1273, 2006.

CRUSCIOL, C.A.C.; COTTICA, R.L.; LIMA, E.V.; ANDREOTTI, M.; MORO, E.; MARCON, E. Persistência de palhada e liberação de nutrientes do nabo forrageiro no plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.40, n.2, p.161-168, 2005.

COTTENIE, A.;VERLOO, M.; KIEKENS, L.; CAMERLYNCK, R.; VELGHE, G.; DHAESE, A. Essential and non essential trace elements in the system soil-water-plant. I.W.O.N.L., Brussels, 75p. 1979.

CUNNINGHAM, S.D.; BERTI, W.R.; HUANG, J.W. Phytoremediation of contaminated soils. **Trends Biotechnologies**, n.13, p.393-397, 1995.

DAVIES, B.E. Applied soil trace elements. New York: John Wiley & Sons, 1980. 482p.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Sistema brasileiro de classificação de solos. Embrapa Solos, 2006. 306 p.

ENSLEY, B.D. Rationale for use of phytoremediation. In: RASKIN, I.; ENSLEY, B. D. (Eds). Phytoremediation of toxic metals – Using plants to clean up the environment. New York: John Wiley & Sons, 2000. p.3-11.

ERNANI, P.R. Química do solo e disponibilidade de nutrientes. Lages: UDESC, 2008, 230p.

ESPINOZA, W.; OLIVEIRA, A.J. Utilização agrícola dos resíduos da agroindústria canavieira. In: Simpósio Sobre Fertilizantes na Agricultura Brasileira, 1984, Brasília. Anais. 1984. p.451-470, 1984.

FADIGAS; F.S.; SOBRINHO, N.M.B.A.; MAZUR, N.; ANJOS, L.H.C.; FREIXO, A.A. Proposição de valores de referência para a concentração natural de metais pesados em solos brasileiros. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.10, n.3, p.699–705, 2006.

FAURE, G. Principals and applications of inorganic geochemistry. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1991. 626p.

FERREIRA, D.F. Programa SISVAR Versão 5.0 (Build 63). Lavras: UFLA, 1999.

FRANCHI, J.G. A utilização de turfa como adsorvente de metais pesados: o exemplo da contaminação da bacia do rio Ribeira de Iguape por chumbo e metais associados. 2004. 198p. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, São Paulo.

GABOS, M.A. Lixiviação e absorção de chumbo pelo feijão-de-porco assistido pela aplicação de EDTA no solo. 2008. 52f. Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Agroambientais) – Instituto Agronômico, Campinas.

GAMBLE, D.S. Interactions between natural organic polymers and metal in soil and fresh water systems: equilibria. In: BERNHARD, M; BRINCKMAN, F.E.; SADLER,

P.J. (Eds). The importance of chemical speciation in environmental process. Berlin: Ed. Dahlem Konferenzen, Springer-Verlag, 1986. 217p.

GLASS, D.J. The 1998 United States market for phytoremediation. Needham: D. Glass Associates, 1998. 139p.

GOLDBERG, S.; GLAUBIG, R.A. Boron adsorption on aluminum and iron oxide minerals. **Soil Science Society of America Journal,** n.49, p.1374–1378, 1985.

GONÇALVES, F.A. Fertilidade e fitodisponibilidade de metais pesados em solo com resíduo de sucata automobilística. 2008. 89p. Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Agroambientais) - Instituto Agronômico, Campinas.

GRÄFE, M.; NACHTEGAAL, M.; SPARKS, D.L. Formation of metal-arsenate precipitates at the goethite–water interface. **Environmental Science and Technology**, v.38, n.24, p.6561–6570, 2004.

GRASSI, M.T.; SHI, B.O.; ALLEN, H.E. Partition of copper between dissolved and particulate phases using aluminum oxide as an aquatic model phase: effects of pH, solids and organic matter. **Journal Brazilian Chemistry Society**, São Paulo, v.11, n.5, p.516-524, 2000.

GUPTA, U.C. Boron and its role in crop production. Boca Raton, Florida: CRC Press, 1993. 235p.

HENRY, J.R. An overview of the phytoremediation of lead and mercury. National Network of Environmental Management Studies (NNEMS). Washington, D.C. Environmental Protection Agency, 2000. 51p.

HU, H.; BROWN, P.H. Absortion of boron by plant roots. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.193, n.1, p.49-58, 1997.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Lei de Crimes Ambientais. http://www.ibama.gov.br/leiambiental/home.htm (2 abril de 2009).

JIN, J.; MARTENS, D.C.; ZELAZNY, L.W. Distribution and plant availability of soil boron fraction. **Soil Science Society America Journal**, v.51, p.1228, 1987.

KABATA-PENDIAS, A. Trace elements in soil and plants. 3.ed. Boca Raton, Florida: CRC Press, 2001. 413p.

KALMYKOVA, Y.; STRÖMVALL, A.M.; STEENARI, B.M. Alternative materials for adsorption of heavy metals and petroleum hydrocarbons from contaminated leachates. **Environmental Technology**, v.29 p.111-122, 2008.

KHAI, N.M.; BORN, I.; HILLIER, S.; GUSTAFSSON, J.P. Modeling of metal binding in tropical Fluvisols and Acrisols treated with biosolids and wastewater. **Chemosphere** n.70, p.1338–1346, 2008.

KIDD, P.S; DOMINGUEZ-RODRIGUEZ, M.J.; DIEZ, J.; MONTERROSO, C. Bioavailability and plant accumulation of heavy metals and phosphorus in agricultural soils amended by long-term application of sewage sludge. **Chemosphere**, v.66, p.1458–1467, 2007.

KUMPIENE, J.; LAGERKVIST, A.; MAURICE, C. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments – A review. **Waste Management**, v.28, p.215–225, 2008.

KUBOTA; A.; HOSHIBA; K.; BORDON, J. Green-manure turnip for soybean based no-tillage farming systems in eastern Paraguay. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.62, n.2, p.150-158, 2005.

LABANOWSKI, J; SEBASTIA, J.; FOY, E.; JONGMANS, T.; LAMY, I.; OORT, F. van. Fate of metal-associated POM in a soil under arable land use contaminated by metallurgical fallout in northern France. **Environmental Pollution**, v.149, p.59 - 69, 2007.

LAMIM, A.P.B.; JORDÃO, C.P.; PEREIRA, J.L.; BELLATO, C.R. Caracterização química e física de turfa litorânea e avaliação da adsorção competitiva por cobre e zinco. **Química Nova**, v.24, n.1, p.18-23, 2001.

LEMARCHAND, D.; GAILLARDET, J.; LEWIN, E.; ALLEGRE, C.J. The influence of rivers on marine boron isotopes and implications for reconstructing past ocean pH. **Nature**, v.408, p. 951–954, 2000.

LEE, S.B.; LEE, Y.B.; LEE, C.H.; HONG, C.O.; KIM, P.J.; YU, C. Characteristics of boron accumulation by fly ash application in paddy soil. **Bioresource Technology**, v.99, p.5928–5932, 2008.

LINDSAY, W.L. Inorganic phase equilibria of micronutrients in soil. In: MORTVEDT, J. J.; GIORDANO, P. M.; LINDSAY, W. L. (Eds.). Micronutrients in agriculture. Madison, **Soil Science Society of America**, 1979. p. 41-57.

LINDSAY, W.L.; NORVELL, W.A. Development of DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. **Soil Science Society of American Journal**, v.42, n.3, p.421-428, 1978.

LUBBEN, S.; SAUERBECK, D. The uptake and distribution of heavy metals by spring wheat. **Water and Air Soil Pollution**, v.57-58, p.239-247, 1991.

LUCHO-CONSTANTINO, C.A.; PRIETO-GARCÍA, F.; RAZO, L. M.; RODRÍGUEZ-VÁZQUEZ, R.; POGGI-VARALDO, H.M. Chemical fractionation of boron and heavy metals in soils irrigated with wastewater in central Mexico. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.108, p.57–71, 2005.

MAHARA, Y.; KUBOTA, T.; WAKAYAMA, R.; NAKANO-OHTA, T.; NAKAMURA, T. Effects of molecular weight of natural organic matter on cadmium mobility in soil environments and its carbon isotope characteristics. **Science of the Total Environment**, v.387. p.220–227, 2007.

MACDONALD, E. Aspects of competitive adsorption and precipitation of heavy metals by a clay soil. 1994. Tese (Doutorado) - McGill University, Montreal.

MACNICOL, R.D.; BECKETT, P.H.T. Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. **Plant and Soil**, v.85, p.107-129, 1985.

MARCHIOL, L.; FELLET, G.; PEROSA, D.; ZERBI, G. Removal of trace metals by Sorghum bicolor and Helianthus annuus in a site polluted by industrial wastes: a field experience. **Plant Physiology and Biochemistry**, v.45, p.379-387, 2007.

MARTINES, A.M.; ANDRADE, C.A.; CARDOSO, E.J.B.N. Mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.41, n.7, p.1149-1155, 2006.

MARTÍNEZ, M.; BERNAL, P.; ALMELA, C.; VÉLEZ, D.; GARCÍA-AGUSTÍN, P.; SERRANO, R.; NAVARRO-AVIÑÓ, J. An engineered plant that accumulates higher levels of heavy metals than *Thlaspi caerulescens*, with yields of 100 times more biomass in mine soils. **Chemosphere**, v.64, p.478–485, 2006.

MEHLICH, A. Mehlich-3 soil test extractant: a modification of Mehlich-1 extractant. **Communication in Soil Science and Plants Analysis**, v.15. p.1409-1416, 1984.

MCGRATH, S.P. Phytoextraction for soil remediation. In: Brooks, R.R. (Ed.). Plants that hyperaccumulate heavy metals. Wallingford: CAB International. 1998. 261p.

MULLIGAN, C.N.; YONG, R.N. Natural attenuation of contaminants in soils. Boca Raton: CRC Press, 2004.319p.

NASCIMENTO, C.W.A.; XING, B. Phitoextraction: a review on enhanced metal availability and plant accumulation. **Scientia Agricola**, v.63, n.3, p.299-311, 2006.

NOGUEIROL, R.C. Extração seqüencial e especiação de metais pesados, e emissão de gases do efeito estufa em Neossolo Litólico contaminado com resíduo rico em Ba, Cu, Ni, Pb e Zn. 2008. 123p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) -

Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

OLIVEIRA, J.B. Pedologia aplicada. 2 ed., Piracicaba: FEALQ, 2005. 574p.

OTTE, M.L.; BUIJS, E.P.; RIEMER, L.; ROZEMA, J.; BROEKMAN, R.A. The iron-plaque on the roots of saltmarsh plants: a barrier to heavy metal uptake? In: Heavy Metals in the Environment. Edinburgh: LINDBERG, S.E. & HUTCHINSON, T.C. (Eds), 1987, v.1, 407p.

PEREIRA, B.F.F. Potencial fitorremediador das culturas de feijão de porco, girassol e milho cultivadas em Latossolo Vermelho contaminado com chumbo. 2005. 91p. Dissertação (Mestrado) – Instituto Agronômico, Campinas.

PIERZYNSKI, G.M.; SIMS, J.T.; VANCE, G.F. Soils and environmental quality. 2.ed. Boca Raton, New York: CRC Press, 2000, 459p.

RAIJ van B.; CANTARELA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. Recomendação de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2.ed. Campinas: Fundação IAC, 1997. 285p.

RAIJ van B. & QUAGGIO, J.A. Determinação de fósforo, cálcio, magnésio e potássio extraídos com resina trocadora de íons. In: RAIJ van B.; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H. & QUAGGIO, J.A (Eds). Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agronômico, 2001.

RANGSIVEK, R.; JEKEL, M.R. Natural organic matter (NOM) in roof runoff and its impact on the Fe^0 treatment system of dissolved metals. **Chemosphere**, v.0, n.0, p.1-12, 2007.

RASKIN, I.; ENSLEY, B.D. Phytorremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment. In: Berti, W. R.; Cunningham, S. D. Phytostabilization of metals. New York: John Wiley & Sons, p.76, 2000.

ROBINSON, B.H.; CHIARUCCI, A.; BROOKS, R.R.; PETIT, D.; KIRKMAN, J.H.; GREGG, P.E.H.; DE DOMINICIS, V. The nichel hyperaccumulator plant *alyssum bertolonii* as a potencial agent for phytorremediation and phitomining of nichel. **Journal of Geochemical Exploration**, n.59, p.75-86, 1997.

ROMEIRO, S. Potencial fitoextrator de *Ricinus Communis L., Helianthus Annus L.* e *Canavalia Enciformes* L. para o chumbo, em solução nutritiva. 2005. 84p. Dissertação (Mestrado) - Instituto Agronômico, Campinas.

SANTOS. G.A.; SILVA, L.S.; CANNELAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. Fundamentos da matéria orgânica do solo; ecossistemas tropicais & subtropicais. 2.ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. 654p.

SANTOS, G.C.G. Comportamento de B, Zn, Cu, Mn e Pb em solo contaminado sob cultivo de plantas e adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico. 2005. 151p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

SANTOS, G.C.G.; RODELLA, A.A. Efeitos da adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico de B, Zn, Cu, Mn e Pb no cultivo de *Brassica juncea*. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.31, p.793-804, 2007.

SCHNOOR, J.L. Phytoremediation. Iowa: University of Iowa, 1997. 37p.

SCHWAB, P.; ZHU, D.; BANKS, M.K. Heavy metal leaching from mine tailings as affected by organic amendments. **Bioresource Technology**, v.98, p.2935–2941. 2007.

SCHNITZER, M; KERNDORFF, H. Reactions of fulvic acid with metal ions. **Water Air Soil Pollution**, v.15, p.97, 1981.

SOARES, M.R.; ALLEONI, L.R.F.; CASAGRANDE, J.C. Parâmetros termodinâmicos da reação de adsorção de boro em solos tropicais altamente intemperizados. **Química Nova**, v.28, n.6, p.1014-1022, 2005.

SONNEVELD, C.; DEN ENDEN van J.; DIJK van P.A. Analysis of growing media by means of a 1:1,5 volume extract. **Communication in Soil Science and Plants Analysis**, v.5, n.30, p.183-202, 1974.

SHORROCKS, V.M. The occurrence and correction of boron deficiency. **Plant Soil**, v.193, p.121–148, 1997.

SHARMA, K.R.; SRIVASTAVA, P.C.; SRIVASTAVA P.; SINGH, V.P. Effect of farmyard manure application on boron adsorption–desorption characteristics of some soils. **Chemosphere**, v.65, p.769–777, 2006.

STEVENSON, F.J. Humus chemistry: genesis, composition, reactions. 2.ed. New York, Willey, 1994. 496p.

SYROVETNIK, K. Long-term metal retention processes in a peat bog: field studies, data and modeling. 2005. 86p. Tese (Doutorado). Royal Institute of Technology, Stockholm.

TRANI, P.E.; PASSOS, F.A.; AZEVEDO FILHO, J.A. Recomendação de adubação e calagem para o estado de São Paulo. In: RAIJ van B.; CANTARELA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. (Eds). Hortaliças, Campinas, p.157-169, 1997.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 3051: microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soil and soils (2007). http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/3_series.htm (10 de janeiro de 2009a).

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. The use of soil amendments for remediation, revitalization and reuse (EPA/542/R-07/013, 2007). http://www.epa.gov (01 de fevereiro de 2009b).

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Brownfields technology primer: selecting and using phytoremediation for site cleanup (EPA/542/R-01/006, 2001). http://www.epa.gov (01 de fevereiro de 2009c).

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Phytoremediation of contaminated coil and ground water at hazardous waste sites (EPA/540/S-01/500, 2001). http://www.epa.gov (15 de março de 2009d).

WINTERHALDER, K. Environmental degradation and rehabilitation of landscape around Sudbury, a major mining and smelting area. **Environmental Reviews**, v.4, p.185–224, 1996.

VÁZQUEZ, S., AGHA, R., GRANADO, A., SARRO, M.J., ESTEBAN, E., PEÑALOSA, J. M., CARPENA, R. O. Use of white lupin plant for phytostabilization of Cd and As polluted acid soil. **Water Air Soil Pollution**, v.177, p.349-365, 2006.

ZEITTOUNI, C.F. Eficiência de espécies vegetais como fitoextratoras de cádmio, chumbo, cobre, níquel e zinco de um Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico. 2003. 149p. Dissertação (Mestrado) – Instituto Agronômico, Campinas.

ZERRARI, N.; MOUSTAOUI, D.; VERLOO, M. Adsorption and desorption of boron on soils and the influence of application of manure. **Agrochimica**, v.45, p.206–217, 2001.

Anexo - Teor total dos elementos químico nos materiais orgânicos, baseados no teor de C, adicionados ao solo em função das doses aplicadas via torta de filtro e turfa

Tratamento	Dose	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
	g kg^{-1}	----------		g kg^{-1}	----------		----------		mg kg^{-1}	----------	
Turfa	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	60,5	0,05	0,08	0,10	0,10	0,02	0,97	2,72	381,2	2,86	2,20
	121,0	0,10	0,17	0,20	0,21	0,05	1,94	5,44	762,3	5,71	4,39
	181,5	0,15	0,25	0,30	0,31	0,07	2,91	8,16	1143,5	8,57	6,59
Torta de filtro	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	37,4	0,38	0,09	0,61	0,14	0,09	0,78	2,26	220,7	20,8	5,27
	74,8	0,77	0,17	1,21	0,28	0,18	1,56	4,53	441,3	41,7	10,5
	112,2	1,15	0,26	1,82	0,42	0,27	2,33	6,79	662,0	62,5	15,8