

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**ELEMENTOS-TRAÇO EM SISTEMA DE INTEGRAÇÃO SOJA-
BOVINOS DE CORTE SOB PLANTIO DIRETO**

Fernanda Roberta Pereira Tatsch
(Dissertação de Mestrado)

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**ELEMENTOS-TRAÇO EM SISTEMA DE INTEGRAÇÃO SOJA-
BOVINOS DE CORTE SOB PLANTIO DIRETO**

FERNANDA ROBERTA PEREIRA TATSCH
Engenheira Agrônoma (UFRGS)

Dissertação apresentada como um dos
requisitos para obtenção do Grau de Mestre
em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil
Abril de 2012

“Agradeço a todas as dificuldades que enfrentei; não fosse por elas, eu não teria saído do lugar. As facilidades nos impedem de caminhar . Mesmo as críticas, nos auxiliam muito!” (Chico Xavier)

Aos meus avós, Zolmira e Leopoldino, ao meu tio e padrinho Zenon e aos meus sogros Edith e Evaldo, *in memoriam*.

Ao meu pai Fernando, pela vida. A minha mãe Elâne, por todo amor, dedicação e exemplo de vida.

Ao abençoado chão que eu cresci e tanto amo: Granja Santa Terezinha, na Barra do Ribeiro.

Ao meu amor Júnior, pelo amor, amizade e compreensão pelas horas abdicadas do nosso convívio em prol do meu crescimento profissional e intelectual. **Dedico.**

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelas inúmeras bênçãos concedidas e por essa “fé que me faz otimista demais.”

A Universidade Federal do Rio Grande do Sul e ao Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo (PPGCS), pela oportunidade de realização do curso.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Prof. Egon José Meurer, pela orientação e amizade.

Ao Prof. Luiz Roberto Guimarães Guilherme, por gentilmente aceitar co-orientar este trabalho e pelos valiosos conselhos.

A minha amiga, irmã e eterna orientadora, Dr^a. Veridiana Cardozo Gonçalves, pelos ensinamentos, amizade, incansável colaboração neste trabalho e pela carinhosa hospitalidade em Lavras.

Aos Professores Ibanor Anghinoni e Paulo Carvalho, pela oportunidade de me integrar ao trabalho e à equipe da Integração Lavoura-Pecuária.

À Fazenda do Espinilho, pertencente à Cabanha Cerro Coroadó, por ceder a área para a condução do experimento.

Aos professores do PPGCS, pelos conhecimentos compartilhados, em especial aos professores Alberto Inda, Carlos Bissani, Cimélio Bayer e Enilson Saccol de Sá.

Aos membros da banca examinadora, Prof. Carlos Alberto Bissani, Prof. Dr. Ibanor Anghinoni e Dra. Geila Carvalho pelas importantes contribuições.

Aos funcionários do PPGCS Jader, Paulo Ricardo e Sr. José (‘Tio Zé’), pela colaboração e amizade.

Aos Bolsistas de Iniciação Científica: Diego Cecagno e Fabrício Balerini, pela amizade, seriedade e valioso auxílio nas atividades de campo e de laboratório.

Ao colega e amigo Rogério Otávio Schmidt, pela amizade e pela colaboração nas atividades analíticas.

Aos colegas e amigos do PPGCS, em especial ao Jessé e Paulinha, que também contribuíram para este trabalho.

Ao laboratorista e amigo Adão Luís, pelo fundamental auxílio nas atividades de campo e laboratório, bem como pela sincera amizade e pelos conselhos e broncas, sempre oportunos e importantes. “Muito obrigada meu amigo.”

Aos amigos da Fertilidade do Solo, com quem muito aprendi neste último ano: Amandinha, Diego, Joice, Felipe Selau, Álvaro e Sérgio, pelo auxílio na realização deste trabalho e pela amizade.

Aos amigos e amigas da Química do Solo Chris, Ângela, Liane, Rosele, Rogério, Fabrício, pela amizade e horas de alegre convívio.

Ao Departamento de Solos da Universidade Federal de Lavras, pela oportunidade de realização de parte essencial deste trabalho e também pela cordial acolhida mineira.

Ao João Gualberto, Ana Paula, Geila e Evanise pelo auxílio nas atividades analíticas e também pela cordialidade e amizade a mim dispensadas.

Aos amigos do Departamento de Solos da UFLA, especialmente Ana Paula, Carlinhos, Dani, Evanise, Geila, Satoshi, Giovana, João Gualberto, Sílvio, Vanessa, Enio e Guilherme Amaral por tornarem tão agradável minha rápida passagem pela UFLA.

Ao Prof. Alfredo Scheid Lopes, pelos importantes ensinamentos transmitidos, apesar do rápido convívio.

A todos aqueles que sempre torceram e acreditaram em mim, mesmo distante.

Muito obrigada!

ELEMENTOS-TRAÇO EM SISTEMA DE INTEGRAÇÃO SOJA-BOVINOS DE CORTE SOB PLANTIO DIRETO ⁽¹⁾

Autor: Fernanda Roberta Pereira Tatsch

Orientador: Prof. Dr. Egon José Meurer

Co-orientador: Prof. PhD. Luiz Roberto Guimarães Guilherme

Sistemas que produzem carne e grãos na mesma área são importantes sob o ponto vista econômico e também ambiental. O objetivo desta pesquisa foi investigar os teores de cádmio, cobre, chumbo, níquel e zinco em experimento de integração soja-bovinos de corte de longa duração localizado na Fazenda do Espinilho, situada no município de São Miguel das Missões (RS), estabelecido há mais de dez anos em um Latossolo Vermelho Distroférico típico. Coletaram-se amostras de solos, na profundidade de 0-20 cm, em parcelas da área experimental submetidas a quatro intensidades de pastejo, correspondendo a quatro alturas de pasto: 10 cm, a 20 cm, a 30 cm e a 40 cm, nas duas parcelas testemunha sem pastejo e em uma área de mata próxima à área experimental, para servir de área referência. Os teores dos elementos-traço, Cd, Cu, Pb, Ni e Zn determinados nas amostras de solos coletadas na área experimental do sistema integração soja-bovinos de corte foram baixos e foram menores que os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA (420/2009). Igualmente, os teores dos elementos-traço encontrados nos grãos de soja colhidos nas parcelas experimentais foram baixos e também foram menores que os valores estabelecidos pelo *Codex Alimentarius* (193/1995). Não foram encontradas correlações entre os teores dos elementos-traço nas amostras de solos e os teores destes elementos nos grãos de soja com exceção para Pb. É importante o estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) para os solos brasileiros para permitir o monitoramento ambiental das áreas cultivadas.

⁽¹⁾ Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. (60 p) Porto Alegre. Abril, 2012.

TRACE ELEMENTS IN INTEGRATED SOYA-BEEF CATTLE SYSTEM UNDER NO- TILLAGE ⁽¹⁾

Author: Fernanda Roberta Pereira Tatsch

Adviser: Prof. Dr. Egon José Meurer

Co-adviser: Prof. PhD. Luiz Roberto Guimarães Guilherme

Systems that produce meat and grain in the same area are important from economic point of view and also to the environment. The objectives of this research was to investigate the levels of Cadmium, Copper, Lead, Nickel and Zinc in integrated soya-beef cattle long-term experiment located in the Espinilho Farm, located in the municipality of São Miguel dos Missões (RS), established for over ten years in a Typic Hapludox . Soil samples were collected at a depth of 0-20cm in plots of the experimental area that received five grazing intensities, corresponding to four sward heights: 10 cm, 20 cm, 30 cm and 40 cm, in the two control plots without grazing and an area of forest near the experimental area, to serve as a reference area. The levels of trace elements, Cd, Cu, Pb, Ni and Zn determined in soil samples collected in the experimental area were low and were lower than the values established by Resolução CONAMA (420/2009). Also, the levels of trace elements found in soybeans harvested in the experimental plots were low and were also lower than the values established by *Codex Alimentarius* (193/1995). No significant correlations were found between the levels of trace elements in soil samples and the levels of these elements in soybeans grown in the experimental area, except for Pb. It is important to establish reference values of Quality (VRQ) for Brazilian soils to allow for environmental monitoring of farmlands.

⁽¹⁾ Master of Science Dissertation in Soil Science, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. (60 p) Porto Alegre. April, 2012.

SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1 Os elementos-traço (ETs).....	3
2.1.1 Elementos-traços em solos e águas.....	3
2.1.2 Elementos-traços em plantas	8
2.1.3 Elementos-traços em insumos agrícolas.....	9
2.1.4 A segurança alimentar e a presença de ETs em Alimentos	11
2.1.5 Os riscos dos ETs.....	13
2.2 Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária em plantio direto.....	14
3. HIPÓTESES E OBJETIVOS.....	18
4. MATERIAL E MÉTODOS	19
4.1 Condições de clima e solo	19
4.2 Histórico do experimento de longa duração.....	20
4.3 Etapa experimental referente ao presente trabalho.....	24
4.3.1 Estudo 1: Teores de Cd, Cu, Pb, Ni e Zn em solo.....	24
4.3.2 Estudo 2: Teores de Cd, Cu, Pb, Ni e Zn em grãos de soja.....	28
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	29
5.1 Teores de Cd, Cu, Pb, Ni e Zn em solo	29
5.2 Teores de Cd, Cu, Pb, Ni e Zn em grãos de soja.....	36
6. CONCLUSÕES.....	44
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	45
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	47

RELAÇÃO DE TABELAS

	Página
1 Concentrações naturais de cádmio, chumbo e níquel em rochas	4
2 Adições globais de elementos-traço ao solo.....	5
3 Valores máximos permitidos no Brasil para alguns (ETs) em água doce.....	7
4 Concentração de elementos-traço em alguns insumos utilizados na agricultura.....	11
5 Atributos químicos do Latossolo Vermelho Distroférico típico na profundidade de 0 a 20 cm.....	27
6 Teores certificados, teores encontrados e recuperação de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn dos padrões de referência BCR 142R (Sandy soil) para solo.....	29
7 Teores de Cd, Cu, Pb, Ni e Zn, em solo, nas diferentes intensidades de pastejo (10,20,30 e 40 cm), na área testemunha (sem pastejo) e na área referência (mata).....	30
8 Limites dos ETs em solos (mg kg^{-1}) estabelecidos por alguns países.....	31
9 Teores certificados, teores encontrados e recuperação de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn dos padrões de referência lichen BCR 482 para soja.....	36
10 Teores de Cd, Cu, Pb, Ni e Zn em grãos de soja nas intensidades de pastejo (10,20,30 e 40 cm) e na área testemunha (sem pastejo)	36
11 Coeficientes de correlação entre elementos-traço nos grãos de soja e elementos-traço no solo	43

RELAÇÃO DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Vista da área experimental situada na Fazenda do Espinilho, em São Miguel das Missões (RS).....	21
Figura 2. Intensidades de pastejo bovino (10,20, 30 e 40 cm) em pastagem de aveia preta + azevém.....	22

1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, tem aumentado a preocupação quanto à presença de elementos-traço (ETs) em solos, águas e alimentos. A FAO (Food and Agriculture of the United Nations) pelo *Codex Alimentarius* (coletânea de padrões e recomendações relativas a alimentos, produção de alimentos e segurança alimentar) limita as concentrações máximas de ETs em gêneros alimentícios *in natura* e industrializados. No Brasil, existem poucas informações quanto à presença e concentrações de ETs em alimentos. Recentemente foi firmada uma parceria entre o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), CNPq, Secretaria de Defesa Agropecuária (SDA) e instituições de pesquisa dentre elas a Universidade Federal de Lavras (UFLA) e a Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), para desenvolvimento de um projeto em âmbito nacional (Edital CNPq/MAPA/SDA nº 64/2008), que tem, entre outros objetivos, determinar os teores de ETs em solos e culturas agrícolas em sistemas produtivos em estados brasileiros.

Esta dissertação está inserida nesse projeto e pesquisou a presença de elementos-traço em um experimento de longa duração, que vem sendo conduzido no sistema de Integração soja- bovinos de corte na Fazenda do Espinilho, pertencente à Cabanha Cerro Coroado, localizada no município de São Miguel das Missões, na região fisiográfica das Missões no Estado do Rio Grande do Sul.

Elementos-traço ocorrem naturalmente em solos em pequenas quantidades, contudo, as adições antrópicas podem contribuir para o aumento dos seus teores em solos. Os ETs podem ser essenciais ou não essenciais. Os essenciais, como cobre e zinco, são importantes sob o ponto de vista biológico e a sua carência pode acarretar deficiências nutricionais na população. Os não essenciais podem causar diversos danos ao ambiente e à saúde humana, já

que há a possibilidade de se depositarem em diversos órgãos do corpo, bem como ter sua concentração aumentada à medida que avançam na cadeia trófica.

As adições de fertilizantes inorgânicos e orgânicos nos sistemas produtivos são necessária para suprir a demanda das culturas por nutrientes. Insumos como fertilizantes nitrogenados e fosfatados, calcários, esterco, dentre outros, podem conter elementos-traço não desejáveis como cádmio, chumbo, por exemplo, que podem se acumular no solo e serem absorvidos pelas plantas, além de percolarem no perfil do solo, vindo a contaminar águas superficiais e subterrâneas.

Esta pesquisa foi realizada considerando a importância do Sistema de Integração Lavoura-Pecuária, tanto do ponto de vista econômico quanto do ponto de vista ambiental, pela crescente preocupação quanto à presença de elementos-traço em alimentos e ainda pela carência de informações quanto às suas concentrações em solos e produtos agrícolas.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Os elementos-traço (ETs)

O termo elemento-traço (ET) tem sido usado para definir metais catiônicos e oxi-ânions presentes em baixas concentrações (usualmente $<0,1 \text{ dag kg}^{-1}$) em solos e plantas (Pierzynski et al., 1994; Sparks, 1995; Essington, 2004).

Existem Ets considerados essenciais do ponto de vista biológico, como cobre e zinco, e não essenciais, como cádmio e chumbo. Porém, mesmo os ETs essenciais, quando presentes em altos teores, podem causar impactos negativos a ecossistemas terrestres e aquáticos.

A denominação elemento-traço tem sido preferida em publicações científicas. Segundo a International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC), tecnicamente, o termo mais correto é “elemento-traço” (ET), já que a expressão “metal pesado”, que muitas vezes é utilizada, nunca foi definida por nenhum órgão oficial da área química, tendo se tornado, por isso, sem sentido (Duffus, 2001).

2.1.1 ETs em solos e águas

Os ETs estão presentes em solos devido a ações naturais ou antrópicas. As ações naturais compreendem o intemperismo de rochas e minerais, as emissões vulcânicas e outros fenômenos naturais. As ações antrópicas incluem os aterros sanitários, as atividades industriais e de mineração, as aplicações de fertilizantes, de corretivos e pesticidas, entre outros (Camargo et al., 2001).

As concentrações de ETs em solos antes das adições antrópicas são, geralmente, aceitas como benignas, ou de pouco risco, porque o crescimento de plantas ou a qualidade da água não são afetados adversamente (Chang et al., 2002). Entretanto, existem locais que, mesmo sem adição de materiais que os contenham, suas concentrações excedem valores reportados pela literatura para solos, graças a processos naturais de incremento de ETs. Nesses locais, onde as concentrações de ETs são altas e que podem estar presentes como espécies químicas de maior mobilidade no solo, podendo ser biodisponíveis, o risco gerado pela presença desses elementos aumenta (Guilherme et al., 2005). Mesmo que as concentrações totais dos ETs no solo não forneçam informações suficientes para avaliar o seu impacto no ambiente, é importante conhecê-las para subsidiar estudos de contaminação e poluição. Na Tabela 1, são apresentadas concentrações naturais de cádmio, níquel e chumbo na crosta terrestre e em rochas de diferentes regiões do mundo.

Tabela 1. Concentrações naturais de cádmio, chumbo e níquel em rochas

Elemento	Rocha ígneas			Rochas sedimentares		
	Ultramáficas	Máficas	Graníticas	Carbonatos	Arenitos	Folhelhos
	-----mg kg ⁻¹ -----					
Cádmio	1,0	1,5	1,5	1,0	1,0	13
Chumbo	14,0	3,0	24,0	5,7	10,0	23,0
Níquel	2.000,0	150,0	0,5	7,0	9,0	68,0

Fonte: Alloway (1995) e Wolt (1994), citados por Guilherme (2005).

As adições antrópicas estão associadas a atividades de mineração (carvão e jazidas minerais) e industriais, lodos de estação de tratamentos (Kabata-Pendias & Pendias, 2001); fabricação de baterias de automóveis e celulares; aplicações militares e aeroespaciais; estabilização de plásticos; formulação de pigmentos; fertilizantes fosfatados (Prasad, 1995; Loganathan et al., 1997; Raven & Loeppert, 1997; McLaughlin & Singh, 1999); queima de combustíveis fósseis (Adriano, 1986; Alloway, 1995), dentre outras. Na Tabela 2 constam valores de adições globais de alguns ETs em diversas fontes.

Tabela 2. Adições globais de elementos-traço ao solo

Fonte	As	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	Se
----- Gg ano ⁻¹ -----							
Resíduos agrícolas	0-6	0-3	4,5-90	0-1,5	6-45	1,5-27	0-7,5
Resíduos animais	1,2-4,4	0,2-1,2	10-60	0-0,2	3-36	3,2-20	0,4-1,4
Resíduos de madeira	0-3,3	0-2,2	2,2-18	0-2,2	2,2-23	6,6-8,2	0-3,3
Rejeito urbanos	0,09-0,7	0,88-7,5	6,6-33	0-0,26	2,2-10	18-62	0,04-0,62
Lodo de esgoto municipal	0,01-0,24	0,02-0,34	1,4-11	0,01-0,8	5-22	2,8-9,7	0,01-0,14
Resíduos orgânicos diversos	0-0,25	0-0,01	0,01-0,48	-	0,17-3,2	0,02-1,6	0-0,08
Resíduos de manufatura de metais	0,01-0,21	0-0,08	0,65-2,4	0-0,08	0,84-2,5	4,1-11	0-0,19
Cinzas de queima de carvão	6,7-37	1,5-13	149-446	0,37-4,8	56-279	45-242	4,1-60
Fertilizantes inorgânicos	0-0,02	0,03-0,25	0,03-0,038	-	0,2-0,55	0,42-2,3	0,02-0,1
Turfa	0,04-0,5	0-0,11	0,04-0,19	0-0,02	0,22-3,5	0,45-2,6	0-0,41
Descarte de produtos comerciais	36-41	0,78-1,6	305-610	0,55-0,82	6,5-32	195-390	0,1-0,2
Deposição atmosférica	8,4-18	2,2-8,4	5,1-38	0,63-4,3	11-37	202-263	1,3-2,6

Fonte: Nriagu e Pacyna (1988), citados por Guilherme et al. (2005).

Os solos possuem características singulares quando comparados aos demais componentes da biosfera (ar, água e biota), pois se constituem não apenas como dreno para contaminantes, mas também como um “tampão natural” que controla o transporte de elementos químicos e outras substâncias para a atmosfera, hidrosfera e biota (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Ressalta-se que o comportamento desses elementos depende de sua espécie química, sendo esta afetada pelo pH, quantidade, solubilidade, origem do elemento (adição natural ou antrópicas) além da interação com demais constituintes do solo (Sparks, 1995). De acordo com Alloway (1995), os elementos-traço podem estar presentes em solos, principalmente, nas seguintes formas:

a) Solúveis: íons livres, complexos solúveis com ânions inorgânicos ou ligantes orgânicos (biomoléculas e ácidos fúlvicos); nesta forma os elementos-traço podem ser absorvidos pelas plantas e/ou lixiviados.

b) Trocáveis: adsorvidos por forças eletrostáticas (forma de complexos de esfera-externa ou adsorção não específica) em sítios carregados negativamente presentes na matéria orgânica do solo e argilominerais.

Normalmente a energia de ligação presente nessas reações é baixa, o que possibilita uma rápida troca com a fração presente na solução do solo. A CTC influencia na mobilidade destes elementos, no entanto, existem outros fatores que devem ser levados em consideração, como a seletividade do metal, o pH, a atividade iônica da solução e a concentração de outros cátions.

c) Adsorvidos especificamente (quimiossorvidos): adsorvidos por ligações covalentes (complexos de esfera-interna) a filossilicatos, óxidos e matéria orgânica; a reação tem ligações de alta energia, sendo que a possível liberação dos ETs ocorre de forma muito mais lenta do que nas formas trocáveis.

d) Ligados a materiais orgânicos insolúveis: ETs complexados por materiais orgânicos resistentes à degradação microbiana ou presentes em células recentemente mortas.

e) Precipitados: na forma de carbonatos, sulfatos, fosfatos, hidróxidos, entre outros; os ETs podem formar os precipitados diretamente com os ânions ou ainda podem ser co-precipitados junto a componentes pouco solúveis de Ca, Mg, Fe e Al. As reações de precipitação são controladas pela constante do produto da solubilidade.

Os impactos negativos causados por ETs, como arsênio, cádmio e outros, aos solos e águas têm despertado grande interesse devido, principalmente, à contaminação de uma parcela significativa de populações vizinhas às fontes geradoras desses elementos (Rawlins et al., 1997).

Recentemente pesquisas realizadas nas águas do Rio São Francisco pelo Instituto de Geociências da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), detectaram a presença de cádmio, chumbo e zinco no trecho do rio localizado no município de Três Marias (cerca de 250 km de Belo Horizonte). Segundo os pesquisadores, isso seria o resultado do lançamento de resíduos de uma metalúrgica sem qualquer tipo de tratamento por mais de uma década e que só teria cessado no final da década de 70 (Oliveira e Horn, 2006).

A fim de minimizar e evitar situações como estas, foram fixados pelos órgãos competentes, limites seguros desses elementos. No Brasil, estes limites foram estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) pela Resolução N^o 357, de 17 de Março de 2005 que “Dispõe sobre

a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamentos de efluentes, e dá outras providências” (CONAMA, 357/2005). Na Tabela 3 constam valores máximos permitidos de ETs em água doce.

Tabela 3. Valores máximos permitidos no Brasil para alguns ETs em água doce

Elementos-traço	Valores máximos permitidos (mg L ⁻¹)
Arsênio total	0,01
Cádmio total	0,001
Cromo total	0,05
Chumbo total	0,01
Mercúrio total	0,0002

Fonte: CONAMA (Resolução 357/2005).

Parâmetros de referência para concentrações seguras de ETs em solos foram estabelecidos somente para alguns estados brasileiros, sendo a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) pioneira neste tipo de estudo, servindo como base para demais trabalhos que tem sido realizados no país. A CETESB, pela decisão de Diretoria Nº 195-2005- E, de 23 de novembro de 2005, estabeleceu como valores orientadores: Valor de Referência de Qualidade (VRQ), que é a concentração de determinada substância no solo que define um solo como limpo; Valor de Prevenção (VP) que é a concentração de determinada substância, acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e o Valor de Intervenção (VI) que é a concentração de determinada substância no solo acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerado um cenário de exposição genérico (CETESB, 195/2005).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), pela Resolução Nº420, de 28 de dezembro de 2009 que “Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas”, regulamentou VP e VI, utilizando-se dos limites estabelecidos pela CETESB, com exceção dos Valores de Referência de Qualidade (VRQ) os quais devem ser estabelecidos por cada estado brasileiro, por meio da determinação da

presença natural desses elementos nas principais classes de solos, em um prazo de cinco anos a contar da data de homologação desta resolução (CONAMA, 2009).

2.1.2 ETs em plantas

A rota e a função de cada elemento dentro da planta são caracterizadas por alguns processos básicos como: absorção, transporte, concentração e especiação, processos metabólicos, deficiência e toxicidade, bem como competições e interações iônicas (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007).

A deficiência de ETs essenciais às plantas, como: Cu, Ni e Zn, acarreta diversos sintomas, sendo que algumas espécies apresentam maior sensibilidade à deficiência que outras. Para Cu, a deficiência afeta fortemente processos fisiológicos, afetando assim, a produção; sendo cereais, cebola, cenoura e espinafre, exemplos de espécies muito sensíveis (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007). O Ni é essencial para o funcionamento da enzima urease, responsável por desdobrar a uréia em amônia e gás carbônico. Na ausência de Ni, a ação da urease é impedida havendo acúmulo de uréia, o que causa manchas necróticas nas folhas das plantas (Malavolta & Moraes, 2007). A carência de Zn causa clorose em monocotiledôneas, como, por exemplo, o milho (Alloway, 2008). Porém, o excesso desses ETs essenciais pode causar fitotoxicidade. Excesso de Zn pode causar diminuição no crescimento e desenvolvimento, bem como a indução a danos oxidativos em espécies como *Phaseolus vulgaris* (Cakmak & Marshner, 1993). Já excessos de Cu induzem às plantas ao estresse e injúrias como clorose (Lewis et al., 2001). Altos teores de Ni causam sintomas como clorose e necrose (Zornoza et al., 1999; Pandey & Sharma, 2002).

Elementos não essenciais, como Cd e Pb, por exemplo, não possuem nenhuma função conhecida nas plantas; ao contrário, causam efeitos prejudiciais ao desenvolvimento das mesmas. Plantas cultivadas em solos com altos teores de Cd apresentam sintomas como clorose, inibição do crescimento, raízes escurecidas, podendo levar à morte da planta. (Sanita di Toppi & Gabbrielli, 1999). Para Pb, foram verificados prejuízos ao crescimento

inicial de plântulas de soja (Huang et al., 1974), milho (Miller et al., 1975) e cevada (Stiborova et al., 1987).

Todavia, diversos estudos com espécies de clima temperado têm demonstrado que algumas delas desenvolvem mecanismos de tolerância (Shaw, 1989). Kabata-Pendias & Mukherjee (2007) citam como alguns desses mecanismos: a complexação e quelação de íons em tecidos das raízes e outras células da planta, ligação dos ETs às paredes celulares, volatilização, dentre outros. A tendência é que haja um acúmulo desses elementos na raiz, por se tratar do primeiro órgão vegetal afetado pela poluição do solo. Contudo, a absorção foliar também pode ocorrer, por meio de aplicações de fertilizantes nas folhas (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007).

O acúmulo de ETs é muito variável de um órgão para outro dentro da planta (Porto, 1986). Segundo Marschner (1995), os teores de elementos tóxicos, incluindo também os micronutrientes, apresentam concentrações na matéria seca das plantas na seguinte ordem: > raízes de reserva > folha > tubérculos > frutos carnosos > que sementes.

2.1.3 ETs em insumos agrícolas

Insumos agrícolas como fertilizantes, herbicidas e inseticidas, utilizados com finalidade nutricional ou corretiva, podem representar uma fonte de poluição do ambiente por ETs (Campos et al., 2005). Igualmente, subprodutos oriundos das zonas rurais e urbanas, bem como industriais, também pode conter ETs e se constituir em fontes de poluição não-pontuais de solos e sistemas aquáticos (Pierzynski et al., 1994; Sparks, 1995). São exemplos de insumos utilizados: esterco de aves, bovinos e suínos, torta de filtro, torta de mamona, adubos verdes, lodo de esgoto, composto, dentre outros (Malavolta et al., 2002).

Entre os fertilizantes inorgânicos, destacam-se os adubos fosfatados, que são aplicados em grandes quantidades nos solos brasileiros, devido à baixa biodisponibilidade de fósforo para as plantas (Malavolta et al., 2002).

Os fosfatos naturais, os parcialmente acidulados e os solúveis são obtidos a partir das rochas fosfáticas e apresentam concentrações variadas de

ETs, dependendo da rocha de origem (McLaughlin & Singh, 1999). Estes fertilizantes apresentam ETs em sua composição como impurezas e em solos agrícolas esses elementos podem se acumular em concentrações superiores ao dobro das encontradas em áreas com vegetação nativa, devido ao uso repetitivo e em excesso dos fertilizantes (Gimeno-Garcia et al. 1996; Marchiori Jr., 2003). Para Cd, por exemplo, os resultados encontrados em fertilizantes fosfatados variam entre valores abaixo do limite de detecção do aparelho (<LD) e 77 mg kg^{-1} (Gonçalves & Pessoa, 2002; Marçal et al., 2003; Campo et al., 2005; Malavolta & Morais, 2006 e Bizarro et al., 2008). Na Tabela 4, constam teores para alguns ETs em materiais inorgânicos e orgânicos. É importante destacar que, mesmo que os teores de ETs nos solos não alcancem valores alarmantes, estes elementos podem permanecer em formas biodisponíveis e ou bioacessíveis por muitos anos (Alloway, 1990).

No Brasil, foram propostos limites máximos de alguns ETs tóxicos em fertilizantes, que constam na Instrução Normativa 27, de junho de 2006 (IN 27), a qual dispõe sobre os fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, para serem produzidos, importados ou comercializados no Brasil. A normativa estabelece que para cada ponto percentual de P_2O_5 nos fertilizantes fosfatados são permitidos no máximo 2; 4; 40; 0.05; 20 mg kg^{-1} de arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb), respectivamente (BRASIL, 2006).

Cabe a ressalva que apesar de ser atribuído aos fertilizantes, especialmente aos fosfatados, um incremento de Cd aos solos, alguns trabalhos analisando áreas fertilizadas por longos períodos não tem confirmado essa hipótese. Jones et al. (1987), em uma área experimental agrícola do Reino Unido, analisando amostras de solo coletadas e armazenadas desde meados de 1880, encontraram pouco incremento de Cd ao solo. No intervalo de 100 anos, de 1882 a 1982, o teor de Cd no solo passou de 0,33 para 0,47 mg kg^{-1} . Em outro experimento de longa duração (conduzido por 65 anos), com pastagens na Alemanha, Hejzman et al. (2008) verificaram teores totais entre 0,446 e 0,562 mg kg^{-1} nas parcelas fertilizadas com adubação fosfatada, estando dentro dos limites estabelecidos para o país.

Tabela 4. Concentração de elementos-traço em alguns insumos utilizados na agricultura

Elemento	Composto de lixo*	Lodo de esgoto	Fertilizantes fosfatados	Calcários	Fertilizantes nitrogenados	Estercos	Pesticidas
----- mg kg ⁻¹ -----							
As	-	2-26	2-1200	0,1-24	2-120	3-150	220-600
Cr	153	20-4.600	66-245	10-15	3-19	5,2-55	-
Hg	-	0,1-55	0,01-1,2	0,05	0,3-3	0,09-26	8-420
Ni	67	16-5.300	7-38	10-20	7-38	7,8-30	-
Pb	252	50-3.000	7-225	20-1250	2-1.450	6,6-3.500	600
Se	-	2-10	0,5-25	0,08-0,1	-	2,4	-

Fonte:*Chitolina et al. (2001); Nriagu & Pacyna (1988), citados por Guilherme et al. (2005)

2.1.4 A segurança alimentar e a presença de ETs em alimentos

A demanda por alimentos cresce proporcionalmente com o aumento da população. A produção mundial de cereais vem seguindo o crescimento populacional, passando de 275 kg por pessoa nos anos 50, para 370 kg por pessoa nos anos 80. Sendo assim, a demanda global por alimentos pode triplicar no período de 1990-2030, com aumento de duas vezes e meia a três nos países em desenvolvimento (Dayle et al., 1998; Graham et al., 2001). Segundo Moraes (2008), embora a produção de alimentos tenha acompanhado o crescimento populacional, problemas de deficiência nutricional atingem uma parcela significativa da população, composta principalmente de crianças, gestantes e adolescentes. De acordo com a Organização Mundial de Saúde (OMS), em pesquisa realizada em países em desenvolvimento, cerca de 30% das doenças estavam associadas, de alguma forma, a deficiências por zinco ou ferro (WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO, 2002). Uma das razões dessas deficiências nutricionais é que os alimentos de origem vegetal, que compõe a dieta da população desses países, são pobres nestes nutrientes. Aliado a isso, cita-se a baixa biodisponibilidade de ferro em produtos de origem vegetal (Welch et al., 2005).

Em contrapartida, além dos problemas de deficiência de nutrientes, tem-se a problemática dos contaminantes (As, Cd, Cr, Pb), que podem causar toxidez. Os elementos, quer sejam nutrientes ou contaminantes, quando absorvidos da solução do solo pelas raízes das plantas, podem ser translocados para as partes comestíveis.

Tanto a falta de nutrientes quanto a presença de contaminantes nos alimentos estão fortemente atreladas a um assunto cada vez mais presente: a segurança alimentar. De acordo com a I Conferência Nacional de Segurança Alimentar, realizada em 1994, segurança alimentar, significa “acesso em quantidade e qualidade de alimentos requeridos para a saudável reprodução do organismo humano e para uma existência digna” (CONSEA, 1994).

Regulamentar limites seguros da ocorrência de elementos contaminantes em alimentos, bem como garantir a qualidade destes e assegurar a saúde dos consumidores, são algumas das principais funções da comissão *Codex Alimentarius*, criada pela Food and Agriculture (FAO) e a Organização Mundial de Saúde (OMS). O *Codex General Standard for contaminants and toxins in foods* (CODEX STAN 193-1995) estabelece valores máximos admissíveis de ETs para diversos grupos de alimentos. Para legumes, dentro dos quais estão incluídos feijão, soja, grão de bico e ervilha, o limite máximo é de 0,1 mg kg⁻¹ peso fresco para Cd e 0,2 mg kg⁻¹ peso fresco para Pb (FAO/WHO, 1995). A Comissão Europeia, por meio da Comissão de Regulação (EC) n^o. 1881/2006, fixa teores máximos de certos contaminantes em gêneros alimentícios, sendo que para Cd e Pb os valores máximos para ambos são 0,2 mg kg⁻¹, peso fresco (PF) (EUROPEAN COMMISSION, 1881-2006). Já em âmbito brasileiro, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), por meio da portaria n^o. 685, de 27 de agosto de 1998, a qual dispõe sobre a aprovação do regulamento técnico “Princípios gerais para o estabelecimento de níveis máximos de contaminantes químicos em alimentos e seu anexo: “Limites máximos de tolerância para contaminantes inorgânicos” estabelece para algumas classes de alimentos (principalmente industrializados), valores máximos permitidos para ETs como: arsênio, cádmio, cobre, chumbo e mercúrio (ANVISA, 1998)

Entre outros fatores importantes para produção de alimentos mais ricos do ponto de vista nutricional e seguros quanto à questão de contaminantes, destaca-se a qualidade dos fertilizantes utilizados. Os fertilizantes devem conter os nutrientes necessários para as plantas, resultando em produtos agrícolas mais enriquecidos nutricionalmente. Porém, se estes fertilizantes contiverem ETs ou outros tipos de contaminantes, estes devem

estar dentro dos limites tolerados estabelecidos pelos órgãos nacionais e internacionais de fiscalização.

2.1.5 Os riscos dos ETs

Os ETs apresentam bioacumulação e biomagnificação na cadeia alimentar. A bioacumulação é o processo por meio do qual os seres vivos absorvem e retem substâncias químicas no seu organismo (Nolan et al., 2003). Já biomagnificação é o aumento da concentração de uma substância nos organismos vivos à medida que aumenta o nível trófico (Vieira, 2007). O contato e absorção dos ETs pelos seres humanos se dão via gastrointestinal, respiratória e pela pele.

Mesmo os ETs essenciais ao organismo, quando em doses acima das recomendadas podem trazer sérios riscos à saúde. Segundo trabalhos de Albernathy et al., (1993) e Plumlee & Ziegler (2003), excesso de Cu pode causar necrose hepática, hemólise e hiperglicemia. Uma moléstia chamada Doença de Wilson também está associada ao cobre; trata-se de uma disfunção genética que provoca um acúmulo excessivo de cobre no organismo. Essa doença gera danos ao fígado e também ao cérebro (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE DOENTES DE WILSON, 2011). Já excesso de Fe pode causar siderose pulmonar, insuficiência cardíaca, entre outros problemas.

Os ETs não essenciais, como cádmio e chumbo, por exemplo, podem trazer males, que vão de dores estomacais até câncer. O acúmulo continuado em alguns órgãos provavelmente deve ter efeito em suas funções fisiológicas ou imobilização ou ainda exclusão de processos metabólicos (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). De acordo com a Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), Pb e Cd, ocupam a segunda e sétima posição, respectivamente, de uma listagem de poluentes prioritários. Essa listagem contém 275 substâncias (orgânicas e inorgânicas) e leva em consideração a toxicidade, a frequência e o potencial de exposição por parte dos humanos, sendo atualizada a cada dois anos (ASTDR, 2011).

A contaminação por cádmio se dá pela ingestão de alimentos e/ou água contaminada e por inalação. Os fumantes são os mais expostos ao cádmio, pois o cigarro pode conter este elemento (Milnerowicz et al., 2000; Guilherme & Marchi, 2007). Este metal pode causar irritações no estômago,

provocando vômitos e diarréias e também irritações nos pulmões devido à inalação (Uemura, 2000). Além de carcinogênico (Rojas et al., 1999; Waalkes, 2000), o Cd tem se mostrado lesivo ao DNA (Hartwing, 1998).

Quanto ao chumbo, as formas de exposição à contaminação são alimentos, água e ar. A inalação de Pb é um problema para trabalhadores de fundições de Zn-Pb e de minas. Os efeitos maléficos deste elemento aos seres humanos vêm sendo relatados há vários séculos. Na época da Roma antiga este metal foi utilizado na construção de aquedutos e também para adoçar o vinho, na forma de acetato de chumbo (Kabata-Pendias & Pendias, 1999). Uma informação pertinente é a de que a absorção de Pb pelos humanos estaria ligada não só a forma química do metal, mas também ao tipo de dieta consumida. Quando a dieta fosse pobre em cálcio, ferro e proteínas, a absorção de chumbo seria alta (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007). Segundo os mesmos autores, dentre os diversos efeitos ao organismo causados por este elemento pode-se citar: danos ao sistema nervoso e aos rins, comprometimento do desenvolvimento mental em crianças, câncer e genotoxicidade, problemas reprodutivos, dentre outros.

Para Ni, sua essencialidade aos seres humanos ainda não foi bem esclarecida. Os relatos existentes quanto ao seu efeito ao organismo humano estão associados a danos à saúde, principalmente em trabalhadores de indústrias de galvanoplastias e niquelação de metais, expostos diariamente a este elemento. Bulmer e Mackenzie (1926) reportaram problemas de dermatoses ocasionadas pelo níquel em refinarias deste elemento no Canadá.

2.2 Sistemas de Integração lavoura-pecuária em plantio direto (ILP-PD)

Os sistemas de integração lavoura-pecuária têm se revelado uma alternativa aos atuais sistemas intensivos de produção agrícola, pouco sustentáveis do ponto de vista ambiental. Perdas de diversidade de espécies (tanto da fauna quanto da flora), contaminação e poluição do ambiente por uso indiscriminado de insumos agrícolas (fertilizantes, corretivos, pesticidas, herbicidas, entre outros) são algumas das muitas preocupações acerca da agricultura moderna. Em contrapartida, sistemas de integração lavoura-pecuária em plantio direto (ILP-PD) podem resultar em ganhos econômicos e

ambientais, uma vez que a agricultura conservacionista é potencializada pela diversidade do sistema integrado, onde se criam novas rotas de ciclagem de nutrientes e novos processos ecossistêmicos emergem (Anghinoni et al., 2011)

O termo Integração lavoura-pecuária (ILP) é utilizado para designar a alternância de cultivo de grãos e pastejo de animais em pastagens de gramíneas e/ou leguminosas (Moraes et al., 1998). A ILP conserva características muito peculiares em cada região que se faz presente. Na região Centro-Oeste brasileira predomina o uso de pastagens tropicais, da família das braquiárias, já na região sul do Brasil são utilizadas forrageiras subtropicais, como aveia e azevém (Nicoloso, 2005).

Na década de 70, simultaneamente, ao surgimento do Sistema Plantio Direto (SPD) para as culturas de grãos (principalmente, milho e soja), iniciou a intensificação do uso da integração de atividades agrícolas e pecuárias. Como uma das premissas do SPD é a manutenção de cobertura vegetal permanente, o uso de pastagens de inverno para proteção do solo contra chuvas erosivas e, ao mesmo tempo, com potencial para pastejo tem sido uma alternativa indicada.

Geralmente, como cultura granífera de verão, tem sido utilizada a soja, devido ao seu desempenho econômico favorável nos últimos anos. Como pastagens de inverno, há o predomínio de aveia e azevém. A introdução de bovinos de corte para engorda nestas pastagens tem se mostrado uma opção favorável de geração de renda extra ao produtor, especialmente em anos onde a safra da soja apresenta problemas de ordem econômica e/ou climática.

Contudo, alguns produtores ainda se encontram reticentes quanto a este sistema, por acreditarem que a agricultura e a pecuária são atividades excludentes e que a presença de animais em áreas de futuras lavouras de grãos, traria prejuízos na produção e produtividade das mesmas. Essas inferências só se confirmam quando o manejo da pastagem é feito de forma errônea e a carga animal por área não é observada. Um erro recorrente, por exemplo, é a condução dos animais à pastagem quando a mesma ainda não possui condições de desenvolvimento e/ou oferta de forragem suficiente para se manter produtiva ao longo de todo período de pastoreio; além disso, o produtor retira os animais tardiamente da pastagem, muitas vezes, às vésperas da implantação da cultura de verão subsequente (Nicoloso, 2005).

Como conseqüências da utilização de uma cultura de verão com pouco aporte de resíduos (palhada), aliado a um sistema de pastejo com excesso de lotação e sobre-utilização da pastagem, têm-se: a) a diminuição da quantidade de palha para cobertura de solo e ciclagem de nutrientes; b) exposição do solo à erosão e compactação; c) diminuição da infiltração e armazenamento de água; d) redução dos teores de matéria orgânica do solo e estoque de nutrientes; f) redução da qualidade do sistema solo e do sistema de produção (Nicoloso, 2005).

Segundo Anghinoni et al. (2011), a base para sustentabilidade dos sistemas ILP-PD está baseada no manejo das plantas (forrageiras e culturas comerciais) e dos animais (carga animal ajustada) de forma adequada, não causando restrições ao ambiente radicular (por exemplo, pela compactação do solo), bem como produzindo quantidades de resíduos suficientes para o estabelecimento e consolidação do plantio direto.

Os sistemas ILP-PD causam mudanças nos atributos físicos (Conte, 2007), químicos (Flores et al., 2008), biológicos (Souza et al., 2010) e na matéria orgânica do solo (Salton et al., 2005; Souza et al., 2009), afetando o sistema radicular (Souza et al., 2009) e o rendimento das culturas que vem na sequência do pastejo (Silva et al., 2000; Albuquerque et al., 2001). Por manter os teores de matéria orgânica em níveis adequados (Souza et al., 2008), além de proporcionar maior qualidade, sustentabilidade e capacidade de produção de solos agrícolas, o sistema ILP-PD, em intensidades moderadas de pastejo, é considerado um dos sistemas de manejo mais eficientes em melhorar a estrutura do solo (Souza et al., 2008). Em áreas sob pastejo, a deposição de dejetos pelos animais pode constituir-se em importante fator de reciclagem e de concentração de carbono, de nitrogênio e de outros nutrientes no solo.

Diversos trabalhos demonstram benefícios deste sistema quanto a alguns atributos químicos. Souza et al. (2010) verificaram maiores estoques de C e N em áreas com carga animal adequada. Destacam que a condução de sistemas ILP-PD por longos períodos, em condições de moderada carga animal (cerca de dois animais por hectare) promove menor saída de C e N por respiração microbiana. Isso porque a intensidade do pastejo tem influência na quantidade e distribuição de resíduos vegetais no solo, assim como dos dejetos excretados pelo animais em pastejo. Quanto aos teores de P, Souza et al.,

(2008) verificou que houve acúmulo preferencialmente nas frações inorgânicas e moderadamente lábeis. Já o acúmulo de fósforo orgânico e inorgânico foi detectado até as profundidades de 5 e 20 cm, respectivamente.

No entanto, deve-se ter atenção ao se realizar uma análise sobre este tipo de sistema, a fim de não idealizá-lo de maneira errônea, por se tratar de sistema complexo, onde o fator tempo, o conceito de solo como complexo sistêmico e a aplicação da termodinâmica do não equilíbrio devem ser levados em consideração. Mielniczuk et al. (2003) fazem uma interpretação do sistema solo, com base na teoria dos sistemas abertos afastados do equilíbrio termodinâmico, na teoria do caos e da existência de estruturas dissipativas, o que leva ao funcionamento complexo nos processos de turbulência, auto-organização, mudança de nível de ordem e geração de propriedades emergentes, que segundo Odum (1983), são as propriedades do todo; não são redutíveis à soma dos efeitos isolados; não estão presentes no nível inferior de ordem; não podem ser explicadas e nem reduzidas aos elementos que interagiram para gerá-las. Ainda, segundo os autores, quanto maior a complexidade entre e dentro de cada subsistema (químico, físico e biológico) maior será a probabilidade de resultar em propriedades emergentes, importantes na regulação das funções do solo. A fertilidade do solo, por exemplo, deve ser encarada como a capacidade do solo em produzir abundantemente enquanto mantém ou incrementa seu papel nas demais funções ecossistêmicas (Anghinoni, et al., 2011).

3. HIPÓTESES E OBJETIVOS

No Brasil ainda não existem informações suficientes relativas à presença e quantidades de elementos-traço em sistemas de integração lavoura-pecuária. Espera-se que no período experimental investigado (10 anos) os elementos-traço incorporados em um sistema de integração soja- bovinos de corte, pelas suas características peculiares, resultantes das freqüentes adubações minerais, não incrementarão seus teores no solo acima dos limites considerados atualmente como seguros. Assim, os teores de ETs nos grãos de soja colhidos na área no ano de 2011 deverão apresentar concentrações dentro dos limites considerados como seguros para a alimentação humana e animal.

Assim, os objetivos desta pesquisa foram: a) determinar os teores de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn em amostras de solo da área experimental, b) quantificar os teores de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn em grãos de soja coletados na área experimental dez anos após a implantação do sistema e c) comparar os teores de ETs encontrados em solo e soja estarão de acordo com os limites estabelecidos pelas legislações pertinentes .

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Condições de clima e solo

Os dois estudos que compõem este trabalho foram desenvolvidos em experimento de longa duração localizado na Fazenda do Espinilho, situada no município de São Miguel das Missões (RS), na região fisiográfica das Missões, com latitude 29° 03' 10" S, longitude 53° 50' 44" W e uma altitude de 465 m (BRASIL, 1973). A área possui relevo ondulado e a posição na paisagem é topo de colina, com declividade entre 0,02 a 0,10 m m⁻¹ (Conte, 2007). O clima da região é subtropical úmido, sem estiagem, com temperatura média de 19°C e precipitação média anual de 1.850 mm (BRASIL, 1973). O solo foi classificado como Latossolo Vermelho Distroférico típico (LVdf), pertencente à Unidade de mapeamento Santo Ângelo (EMBRAPA,2006), tendo o basalto como material de origem. É caracterizado por apresentar boa drenagem e profundidade, textura muito argilosa (0,54kg/kg de argila, 0,27 kg/kg de silte e 0,19 kg/kg de areia) e altos teores de óxidos de ferro.

4.2 Histórico do experimento de longa duração

Anteriormente à instalação do experimento, a área foi cultivada em sistema plantio direto (SPD) desde 1991, com a cultura da soja (*Glycine max*) para produção de grãos no verão e aveia preta (*Avena strigosa*) para produção de sementes no inverno.

No outono de 2000, foi semeada uma mistura de aveia + azevém (*Lolium multiflorum* L.), iniciando, assim, o pastejo na área; em novembro do mesmo ano, foi efetuada amostragem do solo para sua caracterização física e química e implantada a cultura da soja. O início do sistema de integração soja-bovinos de corte foi em maio de 2001 com a implantação das espécies de

inverno: aveia preta ($100 \text{ kg sementes ha}^{-1}$) em adição ao azevém (ressemeadura natural), após a colheita da soja.

A área experimental total é de aproximadamente 22 hectares, com a divisão da mesma em 12 parcelas (P), com áreas que variam de 0,9 a 3,5 hectares, aproximadamente, em função dos tratamentos aplicados (Figura 1).

O delineamento do experimento é o de blocos, com quatro tratamentos e três repetições. Os tratamentos consistem em quatro alturas de pasto: 10 cm (P-10), a 20 cm (P-20), a 30 cm (P-30) e a 40 cm (P-40), que são obtidas por meio de diferentes intensidades de pastejo, sendo este resultado da carga animal pela entrada ou retirada de bovinos da pastagem, quando a altura do pasto é superior ou inferior à altura pretendida, respectivamente. As parcelas 'testemunha' são áreas entre os blocos, onde não há a entrada de animais nessas áreas.

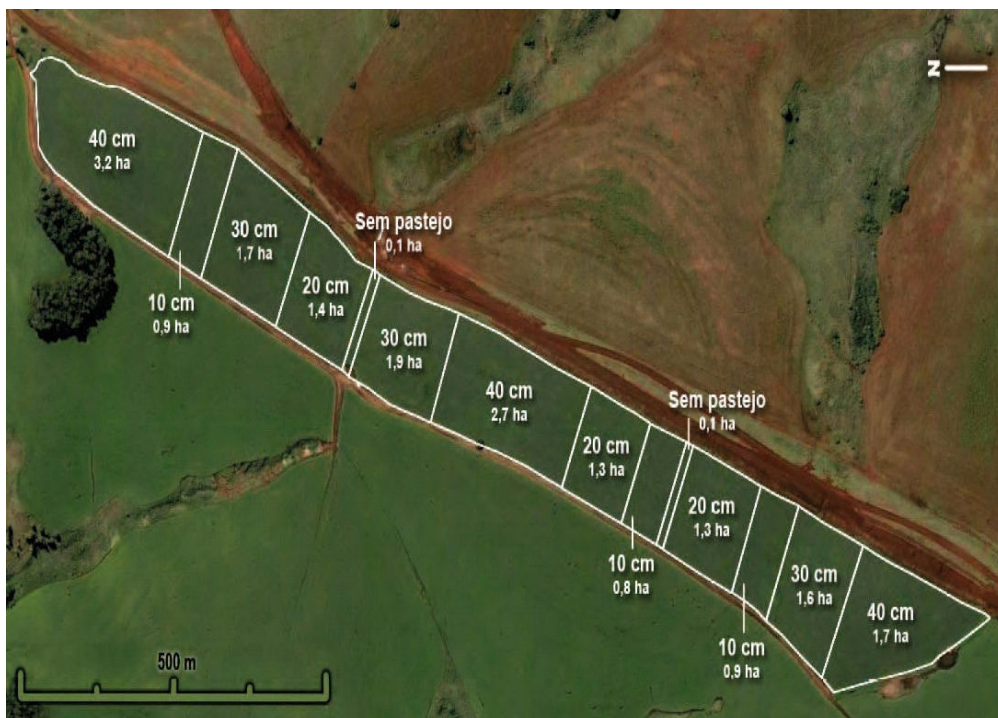


FIGURA 1. Vista da área experimental situada na Fazenda do Espinilho, em São Miguel das Missões/ RS. Fonte: Carvalho et al., (2011).

Os bovinos utilizados no pastejo tem sido animais de dez meses (Figura 2), machos e castrados, oriundos de cruzamentos entre as raças Angus, Hereford e Nelore, sem grau de sangue definido e com peso vivo médio inicial ao redor de 190 kg (Lopes et al., 2008).

A altura do pasto é determinada por meio de um bastão graduado (*Sward stick*), cujo marcador corre por uma “régua” até tocar a primeira lâmina foliar, procedendo-se então à leitura da altura (Barthram, 1981). O controle da altura do pasto é feito em intervalos de 15 dias aproximadamente. A leitura é realizada em 100 pontos dentro de cada parcela, em caminhamento aleatório, a fim de definir a altura média do pasto. O método de pastejo adotado é o contínuo com lotação variável, composta por três animais-teste por parcela e animais reguladores, técnica chamada de *put-and-take* descrita por Mott & Lucas (1952). A entrada dos animais ocorre quando a pastagem atinge um acúmulo médio de aproximadamente $1,50 \text{ Mg de MS ha}^{-1}$. De maneira geral, os animais iniciam o ciclo de pastejo na primeira quinzena de julho, que se estende até a primeira quinzena de novembro.

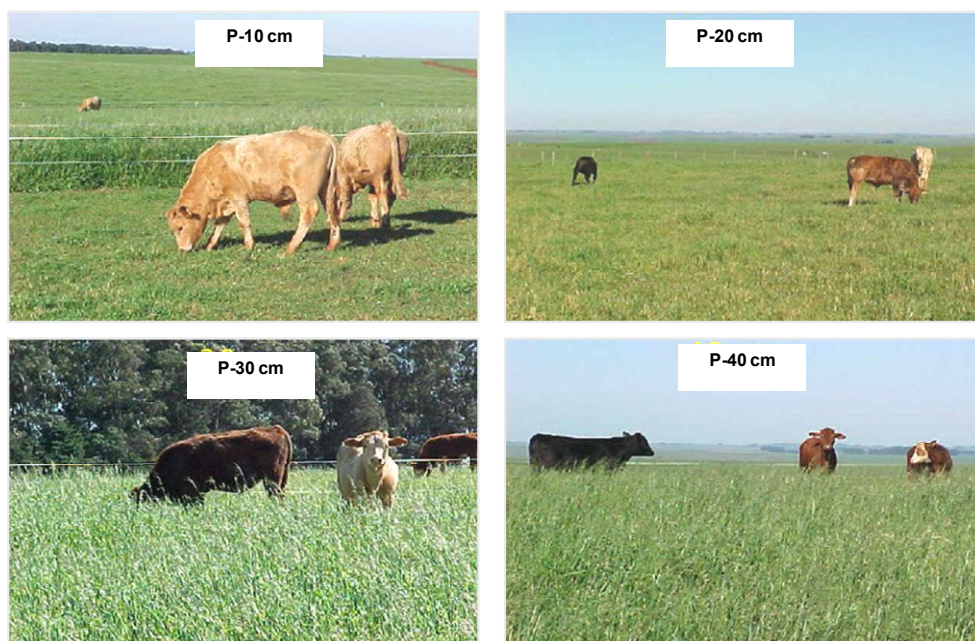


FIGURA 2. Intensidades de pastejo bovino (10,20, 30 e 40 cm) em pastagem de aveia preta + azevém. Foto: Cassol (2003).

Antecedendo o primeiro ciclo da cultura da soja, foi realizada uma aplicação superficial de calcário em toda área, na dosagem equivalente a $4,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ (PRNT de 62 %), recomendada para aumentar o pH até 5,5 na camada de 0-10 cm (CQFS-RS/SC, 2004), considerando o sistema plantio direto consolidado.

As adubações visam suprir os requerimentos de fósforo e nitrogênio na pastagem e de fósforo e potássio para uma produtividade de soja de 4,0 Mg ha⁻¹ (CQFS-RS/SC, 2004), considerando-se os valores de análise do solo.

Quando da implantação da pastagem (maio/2001) não foi realizada adubação de base, pois foi aproveitado o efeito residual da adubação da cultura da soja da safra anterior (2000/01); 40 dias após a implantação, foi feita adubação nitrogenada de cobertura, em uma dose de 45 kg de N ha⁻¹ tendo como fonte a uréia. Em dezembro de 2001, foi semeada a soja, previamente inoculadas com inoculante líquido (uma dose para cada saca de 60 kg de soja). A adubação de base foi de 300 kg ha⁻¹ de superfosfato simples

Em maio de 2002, quando da introdução do segundo cultivo da pastagem, as adubações foram as seguintes: adubação de base 300 kg ha⁻¹ de superfosfato simples e, 40 dias após semeadura, adubação nitrogenada de cobertura na dose de 45 kg de N ha⁻¹ na forma de uréia. Em dezembro de 2002, foi iniciado o segundo cultivo da soja, com sementes previamente inoculadas, adubação de base de 300 kg ha⁻¹ da fórmula 0-20-30 (N-P₂O₅-K₂O).

Nas safras 2003/04, 2004/05 e 2005/06 foram utilizados 300 kg ha⁻¹ das fórmulas 5-20-20, 0-20-30 e 0-20-30, respectivamente, na adubação da cultura da soja (com sementes previamente inoculadas). A partir da safra 2006/07, as adubações foram as seguintes: 300 kg ha⁻¹ da fórmula 0-20-20 na implantação da cultura da soja, mais a utilização do inoculante junto às sementes e, a pastagem, a partir de então, passou a receber somente adubação de cobertura na dose de 45 kg de N ha⁻¹ na forma de uréia.

No final de cada ciclo de pastejo e da soja, são realizadas amostragens de solo para avaliação de atributos químicos e físicos, as quais ocorrem por volta dos meses de maio e novembro. Esse cronograma tem sido seguido desde maio de 2002.

Vale destacar que desde o ano de 2008 este projeto é reconhecido pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e abastecimento como uma unidade comparativa integrante do Projeto de Produção Integrada de Sistemas Agropecuários em Microbacia Hidrográfica (PISA).

As informações aqui referidas a respeito do histórico do experimento, bem como maiores detalhes e outras informações foram retiradas e estão disponíveis em Carvalho et al., (2011).

4.3 Etapa experimental referente ao presente trabalho

Nesta pesquisa foram realizados dois estudos, sendo que parte das determinações analíticas foi realizada no Laboratório de Química e Fertilidade, do Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da UFRGS e parte no Laboratório de Geoquímica da Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Minas Gerais.

4.3.1 Estudo 1: Teores de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn no solo

No final do mês de abril de 2011, após a colheita da soja, foram retiradas amostras de solo na área experimental e também em uma área de mata nativa próxima ao local do experimento para fins de referência e comparação, na camada de 0 a 20 cm de profundidade para posteriores determinações analíticas.

Para maior representatividade das parcelas, foram retiradas 15 subamostras (ou amostras simples) de cada parcela, a fim de compor uma amostra composta de cada tratamento, o qual apresentava três repetições de campo. Na área referência também foram retiradas a mesma quantidade de subamostras a fim de compor uma amostra composta. Para a coleta de todas as amostras foi utilizado um trado do tipo holandês, com ponteira em aço inox, para evitar possíveis contaminações das amostras.

As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, conduzidas até o Laboratório de Química e Fertilidade do Departamento de Solos (UFRGS), secas ao ar e tamisadas em peneira de 2 mm. Para a determinação de carbono orgânico (CO) e também dos elementos-traço, as amostras foram moídas em almofariz de ágata.

Além de ETs e CO foram determinados os valores de pH H₂O e pH SMP, os teores de Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺ trocáveis, P e K disponíveis e teores de ferro pedogênicos (Fed). Fósforo e potássio foram extraídos com extrator duplo

ácido (Mehlich-1) e determinados por fotocolorimetria e fotometria de chama, respectivamente. Cálcio e magnésio foram extraídos com KCl 1mol L⁻¹ e determinados por espectrometria de absorção atômica. O Al³⁺ trocável, extraído com KCl 1mol L⁻¹, foi quantificado por titulação com NaOH, utilizando-se azul de bromotimol como indicador. A CTC a pH 7,0 foi calculada pela fórmula CTC pH 7,0 = SB+(H+Al), onde SB é a soma de bases e (H+Al) é a acidez potencial, sendo estimada pelo índice SMP, sendo o valor obtido pela equação $H+Al = e^{(10,665-1,1483SMP)}/10$. A saturação por bases (V%) foi obtida pelo cálculo: $V\% = (SB/CTC) \times 100$. O CO do solo foi quantificado pelo método Walkley-Black (com fonte externa de calor), por titulação com FeSO₄ 0,25 mol_c L⁻¹. Todas as amostras foram analisadas em duplicata, contendo duas amostras em branco para controle. Os procedimentos analíticos descritos acima, foram conduzidos conforme metodologias descritas em Tedesco et al. (1995) e são apresentados na Tabela 5. O Fe relativo à totalidade dos óxidos de Fe de origem pedogênica foi extraído com ditionito-citrato bicarbonato de sódio a 80°C, em duas extrações sucessivas (Mehra e Jackson, 1960). Os teores médios de óxidos de ferro pedogênicos (óxidos de Fe cristalinos) determinados foram, em média, de 120,89 g kg⁻¹.

Para determinação dos ETs, utilizou-se o método 3051A, descrito pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA). Para este procedimento, pesou-se 0,5 g de amostras de solo que foram acondicionadas em tubos de Teflon[®] PTFE onde foram adicionados 5 mL de ácido nítrico concentrado (HNO₃) p.a. No dia seguinte, os tubos foram levados a um forno micro-ondas (CEM[®]), sob alta temperatura e pressão (175 °C e 0,76 MPa), para a etapa de digestão. Posteriormente à digestão, adicionaram-se 5 mL de água bidestilada às amostras digeridas. Por fim, os extratos foram filtrados. O reagente utilizado possuía alto grau de pureza (Sigma-Aldrich[®]), sendo ainda destilado previamente ao seu uso na digestão das amostras (USEPA, 1998).

A fim de garantir a confiabilidade dos dados analíticos, em cada bateria, fez-se uso de uma amostra padrão de solo do Institute for Reference Materials and Measurements (Certified Reference Material BCR[®] - 142R sandy soil) como referência dos teores de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn, além de uma amostra prova em branco. A quantificação dos teores dos elementos estudados nos

extratos foi realizada em espectrofotômetro de absorção atômica (FAAS) por chama para os elementos Cu, Ni, Pb e Zn e em forno de grafite para Cd (GFAA).

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e comparação entre médias (Tukey $p < 0,05$), utilizando-se o programa ASSISTAT versão 7.6 beta (Assis, 2011).

Tabela 5. Atributos químicos do Latossolo Vermelho Distroférico típico na profundidade de 0 a 20 cm

Intensidade de pastejo	pH H ₂ O	P ⁽¹⁾	CO ⁽²⁾	Bases trocáveis ⁽³⁾				Al ⁺³	SB ⁽⁴⁾	CTC pH7,0	V % ⁽⁵⁾
				Ca	Mg	Na	K				
		mg dm ⁻³	g kg ⁻¹	-----cmol _c kg ⁻¹ ----						--cmol _c dm ⁻³ --	
10 cm	4,28	13,02	31,36	3,92	2,34	<L.D	0,21	0,49	6,49	11,67	55,61
20 cm	4,30	11,60	30,73	4,10	2,42	<L.D	0,21	0,45	6,74	10,25	65,78
30 cm	4,12	9,94	30,19	3,42	2,07	<L.D	0,19	0,51	5,69	9,58	59,41
40 cm	4,20	16,91	32,24	3,92	2,41	<L.D	0,27	0,43	6,60	14,25	46,30
S.P ⁽⁶⁾	4,30	15,00	31,25	3,92	2,50	<L.D	0,35	0,50	6,77	13,36	50,66
A.R ⁽⁷⁾	4,03	7,22	39,11	4,95	2,7	<L.D	0,22	0,16	7,87	11,50	68,44

⁽¹⁾ Fósforo (P) extraído por Método Mehlich 1 ⁽²⁾ Carbono orgânico; ⁽³⁾ Extração com KCl 1 mol L⁻¹, exceto K e Na cuja extração seguiu o Método Mehlich 1; ⁽⁴⁾ Soma de bases; ⁽⁵⁾ Saturação por bases; ⁽⁶⁾ Tratamento sem pastejo; ⁽⁷⁾ Área referência.

4.3.2 Estudo 2: Teores de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn em grãos de soja

A coleta de amostras de plantas de soja da safra 2010/11 foi realizada em abril de 2011. Foram amostradas plantas de soja contidas em um metro linear, sendo este procedimento repetido por oito vezes em cada parcela. As vagens foram debulhadas manualmente e os grãos foram secos em estufa a 60°C e por fim moídos em moinho de aço inoxidável e posteriormente submetidos às análises químicas.

Para determinação dos ETs, utilizou-se o método 3051A, descrito pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA). Para este procedimento, pesou-se 0,5 g de amostras de soja moídas que foram acondicionadas em tubos de Teflon[®] PTFE onde foi adicionado 5 mL de ácido nítrico concentrado (HNO₃). No dia seguinte, os tubos foram levados a um forno micro-ondas (CEM[®]), por 15 minutos, para a etapa de digestão. Posteriormente à digestão, adicionou-se 5 mL de água bidestilada às amostras digeridas (USEPA, 1998). Devido à limpidez dos extratos obtidos, não foi procedida filtração. O reagente utilizado possuía alto grau de pureza (Sigma-Aldrich[®]), sendo ainda destilado previamente ao seu uso na digestão.

A fim de garantir a confiabilidade dos dados analíticos, em cada bateria, fez-se uso de uma amostra padrão de líquen do Institute for Reference Materials and Measurements (Certified Reference Material BCR[®] - 482 lichen) como referência dos teores de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn, além de uma amostra em branco. A quantificação dos teores dos elementos estudados nos extratos foi realizada em espectrofotômetro de absorção atômica (FAAS) por chama para os elementos Cu, Ni e Zn e em forno de grafite para Cd e Pb (GFAA).

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e comparação entre médias (Tukey $p < 0,05$), utilizando-se o programa ASSISTAT versão 7.6 beta (Assis, 2011).

Foram calculados os coeficientes de correlação entre os teores dos elementos estudados encontrados nas amostras de solo e nos grãos de soja.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Estudo 1: Teores de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn no solo

Os resultados de recuperação dos analitos das amostras certificadas indicam a confiabilidade dos procedimentos analíticos utilizados na extração e na determinação dos ETs nas amostras do Latossolo (Tabela 6).

Tabela 6. Teores certificados, teores encontrados e recuperação de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn dos padrões de referência BCR 142R (sandy soil) para solo

Elementos no padrão	Valor certificado	Valor encontrado	Recuperação
BCR 142R			
	-----mg kg ⁻¹ -----		%
Cd	0,249±0,01	0,212	85,14
Cu	69,8±1,0	59,40	85,10
Ni	61,1±1,5	43,38	71
Pb	25,7±1,6	30,33	118
Zn	93,3±2,7	79,98	85,72

Os teores de Cd, Cu, Pb, Ni e Zn determinados nas amostras de solos coletadas nos diferentes tratamentos da área experimental são apresentados na Tabela 7.

Os teores de Cd nos tratamentos referentes às intensidades de pastejo não apresentaram diferença ($P > 0,05$), variando entre $3,4 \times 10^{-2}$ e $3,6 \times 10^{-2}$ mg de Cd kg⁻¹ de solo. Estes valores não foram diferentes do encontrado no tratamento sem pastejo (S.P). Porém, foram menores ($P < 0,05$) ao teor da área de referência (A.R), que foi de $6,2 \times 10^{-2}$ mg de Cd kg⁻¹ de solo. O maior teor encontrado na A.R., ainda assim, está abaixo de valores encontrados em outros trabalhos realizados, com o intuito de identificar valores de referência de alguns ETs em solos. Fadigas et al.(2002), estudando diversas classes de solos brasileiros e suas concentrações naturais de ETs, encontraram para solos argilosos e contendo óxidos de ferro, valores de Cd variando de 0,2 a 1,8

mg Cd kg⁻¹. Campos et al. (2003) encontraram em 19 latossolos brasileiros teor médio de 0,66 mg Cd kg⁻¹ de solo.

Tabela 7. Teores de Cd, Cu, Pb, Ni e Zn, em solo, nas diferentes intensidades de pastejo (10,20,30 e 40 cm), na área testemunha (sem pastejo) e na área referência (mata)

Elemento	10 cm	20 cm	30 cm	40 cm	S.P ¹	A.R ²
-----mg kg ⁻¹ -----						
Cd	3,6 x 10 ⁻² b	3,4 x 10 ⁻² b	3,6 x 10 ⁻² b	3,6 x 10 ⁻² b	4 x 10 ⁻² b	6,2 x 10 ⁻² a
Cu	84 a	41,7 cd	60,1b	51,2bc	38 d	56,7b
Pb	44,4 a	42,6 a	40,4ab	42,1a	33,5 b	42,9 a
Ni	8,2a	9,6a	9a	8,7a	9,9a	10,5 a
Zn	45,2ab	45,1ab	47,2ab	39,1c	43,6bc	49,3 a

¹ Tratamento sem pastejo; ² Area referência.

As médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Os baixos teores de Cd encontrados nos tratamentos e na A.R possivelmente estão relacionados com o baixo pH, cujo os valores foram inferiores a 5,0, em todos os tratamentos (Tabela 5). O pH afeta a dinâmica do Cd no solo (Naidu et al., 1994). Sob condições ácidas, o Cd tem sua solubilidade aumentada e é muito pouco adsorvido pelos colóides orgânicos e principalmente por sua menor afinidade com óxidos de Fe e Mn (Ross, 1994; Kabata-Pendias & Pendias, 2001). A menor afinidade do elemento pelos óxidos explica-se por estes serem pH dependentes, ou seja, suas cargas serão predominantemente positivas ou negativas, devido à variação do pH. Normalmente em condições de solos agrícolas de zonas tropicais e subtropicais, em pH abaixo de 5,0, há predominância de cargas positivas, atraindo ânions (Meurer et al., 2010). Assim, estas condições podem propiciar maior mobilidade desse elemento, bem como perdas por lixiviação, podendo ser determinante para os teores no solo (Pardo, 2000; Oliveira & Matiazzo, 2001). A literatura descreve que em solos não contaminados os teores estão também relacionados com a textura do solo, com médias que vão de 0,22 a 0,51 mg kg⁻¹, para solos arenosos e argilosos, respectivamente. Corroborando com essa informação, Holmgren et al. (1993), estudando diversas classes de solos agrícolas dos EUA, encontraram teores de Cd variando de <0,005 a 2,0 mg kg⁻¹, sendo que os maiores teores corresponderam aos solos com textura argilosa.

Já quanto aos tratamentos, bem como na área sem pastejo, os teores encontrados foram inferiores aos reportados por outros autores. Khan et al. (2010), estudando teores de Cd e outros ETs em solos agrícolas do norte do Paquistão, formados principalmente de depósitos fluviais, encontraram teores entre 0,3 e 2,3 mg kg⁻¹. Sharma et al. (2007), avaliando áreas olerícolas nos subúrbios da cidade de Varanasi, na Índia, encontraram uma amplitude de 0,55 a 8,85 mg kg⁻¹.

Quanto à legislação, no Brasil, a resolução CONAMA 420/2009 utilizou os mesmos valores estabelecidos pela CETESB, com exceção dos valores de referência de qualidade que devem ser determinados por cada estado brasileiro. Para elaboração destes parâmetros de referência para alguns ETs, a CETESB utilizou somente valores para solos do estado de São Paulo. Para Cd, estabeleceu como Valor de Prevenção (VP) 1,3 mg Cd kg⁻¹ de solo. Teores de 3 mg Cd kg⁻¹ de solo são considerados Valores de Investigação (VI) para Área Contaminada sob Investigação quando houver constatação da presença de contaminantes no solo, indicando a necessidade de ações para resguardar os receptores de risco (Tabela 8). Assim, os teores de Cd encontrados no solo dos respectivos tratamentos bem como no solos da área referência (A.R) das áreas investigadas, estão abaixo dos limites estabelecidos pela legislação brasileira. Para solos europeus, a Comissão Europeia determina valores máximos de Cd de 1,5 mg kg⁻¹. Já na China, a State Environmental Protection Administration China (SEPA) limita valores menores, de 0,6 mg kg⁻¹ (Tabela 8).

Tabela 8. Limites dos elementos-traço em solos (mg kg⁻¹) estabelecidos por alguns países

Elemento	CONAMA ^a		SEPA ^b (1995)	Indian Standards ^c	E.U ^d
	V.P. ^e	VI ^f			
Cd	1,3	3	0,6	N.A. ^g	1,5
Cu	60	200	100	135-270	100
Pb	72	180	350	250-500	100
Ni	30	70	60	75-150	70
Zn	300	450	300	300-600	200

^a Conselho Nacional do Meio Ambiente; ^b State Environmental Protection Administration; ^c Indian Standards (Awasthi, 2000); ^d EU (European Union, 2000); ^e Valor de Prevenção; ^f Valor de investigação; ^g Não avaliado.

Quanto ao cobre, os teores variaram de 38 mg Cu kg⁻¹ no tratamento sem pastejo (S.P) a 84 mg kg⁻¹ no tratamento de pastejo a 10 cm, (pastejo intenso) verificando-se diferença (P<0,05) entre os tratamentos (Tabela 7). Os teores encontrados estão dentro da amplitude de valores relatados por outros autores em solos agrícolas. Na Índia, uma ampla faixa de variação foi encontrada: de 2,55 a 203,45 mg Cu kg⁻¹ de solo (Sharma et al., 2007). Teores entre 55 e 147 mg Cu kg⁻¹ de solo foram encontrados no Paquistão (Khan et al., 2010). Nos Estados Unidos, Holmgren et al. (1993) reportaram teores entre 0,3 e 495 mg Cu kg⁻¹ de solo.

As maiores quantidades de esterco no tratamento de intensidade de 10 cm (Tabela 7), devido ao maior número de bovinos na mesma a fim de manter essa altura de pasto, poderiam estar contribuindo para o maior teor de Cu nesse tratamento, já que uma das fontes de incremento de Cu em solos agrícolas tem sido pela adição de esterco (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007). Alguns trabalhos comprovam a presença de altas quantidades de Cu no esterco bovino. Higashikawa et al. (2010), por exemplo, avaliando as características químicas e físicas de esterco oriundo de fazendas leiteiras de Minas Gerais, encontraram teores médios de Cu de 40 mg kg⁻¹. Nicholson et al. (1999), analisando esterco coletado de propriedades rurais da Inglaterra, verificaram diferenças nos teores de Cu entre esterco de vacas leiteiras (50 mg kg⁻¹) e de bovinos de corte (25 mg kg⁻¹), sendo estas diferenças atribuídas as suplementações minerais fornecidas ao gado leiteiro. Xiong et al. (2010) detectaram teores médios de 31,8 mg Cu kg⁻¹ em esterco coletado de propriedades rurais em Beijing, na China.

A CETESB e o CONAMA determinam como Valor de Prevenção (VP) 60 mg Cu kg⁻¹ de solo e como Valor de Intervenção Agrícola (VI) 200 mg Cu kg⁻¹ de solo. A Comissão Europeia e também a SEPA limitam em 100 mg kg⁻¹ e a Índia demarca uma amplitude de 135 a 270 mg Cu kg⁻¹ de solo (Tabela 8). Apesar do teor de Cu estar acima do V.P estabelecido pelo CONAMA para um dos tratamentos (intensidade de pastejo 10 cm), salienta-se que mesmo em áreas referência, onde os solos não estão sob cultivo, Campos et al. (2003) encontraram como valores de referência de qualidade (VRQ) em latossolos brasileiros valores médios de 65 mg Cu kg⁻¹ para Cu, refletindo que, mesmo sob condições naturais, os teores médios de Cu podem estar acima do que

estabelece o CONAMA para solos cultivados ou sob outras atividades. Isso porque solos como o da área experimental, derivados de rochas máficas, como o basalto, são conhecidos por conter maiores quantidades de ETs quando comparados a solos derivados de outros tipos de rocha (Ker et al., 1995; Curi et al., 1987; Marques et al., 2000). Kabata-Pendias & Pendias (2001) referem que para solos muito argilosos os teores médios podem chegar a 80 mg Cu kg^{-1} , estando assim, a maioria dos teores médios da referida área do protocolo experimental abaixo dos valores referidos pela literatura.

Para o elemento Pb, nas parcelas pastejadas, os teores situaram-se, na média, em cerca de 42 mg Pb kg^{-1} de solo (Tabela 7). Os teores encontrados estão dentro da amplitude de teores encontrados para solos agrícolas por alguns pesquisadores. Em uma grande diversidade de solos dos Estados Unidos foi encontrada uma faixa de variação de 0,5 a $135 \text{ mg Pb kg}^{-1}$ (Holmgren et al., 1993). Em solos do Paquistão teores de 29 a $138 \text{ mg Pb kg}^{-1}$ foram encontrados (Khan et al., 2010). Já Sharma et al. (2007) detectaram valores entre 0,46 e $44,50 \text{ mg Pb kg}^{-1}$ de solo em áreas olerícolas nos subúrbios da cidade de Varanasi, na Índia.

As concentrações médias de Pb encontradas na área experimental estão abaixo dos limites estabelecidos pelo CONAMA (420/2009). A CETESB e o CONAMA determinam como Valor de Prevenção (VP) 72 mg Pb kg^{-1} de solo e como Valor de Intervenção Agrícola (VI) $180 \text{ mg Pb kg}^{-1}$ de solo. A Comissão Europeia, limita em 100 mg kg^{-1} , já países asiáticos como Índia e China, permitem maiores teores (Tabela 8).

Na área referência do presente estudo a concentração média de Pb foi de $42,9 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabela 7). Esses teores estão acima dos relatados por Campos et al. (2003), que reportaram para latossolos brasileiros como valores de referência de qualidade (VRQs) teores médios de 22 mg Pb kg^{-1} de solo e também por Paye et al. (2010), que encontraram como VRQs em Latossolos do estado do Espírito Santo, teores médios de $10,81 \text{ mg Pb kg}^{-1}$. Mas concordam com Angeloni e Bini (1992), que citam como concentração em solos não poluídos teores inferiores a $100 \text{ mg Pb kg}^{-1}$ de solo. Além disso, segundo Kabata-Pendias & Mukherjee (2007), a rocha de origem tem grande influencia nos teores de Pb nos solos; abundância em sedimentos é em função da fração argila e assim sedimentos argilosos contém mais Pb que arenosos e siltosos.

Convém destacar que em áreas contaminadas ou próximas de fontes poluidoras esses valores aumentam muito. Bech et al. (1997) estudaram o aumento na concentração de diversos ETs em solos próximos a uma mina de Cu na região dos Andes, no Peru e para chumbo encontraram teores de até 341 mg kg⁻¹.

Os teores de níquel variaram de 8,2 a 10,5 mg Ni kg⁻¹ de solo, não havendo diferenças ($P > 0,05$) entre os tratamentos (Tabela 7). Os teores encontrados são baixos, mesmo quando comparados aos valores para solos não cultivados. Kabata-Pendias & Mukherjee (2007) citam como valores de *background* ou valores de referência uma variação entre 19 e 22 mg kg⁻¹. Já Adriano (2001) cita teores que vão de 20 a 40 mg kg⁻¹. As concentrações médias em dois locais de referência no estado de Idaho, nos Estados Unidos, são de 11,8 e 23,4 mg kg⁻¹ (ATSDR, 2002). Fadigas et al. (2002), para solos brasileiros de textura argilosa, detectaram teores de 2,7 a 29,9 mg kg⁻¹. Campos et al. (2003) citam para Latossolos brasileiros valores médios de 18 mg kg⁻¹ para Ni.

Os teores de Ni encontrados na área experimental, quando comparados com solos agrícolas em diversas partes do mundo, estão dentro das faixas de variação relatadas. Em solos com ocupação agrícola, um estudo englobando 863 solos mostrou uma média de 20 mg Ni kg⁻¹ e uma variação de menos de 5 até 700 mg kg⁻¹ (Uren, 1992). Análises de 38 amostras de solos do estado de São Paulo indicaram teores totais inferiores de 10 até um máximo de 127 mg Ni kg⁻¹ de solo (Rovers et al., 1983). Sharma et al. (2007) encontraram, na Índia, uma faixa de teores entre 2,00 e 34,45 mg kg⁻¹. Khan et al. (2010), em estudo no Paquistão, encontraram como maior teor para aqueles solos 57 mg kg⁻¹. Holmgren et al. (1993), em solos dos Estados Unidos, encontraram variação de 0,7 a 269 mg kg⁻¹.

Os teores de Ni para todos os tratamentos estão abaixo do estabelecido pelo CONAMA e CETESB que estabelece como V.P e V.I, 30 e 70 mg Ni kg⁻¹ de solo, respectivamente.

Os teores de Zn encontrados nas parcelas experimentais variaram de 39,1 mg kg⁻¹ no tratamento 40 cm (pastejo leve) a 47,2 no tratamento 30 cm (pastejo moderado) (Tabela 7). Os teores encontrados no presente estudo estão de acordo com diversos trabalhos. Takeda et al. (2004), estudando solos

agrícolas do Japão, encontraram um amplitude média para Zn de 59 a 99 mg kg⁻¹. Holmgren et al. (1993), em solos dos Estados Unidos, encontraram teores de 1,5 a 264 mg kg⁻¹. Khan et al. (2010) detectaram teores de 173 a 1.194 mg kg⁻¹ em solos do Paquistão. Já Sharma et al. (2007), em solos nos subúrbios da cidade de Varanasi, na Índia, encontraram teores que variaram de 14,23 até 387,78 mg kg⁻¹. Na área referência (A.R) do presente estudo a concentração média de Zn foi de 49,3 mg kg⁻¹ (Tabela 7), sendo estes teores superiores aos relatados para teores naturais em solos. Campos et al. (2003) citam para latossolos brasileiros valores de 39 mg Zn kg⁻¹ de solo; já Paye et al. (2010) encontraram teores médios de 25 mg kg⁻¹ para a mesma classe de solo. Segundo Malle (1992), esse elemento é distribuído de forma desigual nos solos, sendo, que a faixa de concentração varia de 10 a 300 mg kg⁻¹, com média de 50 mg Zn kg⁻¹.

Os teores encontrados na área experimental sob integração lavoura-pecuária são muito baixos quando comparados com áreas próximas a fontes potenciais de poluição. Em áreas próximas a fundições e locais contaminados, os teores de Zn, segundo a ATSDR (1994), podem variar de 443 a 1.112 mg Zn kg⁻¹. Em solos próximos a áreas de mineração, Angelone e Bini (1992) relataram altos teores para diferentes países: Holanda e países baixos (1.020 mg kg⁻¹), Áustria (8.900 mg kg⁻¹) e Grécia (10.547 mg kg⁻¹).

A CETESB e o CONAMA determinam como Valor de Prevenção (VP) 300 mg Zn kg⁻¹ e como Valor de Intervenção Agrícola (VI) 450 mg Zn kg⁻¹. Assim, os teores encontrados na área experimental estão de acordo com o estabelecido pelo CONAMA. A Comissão Europeia e a SEPA limitam em 200 e 300 mg Zn kg⁻¹, respectivamente, e a Índia estabelece uma amplitude de 300 a 600 mg Zn kg⁻¹ (Tabela 8).

Cabe a ressalva da importância da determinação e adoção dos VRQs para ETs em solo como uma primeira etapa nas ações de monitoramento da qualidade ambiental. No Brasil, foram realizados alguns levantamentos dos teores naturais desses elementos em solos com intuito de estabelecer valores orientadores para algumas classes de solos (Fadigas et al., 2002; Campos et al., 2003). Os estados de Pernambuco (Biondi, 2010), Minas Gerais (Caires, 2009), Espírito Santo (Paye, 2010), Mato Grosso (Santos, 2011), Rondônia (Santos, 2011), São Paulo (CETESB, 2005), Paraná

(Mineropar, 2005) já realizaram estudos com essa finalidade. No Rio Grande do Sul, até o momento, os órgãos ambientais competentes não estabeleceram valores orientadores ou de referência.

5.2 Estudo 2: Teores de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn em grãos de soja

Os valores certificados para Cd, Cu, Ni, Pb e Zn nas amostras padrões de referência para vegetal (lichen BCR 482), assim como o percentual de recuperação dos elementos estudados, estão apresentados na Tabela 9. Os resultados de recuperação dos analitos nas amostras certificadas informam sobre a qualidade das análises.

Tabela 9. Teores certificados, teores encontrados e recuperação de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn dos padrões de referência (lichen BCR 482) para soja

Padrão BCR 482	Valor certificado	Valor encontrado	Recuperação
	-----mg kg ⁻¹ -----		%
Cd	0,56±0,02	0,65	116
Cu	7,03±0,19	5,53	80
Ni	2,47±0,07	2,36	96
Pb	40,9±1,4	37,34	91
Zn	100,6±2,2	72,88	72

Os teores médios encontrados, em mg kg⁻¹ peso seco (PS), dos elementos estudados nas amostras de grãos de soja, cultivados nos cinco tratamentos experimentais estão apresentados na Tabela 10.

Tabela 10. Teores de Cd, Cu, Pb, Ni e Zn em grãos de soja nos tratamentos com intensidades de pastejo (10,20,30 e 40 cm) e na área testemunha (sem pastejo)

Elemento	10 cm	20 cm	30 cm	40 cm	S.P*
	-----mg kg ⁻¹ P.S-----				
Cd	4 x 10 ⁻³ b	11 x 10 ⁻³ a	13 x 10 ⁻³ a	7 x 10 ⁻³ ab	10 x 10 ⁻³ ab
Cu	9,62 a	9,30 a	9,13 a	9,99 a	10,45 a
Pb	0,30 a	0,25 bc	0,26 b	0,26 bc	0,23 c
Ni	2,12 b	1,83 b	2,04 b	1,74 b	3,73 a
Zn	46,84 a	44,85 a	47,76 a	47,69 a	49,63 a

* Tratamento sem pastejo.

As médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Para o cádmio, o teor médio variou de 4×10^{-3} mg Cd kg⁻¹ peso seco (PS) de grãos de soja no tratamento 10 cm (pastejo intenso) a 13×10^{-3} mg Cd kg⁻¹ PS no tratamento 30 cm (pastejo moderado), havendo diferenças ($P < 0,05$) entre os tratamentos (Tabela 10). O *Codex alimentarius* determina valor máximo permissível para leguminosas de 0,1 mg kg⁻¹ peso fresco (PF) (FAO/WHO, 1995). A Comissão Europeia admite valor máximo de 0,2 mg kg⁻¹ peso fresco (European Commission, 2006). Considerando que o grão de soja possui cerca de 45% de umidade no ponto de maturação fisiológica, os teores permitidos pelo *Codex* e Comissão Europeia são 0,18 e 0,36 mg kg⁻¹ PS, respectivamente. Sendo assim, os valores encontrados nesta pesquisa são menores do que o *Codex Alimentarius*. No Brasil, a Anvisa, por meio da portaria nº. 685, de 27 de agosto de 1998: "Princípios Gerais para o Estabelecimento de Níveis Máximos de Contaminantes Químicos em Alimentos" e seu Anexo: "Limites máximos de tolerância para contaminantes inorgânicos", ainda não contempla para soja valores máximos permissíveis.

Os teores médios de Cd encontrados nos grãos de soja da área experimental em estudo estão abaixo de teores relatados em algumas pesquisas. Wolnik et al. (1983), analisando teores de Cd e Pb nas principais culturas produzidas nos Estados Unidos (EUA), coletadas nas maiores áreas de produção e que não possuíam nenhum histórico de contaminação antrópica, exceto o relacionado às atividades agrícolas cotidianas, encontraram valor médio de Cd para soja de 0,059 mg kg⁻¹ PS. Na Argentina, Lavado et al. (2001), em experimento de longa duração, avaliou teores de ETs não essenciais (Cd e Pb) em soja, cujo os tratamentos eram preparo convencional (PC) e sistema plantio direto (SPD). Os teores médios de Cd encontrados para grãos de soja foram para PC e SPD, ambos, inferiores a 0,05 mg kg⁻¹ PS. No Brasil, Corguinha (2011), avaliando grãos de soja produzidos em áreas com histórico de altas doses de adubação fosfatada no estado do Mato Grosso (MT), encontrou teor médio de 0,023 mg kg⁻¹ PS. Zhang et al. (1998), analisando amostras de legumes de soja comercializados em supermercados do nordeste da China, encontraram teores médios 0,074 mg kg⁻¹ P.S. No Japão, Arao et al. (2003) estudando 14 genótipos de soja cultivadas em casa-de-vegetação, obtiveram teores que variaram de 0,08 a 0,40 mg kg⁻¹ PS.

Gartreli et al. (1986) encontraram em legumes vegetais produzidos nos EUA teores médios de $0,0044 \text{ mg kg}^{-1}$ PS.

De maneira geral, o que se observa com base em estudos científicos, é que em áreas produtivas distantes e ou livres de fontes de potenciais de contaminação (indústrias, rodovias, aterros sanitários) os teores médios encontrados para Cd, geralmente, são baixos. O que se verifica é uma grande variabilidade entre os teores encontrados, provavelmente devido aos diferentes teores existentes nos solos e ao tempo de exposição da cultura com o cádmio.

Outro fator que pode estar influenciando os baixos teores deste elemento nos grãos é o fato de uma grande proporção do Cd ficar retida nas raízes, sendo uma pequena quantidade translocada para tecidos da parte aérea. Em geral, o conteúdo de Cd decresce na seguinte ordem: raízes > caule > folha > fruto > semente (Blum, 1997). Corroborando com essa afirmação, Moral et. al. (1994), estudando a translocação deste elemento em plantas de tomate, reportaram que o Cd foi facilmente transportado para parte aérea, mas não foi detectado nos frutos. Em estudo nessa mesma linha, Wong et. al. (1984), estudando *Brassica chinensis*, encontraram maior concentração nas raízes, seguida de folhas e caule, e Luan et al. (2008), em estudos com plantas de soja, estas mostraram maiores teores de Cd nas raízes em detrimento da parte aérea.

A magnitude de absorção deste elemento pelas plantas é afetada por sua concentração e biodisponibilidade. Por sua vez, a mobilidade do elemento é fortemente influenciada pelo pH e teor de matéria orgânica do solo, principalmente. Mas fatores como potencial redox, temperatura e a concentração de outros elementos no solo também podem afetar a biodisponibilidade do elemento. Além disso, o fato de Cd e Zn apresentarem estrutura iônica e eletronegatividade similares favoreceria o transporte do mesmo pela planta. Raskin et al. (1994) verificaram em estudos de cinética que o Cd^{2+} compete com íons metálicos essenciais, como Cu^{2+} e Zn^{2+} , pelo carreador de membrana. Shute & Macfie (2006), estudando o acúmulo de Cd e Zn por soja quando da presença de ambos os elementos, observaram que em altas doses de Cd havia uma diminuição da concentração de Zn em todos os tecidos da planta.

O teor de Pb nos grãos de soja variou de 0,23 a 0,30 mg Pb kg⁻¹ PS, havendo diferença ($P < 0,05$) entre os tratamentos da área experimental (Tabela 10), sendo que estes teores foram menores que o teor médio encontrado por Lavado et al. (2001) em grãos de soja produzidos sob SPD, que foi de 0,85 mg kg⁻¹ PS. Entretanto, alguns trabalhos apontam teores mais baixos de Pb em grãos de soja. Wolnik et al. (1983) encontraram valor médio de 0,042 mg kg⁻¹ PS. Zhang et al., (1998) encontraram teor médio de 0,031 mg kg⁻¹ PS. Corguinha (2011) encontrou uma grande variabilidade nos teores, sendo que a média foi de 0,106 mg kg⁻¹ PS. Já em áreas próximas a fontes de contaminação por esse elemento, teores ainda mais altos foram relatados. Hang et al. (2010), estudando a transferência de Pb para parte aérea de plantas de soja cultivadas em área vizinha a uma fábrica de galvanoplastia instalada as margens do rio Yangtze, na China, verificaram teores médios de 1,75 mg kg⁻¹ PS.

A possível causa para grande variabilidade encontrada em trabalhos para teores de Pb em grãos deve-se, provavelmente, à grande influência dos fatores ambientais no crescimento e desenvolvimento das plantas (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007). Isso porque, quando as plantas crescem em ambiente não contaminado, os teores permanecem relativamente estáveis. Para grãos de cereais e frutas, são encontrados teores baixos (< 1 mg kg⁻¹) e para raízes e tuberosas (> 1 mg kg⁻¹), já vegetais folhosos e forrageiras apresentam teores mais altos (> 2 mg kg⁻¹).

De acordo com o *Codex Alimentarius* e a União Europeia, o teor máximo permitido para leguminosas é de 0,2 mg kg⁻¹ PF, equivalente a 0,36 mg kg⁻¹ PS (FAO/WHO, 1995; European Commission, 2006). Sendo assim, os teores encontrados neste estudo estão dentro dos limites estabelecidos por ambas as normas regulatórias.

Os teores de Cu e Zn não apresentaram diferença ($P > 0,05$) entre os tratamentos, com médias de 9,69 e 47,35 mg kg⁻¹ PS, respectivamente (Tabela 10). Lavado et al. (2001) constataram diferença ($P < 0,05$) em teores de Cu em grãos de soja cultivados sob sistema plantio direto e plantio convencional, com teores médios de 17,10 e 20,83 mg kg⁻¹ PS, respectivamente. No entanto, analisando teores de Zn, não encontraram diferença ($P > 0,05$) entre os tratamentos (44,85 e 43,50 mg kg⁻¹ PS para SPD e PC, respectivamente). Pinto et al. (1994), cultivando plantas de sorgo em vasos com e sem a presença de

ácidos fúlvicos, verificaram que absorção de Cu e Zn foi menor nas plantas cultivadas na presença de ácidos fúlvicos. Essas diferenças podem ser explicadas pela redução da mobilidade de Cu e Zn em solos, devido aos maiores teores de MO. Esses metais podem formar complexos do tipo esfera-interna com a MO; com ligações de caráter covalente e iônico, bastante fortes e dificilmente reversíveis (Meurer et al., 2010). Assim, poderia se supor que em sistemas de cultivo que preconizem adição e manutenção de resíduos vegetais em superfície, com conseqüente aumento dos teores de MO do solo, Cu e Zn apresentem menor mobilidade e disponibilidade para as plantas. No entanto, no caso da área experimental do presente estudo é muito pouco provável que haja baixa biodisponibilidade desses elementos para plantas, já que o pH da área em média é baixo, além do solo ser derivado de basalto, rocha que apresenta maiores quantidades de cobre e zinco quando, por exemplo, comparadas a rochas graníticas.

Para Ni os teores variaram de 1,74 mg kg⁻¹ PS no tratamento 40 cm (pastejo leve) a 3,73 mg kg⁻¹ PS no tratamento sem pastejo (S.P), havendo diferença (P<0,05) entre os tratamentos (Tabela 10). Lavado et al. (2001) não encontraram diferença (P>0,05) em grãos de soja sob SPD e PC, com teores de 4,39 e 4,26 mg kg⁻¹ PS.

Não foi possível estabelecer se os limites de Cu, Zn e Ni estão dentro dos limites seguros do ponto de vista da saúde humana, já que o *Codex Alimentarius*, a Comissão Europeia e a Anvisa não determinam limites máximos para Cu, Zn e Ni, provavelmente por se tratarem de elementos essenciais: os três essenciais às plantas e os dois primeiros, às plantas, animais e ao homem.

Porém, cabe destacar que o excesso desses ETs essenciais às plantas pode causar diversos problemas ao seu desenvolvimento. Segundo Kabata-Pendias & Mukherjee (2007), plantas menos tolerantes a altas doses de Cu apresentam como sintomas mais comuns: má formação radicular, prejuízo à permeabilidade de membranas, inibição do transporte de elétrons, danos ao DNA e imobilização do Cu em membranas e complexos de proteína. Cultivando soja em solução nutritiva onde foi adicionado Cu em excesso, Bernal et al. (2007) verificaram menor produção de biomassa e menor teor de

clorofila nas folhas. Em trabalho similar, Lin et al. (2005) observaram menor desenvolvimento radicular.

Quanto ao Ni, são relatados como sintomas de deficiência, menor crescimento e injúrias (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007). Já as concentrações de Ni fitotóxico variam muito entre espécies de plantas e cultivares e tem sido relatada uma faixa de 40 a 246 mg kg⁻¹ (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Segundo Kabata-Pendias & Mukherjee (2007) existem várias espécies conhecidas por apresentar grande tolerância e também serem hiperacumuladoras para o elemento, dentre estas estão as famílias das mirtáceas, crucíferas e leguminosas. Alguns trabalhos têm sido conduzidos com feijão (*Phaseolus vulgaris*) que pertence a família das leguminosas, mesma família da soja, a fim de verificar o potencial de fitoextração dessa cultura em ambientes contaminados. Giordani et al. (2005), por exemplo, cultivando feijão com doses crescentes de Ni (150, 300 e 600 mg kg⁻¹), encontraram nos legumes teores de 10,7; 16,8 e 21,9 mg kg⁻¹, para as respectivas doses.

Já para Zn, uma alta concentração desse elemento em grãos é um fator de qualidade desejável que poderia aumentar a qualidade nutricional para os seres humanos (Fageria, 2008). Além disso, um maior teor de Zn nas sementes de soja garantiria vigor das plântulas e maior produção de grãos na safra seguinte quando semeadas novamente, importante principalmente em solos deficientes de Zn (Graham et al., 1992; Graham & Rengel, 1993; Grewal & Graham, 1999). Por sua vez, a fitotoxidez causada por Zn normalmente é associada a situações muito específicas; como em solos que receberam altas doses de lodo de esgoto ou algum outro tipo de resíduo que contenha esse elemento. Segundo Eisler (1997), a fotossíntese seria interrompida quando o solo apresentasse teores de Zn acima de 178 mg kg⁻¹.

Foram feitas análises de correlação entre os teores totais de ETs determinados nos solos das parcelas experimentais e os teores dos elementos-traço encontrados nos grãos de soja. Os dados estão apresentados na Tabela 11. Somente para Pb encontrou-se uma correlação entre o teor deste elemento nas parcelas experimentais e o seu teor nos grãos de soja. Alloway et al. (1990), estudando olerícolas em diversos tipos de solos tratados com lodo de esgoto e contaminantes inorgânicos contendo Cd, observaram que na maioria

das vezes um maior teor de Cd no solo não se refletia numa maior absorção pela planta, o que, segundo os autores, poderia ser explicado pela maior capacidade sortiva desses solos. Além disso, segundo Abreu et al. (2002), diversos fatores poderiam influenciar nas correlações entre teores de ETs nas plantas e teores no solo como, por exemplo, o método de extração, já que alguns métodos seriam mais eficientes para determinados elementos químicos do que para outros, também a espécie de planta utilizada, já que algumas plantas são mais sensíveis aos ETs, além da parte da planta a ser analisada, pois existem partes mais responsivas à toxicidade, como as raízes.

Tabela 11. Coeficientes de correlação entre elementos-traço (ETs) nos grãos de soja e elementos-traço no solo

ETs no solo	Elementos-Traços na soja				
	Cd	Cu	Pb	Ni	Zn
Cd	ns	ns	ns	ns	ns
Cu	ns	ns	ns	ns	ns
Pb	ns	ns	0,65**	ns	ns
Ni	ns	ns	ns	ns	ns
Zn	ns	ns	ns	ns	ns

**Significativo ao nível de 1% de probabilidade; ^{ns} não significativo.

6. CONCLUSÕES

Após 10 anos de condução do sistema de integração soja-bovinos de corte sob plantio direto, chegou-se às seguintes conclusões quanto aos elementos-traços:

1. Os teores dos elementos-traço, Cd, Cu, Pb, Ni e Zn determinados nas amostras de solos coletadas na camada de 0-20 cm nas parcelas da área experimental, bem como na área referência, foram baixos e estão abaixo dos valores estabelecidos pelo CONAMA.

2. Os teores dos elementos-traço determinados nas amostras de grãos de soja foram baixos e estão abaixo dos valores estabelecidos pelo *Codex Alimentarius*.

3. Não foram encontradas correlações entre os teores dos elementos-traço, determinados nas amostras de solos e os teores destes elementos nos grãos de soja cultivada na área experimental, com exceção para Pb.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os objetivos deste trabalho foram verificar se os teores de elementos-traço encontrados no solo e grãos de soja estavam de acordo com os teores máximos permitidos para esses elementos pela legislação brasileira e pelo *Codex Alimentarius*, respectivamente.

Embora os teores tanto no solo quanto nos grãos de soja da área do protocolo experimental estejam dentro dos limites estabelecidos pelos órgãos competentes, cabe destacar que a condução deste sistema por 10 anos com produção de grãos, pasto e carne acarreta exportação de nutrientes e elementos-traço da área. Além disso, a metodologia de amostragem adotada, na profundidade de 0 a 20 cm, a fim de estar em conformidade com o estabelecido pelo CONAMA e Ministério da Agricultura para amostragem com intuito de determinação de ETs, pode não estar refletindo adequadamente os teores desses elementos na área, por se tratar de sistema plantio direto consolidado, onde os efeitos mais pronunciados em termos de nutrientes são constatados até uma profundidade de 10 cm. Ainda nesse sentido, o sistema produtivo integração lavoura-pecuária conduzido nessa área gera características químicas, físicas e biológicas muito particulares, o que certamente se reflete nos teores e mobilidade desses ETs, necessitando de amostragens de solo estratificadas (profundidades menores).

É de extrema importância o estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) para os solos do estado do Rio Grande do Sul, a fim de permitir um monitoramento ambiental das áreas. No que tange os produtos agrícolas, mesmo que o *Codex Alimentarius* normatize limites para diversos grupos de alimentos, incluindo a soja, seria pertinente a Anvisa incluir mais grupos de alimentos *in natura* em sua base de dados, contemplando, assim, informações mais condizentes com a realidade de produção brasileira.

Pesquisas em diversos estados brasileiros com intuito de estabelecer VRQs para solos no que se refere aos elementos-traço e a quantificação de teores desses elementos em gêneros alimentícios produzidos em diversos sistemas produtivos brasileiros têm aumentado, inclusive com apoio por parte de autarquias superiores da administração pública brasileira. Trabalhos como estes são de grande relevância, pois auxiliam na predição de impactos ambientais exercidos no ambiente por esses elementos e formam uma base de dados delineando as condições atuais do país.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, C. A.; BERTON, R. S.; ABREU, M. F. Análise química de solo para metais pesados. In: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. (Org.). **Tópicos em Ciência do Solo**. 1 ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. p. 645-692. v. 2.

ADRIANO, C. D. **Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability and risk assessments**. 2nd ed. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 2001.

ADRIANO, C. D. **Trace elements in the terrestrial environment**. New York: Springer-Verlag, 1986. 533 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). Portaria nº685, de 27 de agosto de 1998. Aprova o Regulamento Técnico: "Princípios Gerais para o Estabelecimento de Níveis Máximos de Contaminantes Químicos em Alimentos" e seu Anexo: "Limites máximos de tolerância para contaminantes inorgânicos". **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 28 ago. 1998. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685_98.htm>. Acesso em: 9 ago. 2010.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ASTDR). **Draft toxicological profile for several trace elements**. Atlanta, 2002.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ASTDR). **The priority list of hazardous substances - that will be the subject of toxicological profiles**. Disponível em: <<http://www.atsdr.cdc.gov/spl/>>. Acesso em: 12 dez. 2011.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). **Toxicological profile for zinc**. Atlanta , 1994.

ALBERNATHY, C. O.; CANTILLI, R.; DU, J. T. Essentiality versus toxicity: some considerations in the risk assessment of essential trace elements. **Chemical Hazard Assessment**, Washington, v. 8, p. 81-113, 1993.

ALBUQUERQUE, J. A. et al. Efeito da integração lavoura-pecuária nas propriedades físicas do solo e características da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 25, p. 717-723, 2001.

ALLOWAY, B. J. (Ed.). **Micronutrient deficiencies in global crop production**. Reading: Springer Science, 2008. 345 p.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. 2nd .ed. Glasgow: Blackie Academic, 1995. 364 p.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. New York: John Wiley, 1990. 399 p.

ALLOWAY, B. J.; JACKSON, A. P.; MORGAN, H. The accumulation of cadmium by vegetables grown on soils contaminated from a variety of sources. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 91, p. 223-236, 1990.

ANGELONI, M.; BINI, C. Trace elements concentration in soils and plants of Western Europe. In: Adriano DC (Ed.). **Biogeochemistry of trace metals**. Boca Raton: Lewis, 1992. p. 19-60.

ANGHINONI, I. et al. Benefícios da integração lavoura-pecuária sobre a fertilidade do solo em sistema plantio direto. In: DA FONSECA, A. F.; CAIRES, E. F.; BARTH, G. **Fertilidade do solo e nutrição de plantas no sistema plantio direto**. Paraná, 2011. Disponível em: <<http://top-phos-expedition.timacagro.com.br/admin/fotos/artigo/20.pdf>>. Acesso em: 04 jun. 2011.

ARAO, T. et al. Genotypic differences in cadmium uptake and distribution in soybeans. **Plant and Soil**, The Hague, v. 251, p. 247-253, 2003.

ASSIS, F. de. **ASSISTAT – assistência estatística**. Campina Grande: Departamento de Engenharia Agrícola do Centro de Tecnologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE DOENTES DE WILSON. **A doença de Wilson**. Disponível em:<<http://www.doencadewilson.org/>>. Acesso em: 12 dez. 2011.

AWASHTI, S. K. **Prevention of food adulteration act n°37 of 1954**. 3rd ed. New Delhi: Central and State Rules as Amended Ashoka Law House, 2000.

BARTHAM, G. T. Sward structure and the depth of the grazed horizon. **Grass and Forage Science**, New York, v. 36, n. 2, p. 130-131, 1981.

BECH, J. et al. Arsenic and heavy metal contamination of soil and vegetation around a copper mine in northern Peru. **The Science of Total Environment**, Amsterdam, v. 203, p. 83-91, 1997.

BERNAL, M. et al. Foliar and root Cu supply affect differently Fe-and Zn-uptake and photosynthetic activity in soybean plants. **Environmental and Experimental Botany**, Elmsford, v. 60, p. 145-150, 2007.

BIONDI, C. M. **Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do estado de Pernambuco**. 2010. 170 f. Tese (Doutorado) - Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2010.

BIZARRO, V. G.; MEURER, E. J.; TATSCH, F. R. P. Teor de cádmio em fertilizantes comercializados no Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, p. 247-250, 2008.

BLUM, W. H. Cadmium uptake by higher plants. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON THE BIOGEOCHEMISTRY OF TRACE ELEMENTS, 4., 1997, Berkeley. **Proceedings**... Berkeley: University of California, 1997. p. 109-110.

BRASIL. Instrução Normativa N° 27, de 05 de Junho de 2006. Dispõe fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes para serem produzidos, importados ou comercializados, deverão atender aos limites estabelecidos nos Anexos I, II, III, IV e V desta Instrução Normativa no que se refere às concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados, pragas e ervas daninhas. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 09 jun. 2006. Seção 1, p. 15.

BRASIL. Ministério da Agricultura. DPE. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Rio Grande do Sul**. Recife, 1973b. 416 p. (Boletim técnico, 30).

BULMER F. M. R. ;MACKENZIE E. A. Studies in the control and treatment of "nickel rash". **Journal of Industrial of Hygiene**, Cambridge, v. 8, p. 517-27, 1926.

CAIRES, S. M. **Determinação dos teores naturais de metais pesados em solos do estado de Minas Gerais como subsídio ao estabelecimento de valores de referência de qualidade**. 2009. 322 f. Tese (Doutorado). - Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

CAKMAK, I.; MARSHNER, H. Effect of zinc nutritional status on superoxide radical and hydrogen peroxide scavenging enzymes in bean leaves. In: BARROW, N. J. (Ed.) **Plant nutrition-from genetic engineering field practice**. The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1993. p. 133-137.

CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F.; CASGRANDE, J. C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos. In: FERREIRA, M. E. et al. (Ed.) **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: POTAFOS, 2001. cap. 5, p. 89-124.

CAMPOS, M. L. et al. Baseline concentrations of heavy metals in brazilian in Brazilian latosols. **Communications in soil science and plant analysis**, New York, v. 34, n. 3-4, p. 547-557, 2003.

CAMPOS, M. L. et al. Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, p. 361-367, 2005.

CARVALHO, P. C. F. et al. **Integração soja-bovinos de corte no sul do brasil (Boletim Técnico)**. Porto Alegre: UFRGS. Faculdade de Agronomia, Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia e Departamento de Solos, 2011.

CASSOL, L. C. **Relações solo-planta-animal num sistema de integração lavoura-pecuária em semeadura direta com calcário na superfície**. 2003. 143 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

CHANG, T. W.; WANG, M. K.; LIN, C. Adsorption of copper in the different sorbent/water ratios of soil systems. **Water, Air and Soil Pollution**, Ottawa, v. 138, p. 199-209, 2002.

CHITOLINA, J. C. et al. **Decomposição da matéria orgânica de compostos de lixo urbano e posterior preparo de extratos nítrico-perclórico**. Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 2001. 12 p. (Embrapa Informática Agropecuária. Circular Técnica, 1).

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. Porto Alegre: SBCS – Núcleo Regional Sul, 2004. 400 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Decisão de diretoria Nº 195-2005- E, de 23 de novembro de 2005 que “Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, em substituição aos Valores Orientadores de 2001, e dá outras providências”**. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/media/files/Solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf>. Acesso em: 20 dez. 2011.

CONFERÊNCIA NACIONAL DE SEGURANÇA ALIMENTAR, 1., Brasília, 1994. **Relatório final**. Brasília: CONSEA, 1994.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº. 357, de 17 de Março de 2005. “Dispõe sobre a classificação de corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamentos de efluentes, e dá outras providências”**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 06 ago. 2010.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº.420, de 28 de Dezembro de 2009. “Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade de solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.”** Disponível em: <<http://www.mp.rs.gov.br/ambiente/legislacao/id4830.htm>>. Acesso em: 20 fev. 2012.

CONTE, O. **Atributos físicos de solo e demanda de tração em semeadura direta de soja, com diferentes pressões de pastejo em sistema de integração lavoura-pecuária**. 2007. 91 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

CORGUINHA, A. P. B. **Elementos-traço em partes comestíveis de produtos agrícolas**. 2011. 94 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

CURI, N.; FRANZMEIER, D. P. Effect of parent rocks on chemical and mineralogical properties of some Oxisols in Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 51, p. 153-158, 1987.

DAILY, G. et al. Global food supply: food production, population growth, and the environment. **Science**, New York, v. 281, n. 5.381, p. 1291-1292, 1998.

DICK, D. P.; SCHWERTMANN, U. Microaggregates from oxisols and inceptisols: dispersion through selective dissolutions and physicochemical treatments. **Geoderma**, Amsterdam, v. 74, p. 49-63, 1996.

DUFFUS, J. H. Heavy metals a meaningless term. **Chemistry International**, Oxford, v. 23, p. 163-167, 2001.

DUIKER, S. W. et al. Iron (hydr)oxide crystallinity effects on soil aggregation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 67, p. 606-611, 2003.

EISLER, R. Zinc hazards to plants and animals with emphasis on fishery and wildlife resources. In: CHEREMISINOFF, P. N. (Ed.). **Ecological issues and environmental impact assessment**. Houston: Gulf, 1997. p. 443-537.

EMBRAPA SOLOS. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

ESSINGTON, M. E. **Soil and water chemistry**: an integrative approach. Boca Raton: CRC Press, 2004. 534 p.

EUROPEAN COMMISSION. **Setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. Commission Regulation (EC) N^o. 1881/2006**. Disponível em: <<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:364:0005:0024:EN:PDF>>. Acesso em: 01 dez. 2011.

EUROPEAN UNION. **Working document on sludge**. 3rd ed. Brussels, 2000. p. 19.

FADIGAS, F. de S. et al. Concentrações naturais de metais pesados em algumas classes de solos brasileiros. **Bragantia**, Campinas, v. 61, n. 2, p. 151-159, 2002.

FAGERIA, N. K; BARBOSA FILHO, M. P; SANTOS, A. B. Growth and Zinc Uptake and Use Efficiency in Food Crops. National Rice and Bean Research Center of EMBRAPA, Santo Antônio de Goiás. **Communications in soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 39, p. 2258-2269, 2008.

FLORES, J. P. C. et al. Atributos químicos do solo em função da aplicação superficial de calcário em sistema de integração lavoura-pecuária submetido a pressões de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 32, p. 2385-2396, 2008.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS AND WORLD HEALTH ORGANIZATION (FAO/WHO). **Codex stan 193-1995 - General standard for contaminants and toxins in food and feed**. Disponível em: <http://www.codexalimentarius.net/download/standards/17/CXS_193.pdf> Acesso em: 09 ago. 2010.

GARTRELI, M. J. et al. Pesticides, selected elements, and other chemicals in adult total diet samples, October 1980–March 1982. **Journal Association of Official Analytical Chemists**, Gaithersburg, v. 69, p. 146-161, 1986.

GIMENO-GARCIA, E.; ABREU, V.; BOLUDA, R. Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticide to rice farming soils. **Environmental Pollution**, London, v. 92, p. 19-25, 1996.

GONÇALVES JUNIOR, A. C.; PESSOA, A. C. S. Fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e crômio, em soja cultivada em argissolo vermelho eutrófico a partir de adubos comerciais. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 3, p. 19-23, 2002.

GRAHAM, R. D.; ASCHER, J. S. Nutritional limitations of subsoils. In: BARROW, N. J. (Ed.). **Plant nutrition from genetic engineering to field practice**. The Netherlands: Kluwer, 1993. p. 739-742.

GRAHAM, R. D.; ASCHER, J. S.; HYNES, S. C. Selecting zinc efficient genotypes for soils of low zinc status. **Plant and Soil**, The Hague, v. 146, p. 241-250, 1992.

GRAHAM, R. D.; WELCH, R. M.; BOUIS, H. E. Addressing micronutrient malnutrition through enhancing the nutritional quality of staple foods: principles, perspectives and knowledge gaps. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 70, p. 77-142, 2001.

GREWAL, H. S.; GRAHAM, R. D. Residual effects of subsoil zinc and oilseed rape genotype on the grain yield and distribution of zinc in wheat. **Plant and Soil**, The Hague, v. 207, p. 29–36, 1999.

GUILHERME, L. R. G. et al. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos em Ciência do solo**, Viçosa, v. 4, p. 345-390, 2005.

GUILHERME, L. R. G.; MARCHI, G. **Metais em fertilizantes inorgânicos: avaliação de risco à saúde**. São Paulo: Associação Nacional para Difusão de Adubos, 2007. 147 p.

HANG, X.; WANG, H.; ZHOU, J. Soil heavy-metal distribution and transference to soybeans surrounding an electroplating factory. **Soil and Plant Science**, Copenhagen, v. 60, p. 144-151, 2010.

HARTER, R. D. Adsorption of copper and lead by Ap and B2 horizons of several northeastern United States soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 43, p. 679-683, 1979.

- HARTWING, A. Carcinogenicity of metal compounds: possible role of DNA repair inhibition. **Toxicology Letters**, Washington, v. 102-103, p. 235-239, 1998.
- HEJCMAN, M. et al. The rengen grassland experiment: by trace elements after 65 years of Ca, N, P and K fertilizers. **Nutrient Cycling in Agroecosystem**, Dordrecht, v. 83, p. 39-50, 2009.
- HIGASHIKAWA, F. S.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W. Chemical and physical properties of Organic residues. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 34, p. 1743-1752, 2010.
- HOLMGREN, G. G. S. et al. Cadmium, lead, zinc, copper and nickel in agricultural soils of United States of America. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 22, p. 335-348, 1993.
- HUANG, C. V.; BAZZAZ, F. A; VENDERHOEF, L. N. The inhibition of soya bean metabolism by cadmium and lead. **Plant Physiology**, Washington, v. 34, p. 122-124, 1974.
- JONES, K. C.; SYMON, C. J; JOHNSTON, A. E. Retrospective analysis of archived soil collection II: cadmium. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 67, n. 1, p. 75-89, 1987.
- KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A. B. **Trace elementos from soil to human**. New York: Springer, 2007. 550 p.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Biogeochemistry of trace elements**. 2nd ed. Warszawa: Wyd Nauk PWN, 1999.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3rd ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 413 p.
- KER, J. C. **Mineralogia, sorção e dessorção de fosfato, magnetização e elementos-traços de Latossolos do Brasil**. 1995. 181 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1995.
- KHAN, S. et al. Soil and vegetables enrichment with heavy metals from geological sources in Gilgit, northern Pakistan. **Ecotoxicology and environmental safety**, New York, v. 73, p. 1820-1827, 2010.
- LAVADO, R. S.; PORCELLI, C. A.; ALVAREZ, R. Nutrient and heavy metal concentration and distribution in corn, soyabean and wheat as affected by tillage systems in the Argentine Pampas. **Soil and Tillage Resource**, Amsterdam, v. 62, p. 55-60, 2001.
- LEWIS, S.; DONKIN, M. E.; DEPLEDGE, M. H. Hsp 70 expression in *Enteromorpha intestinalis* (Chlorophyta) exposed to environmental stressors. **Aquatic Toxicology**, Amsterdam, v. 51, p. 277-291, 2001.
- LIN, C. C.; CHEN, L. M.; LIU, Z. H. Rapid effect of copper on lignin biosynthesis in soybean roots. **Plant Science**, Amsterdam, v. 168, p. 855-861, 2005.

LOGANATHAN, P. et al. Effect of phosphate fertilizer type on the accumulation and plant availability of cadmium in grassland soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystem**, Dordrecht, v. 47, p. 169-178, 1997.

LOPES, M. L. T. et al. Sistema de integração lavoura-pecuária: desempenho e qualidade da carcaça de novilhos superprecoces terminados em pastagem de aveia e azevém manejada sob diferentes alturas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 1, p. 178-184, 2008.

LUAN, Z. Q.; CAO, H. C.; YAN, B. X. Individual and combined phytotoxic effects of cadmium, lead and arsenic on soybean in Phaozem. **Plant, soil and Environment**, Ostrava, v. 54, p. 403-411, 2008.

MALAVOLTA, E.; GOMES P. F.; ALCARDE, J. C. **Adubos e adubações**. São Paulo: Nobel, 2002. 200 p.

MALAVOLTA, E.; MORAES, M. F. Níquel – de tóxico a essencial. **Informações Agronômicas**, Piracicaba, n. 118, p. 1-3, 2007.

MALAVOLTA, E.; MORAIS, M. F. Metais pesados: sobre a sugestão dos metais pesados tóxicos em fertilizantes e sobre a portaria 49 de 25/04/2005 da Secretaria de Defesa Agropecuária do Ministério da Agricultura, Pecuária e abastecimento. **Informações Agronômicas**, Piracicaba, n. 114, p. 10-14, 2006.

MALLE, K. G. Zink in der umwelt. **Acta Hydrochimica et Hydrobiologica**, Weinheim, v. 20, p. 196-204, 1992.

MARÇAL, W. S. et al. Avaliação de fontes de fósforo para nutrição mineral de bovinos. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v. 70, p. 255-258, 2003.

MARCHIORI JUNIOR, M. **Levantamento inicial de chumbo, cádmio, níquel, cromo e cobre em pomares de produção comercial no Estado de São Paulo**. 2003. 138 f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2003.

MARQUES, J. J. G. S. M. **Trace element distributions in Brazilian cerrado soils at the landscape and micrometer scales**. 2000, 173 f. Tese (Doutorado) - Purdue University, West Lafayette, 2000.

MARSCHNER, P. **Mineral nutrition of higher plants**. London: Academic Press, 1995. 889 p.

MATOS, A. T. et al. Mobility of heavy metals as related to soil chemical and mineralogical characteristics of Brazilian soils. **Environmental Pollution**, London, v. 111, p. 429-435, 2001.

McLAUGHLIN, M. J.; SINGH, B. R. **Cadmium in soil and plants**. Dordrecht: Kluwer, 1999. 269 p.

MEHRA, O. P.; JACKSON, M. L. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. In: CLAYS

MINERALS CONFERENCE, 7., 1960, Middlesex. **Proceedings...** Middlesex: Mineralogical Society of Great Britain and Ireland, 1960. p. 317-327.

MEURER, E. J.; RHENHEIMER, D.; BISSANI, C. A. Fenômenos de sorção em solos. In: FUNDAMENTOS de química do solo. 4. ed. Porto Alegre: Evangraf, 2010. p. 107-147.

MIELNICZUK, J. et al. Manejo do solo e de culturas e sua relação com os estoques de carbono e nitrogênio no solo. In: CURI, N. et al. (Ed.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. p. 209-278.

MILLER, J. E.; HASSETE, J. J.; KOPPE, D. E. Interaction of lead and admium of electron energy transfer reaction in corn mitochondria. **Plant Physiology**, Berne, v. 28, p. 166–171, 1975.

MILNEROWICZ, H. et al. Levels of cadmium and lead in blood, and zinc, copper, cadmium and lead in amniotic fluid of tobacco smoking women during pregnancy complicated oligohydeamnions or premature rupture of membranes. **Polskie Towarzystwo Ginekologiczne**, New York, v. 71, p. 311-316, 2000.

MINERAIS DO PARANÁ S. A. (MINEROPAR). Geoquímica de solo - Horizonte B. In: LEVANTAMENTO geoquímico multielementar do Estado do Paraná. Curitiba: Mineropar, 2005. p. 407 p. v. 2.

MORAES, A. et al. Lavoura-pecuária em sistemas integrados na pequena propriedade. In: ENCONTRO LATINO AMERICANO SOBRE PLANTIO DIRETO NA PEQUENA PROPRIEDADE, 3., Pato Branco, 1998. **Anais...** Pato Branco: CEFET, 1998. 1 CD-ROM.

MORAES, M. F. Relação entre nutrição de plantas, qualidade de produtos agrícolas e saúde humana. **Informações Agronômicas**, Piracicaba, n. 123, p. 21-23, 2008.

MORAL, R. Distribution and accumulation of heavy metals (Cd, Cr e Ni) in tomate plant. **Fresenius Environmental Bulletin**, Freising, v. 3, p. 395-399, 1994.

MORERA, M. T. et al. Isotherms and sequential extraction procedure for evaluating sorption and distribution of heavy metals in soils. **Environmental Pollution**, London, v. 113, p. 135-144, 2001.

MOTT, G. O.; LUCAS, H. L. The design, conduct and interpretation of grazing trials on cultivated and improved pastures. In: INTERNATIONAL GRASSLAND CONGRESS, 6., 1952, Pensylvania. **Proceedings...** Pensylvania: State College, 1952. p. 1380-1395.

NAIDU, R. et al. Ionic-strength and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge of soils. **European Journal Soil Science**, Oxford, v. 45, p. 419-429, 1994.

NICHOLSON, F. A. et al. Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. **Bioresource Technology**, Essex, v. 70, p. 23-31, 1999.

NICOLOSO, S. R. **Dinâmica da matéria orgânica do solo em áreas de integração-lavoura pecuária sob sistema plantio direto**. 2005. 150 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

NOLAN, A. L.; LOMLI, E.; McLAUGHLIN, M. J. Metal bioaccumulation and toxicity in soils: why bother with speciation? **Australian Journal of Chemistry**, Oxford, v. 56, p. 77-91, 2003.

NRIAGU, J. O.; PACYNA, J. M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils with trace metals. **Nature**, London, v. 333, p. 134-139, 1988.

ODUM, H. T. **Systems ecology**: an introduction. New York: John Wiley, 1983. 644 p.

OLIVEIRA, F. C.; MATIAZZO, M. E. Mobilidade de metais pesados em Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 58, p. 807-812, 2001.

OLIVEIRA, M. R; HORN, A. H. Comparação da concentração de metais pesados nas águas do Rio São Francisco em Três Marias, desde 1991 até hoje, relacionado à atuação da CMM-Três Marias. **Geonomos**, Belo Horizonte, v. 14, p. 55-63, 2006.

PANDEY, N.; SHARMA, C. P. Effect of heavy metals Co^{+2} , Ni^{+2} , and Cd^{+2} on growth and metabolism of cabbage. **Plant Science**, Amsterdam, v. 163, p. 753-758, 2002.

PAPADOPOULOS, A. et al. Determination and Evaluation of cadmium, copper, nickel and zinc in agricultural soils of western Macedonia, Greece. **Environmental Management**, New York, v. 40, p. 719-726, 2007.

PARDO, M. T. Sorption of lead, copper, zinc, and cadmium by soils: Effect of nitroacetic acid on metal retention. **Communications in Soil Science and Plant**, New York, v. 31, p. 31-40, 2000.

PAYE, H. S et al. Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos no Estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 34, p. 2041-2051, 2010.

PIERANGELI, M. A. P. et al. Teor total e capacidade máxima de adsorção de chumbo em Latossolos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 25, p. 279-288, 2001.

PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soils and environmental quality**. Boca Raton: Lewis, 1994. 313 p.

PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soils and environmental quality**. Boca Raton: Lewis, 1994. 313 p.

PINTO, A. P. et al. Influence of organic matter on the uptake of cadmium, zinc, copper and iron by sorghum plants. **Science of the total environment**, Amsterdam, v. 326, p. 239-247, 2004.

PLUMLEE, G. S.; ZIEGLER, T. L. The medical geochemistry of dusts, soils, and other earth materials. **Treatise on geochemistry**, Oxford, v. 9, p. 263-310, 2003.

PORTO, M. L. Vegetação metalófila e o desenvolvimento do setor mineral. In: SIMPÓSIO DO TRÓPICO ÚMIDO, 1., 1986, Belém. **Anais...** Belém: EMBRAPA, 1986. p. 171-183.

PRASAD, M. N. V. Cadmium toxicity and tolerance in vascular plants. **Environmental and Experimental Botany**, Elmsford, v. 35, p. 525-545, 1995.

RASKIN, I. et al. Bioconcentration of heavy metals by plants. **Current Opinion in Biotechnology**, London, v. 5, p. 285-290, 1994.

RAVEN, K. P.; LOEPPERT, R. H. Trace element composition of fertilizers and soil amendments. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 26, p. 551-557, 1997.

RAWLINS, B. G. et al. **Preliminary investigation of mining-related arsenic contamination in the provinces of Mendoza and San Juan (Argentina) and Minas Gerais (Brazil)**. Nottingham: British Geological Survey, 1997. 25 p. (Technical Report WC/97/60).

ROJAS, E. et al. Are metals dietary carcinogens?. **Mutation Research**, Amsterdam, v. 443, p. 157-181, 1999.

ROSS, S. M. **Toxic metals in soil-plant systems**. Chichester: John Willey & Sons, 1994. 469 p.

ROVERS, H.; CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S. Níquel total e solúvel em DTPA em solos do estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 7, n. 3, p. 217-220, 1983.

SALTON, J. C. **Matéria orgânica e agregação do solo na rotação lavoura-pastagem em ambiente tropical**. 2005. 158 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

SANITA DI TOPPI, L.; GABBRIELLI, R. Response to cadmium in higher plants. **Environmental and Experimental Botany**, Elmsford, v. 41, p. 105-130, 1999.

SANTOS, S. N. **Valores de referência de metais pesados em solos do Mato Grosso e Rondônia**. 2011. 104 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

SHARMA, R. K.; AGRAWAL, M.; MARSHALL, F. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. **Ecotoxicology and environmental safety**, New York, v. 66, p. 258-267, 2007.

SHAW, A. J. **Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects**. New York: CRC Press, 1989. 355 p.

SHUTE, T.; MACFIE, S. M. Cadmium and zinc accumulation in soybean: a threat to food safety? **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 371, p. 63-73, 2006.

SILVA, V. R.; REINERT, D.; REICHERT, J. M. Densidade do solo, atributos químicos e sistema radicular do milho afetados pelo pastejo e manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 24, p. 191-199, 2000.

SOUZA, E. D. Biomassa microbiana do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 34, p. 79-88, 2010.

SOUZA, E. D. et al. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio no solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 33, p. 1829-1836, 2009.

SOUZA, E. D. et al., Carbono orgânico e fósforo microbiano em sistemas de integração agricultura-pecuária submetidos a intensidades de pastejo em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 32, p. 1273-1282, 2008.

SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. San Diego: Academic Press, 1995. p. 23-51.

STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION ADMINISTRATION (SEPA). **Environmental quality standards for soils GB15618**. Beijing, 1995.

STIBOROVA, M.; PITRICOVA, M.; BREZINOVA, A. Effect of heavy metal ions in growth and biochemical characteristic of photosynthesis of barley and maize seedlings. **Journal of Plant Biology**, Amsterdam, v. 29, p. 453-467, 1987.

TAKEDA, A.; KIMURA, K.; YAMASAKI, S. Analysis of 57 elements in Japanese soils, with special reference to soil group and agricultural use. **Geoderma**, Amsterdam, v. 119, p. 291-307, 2004.

TEDESCO, M. J. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174 p.

UEMURA, T. Experimental reproduction of "Itai-itai" disease: a chronic cadmium poisoning of humanus in rats and monkeys. **Journal Veterinary Research**, Queensland, v. 48, p. 15-28, 2000.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **USEPA 3051a**: microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils,

and oils. Washington, 1998. Disponível em: <www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/pdfs/3051a.pfd>. Acesso em: 11 jun. 2010.

UREN, N. C. Forms, reactions and availability of nickel in soils. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 48, p. 141-203, 1992.

VIEIRA, L. M. **Penas de aves como indicadores de mercúrio no Pantanal**. Disponível em: <<http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/online/ADM097.pdf>>. Acesso em: 26 jan. 2007.

WAALKES, M. Cadmium carcinogenesis in review. **Journal of Inorganic Biochemistry**, New York, v. 79, n. 1-4, p. 241-244, 2000.

WATSON, R. T.; ZINYOWERE, M. C.; MOSS, R. H. Impacts of climate change: scientific-technical analyses. In: CLIMATE change. Cambridge: Cambridge University Press, 1996. p. 823-833.

WELCH, R. M. et al. Potential for improving bioavailable zinc in wheat grain (*Triticum* species) through plant breeding. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Davis, v. 53, n. 6, p. 2176-2180, 2005.

WOLNIK, K. A. Elements in major raw agricultural crops in the United States. 1. Cadmium and lead in lettuce, peanuts, potatoes, soybeans, sweet corn, and wheat. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Davis, v. 31, p. 1240-1244, 1983.

WOLT, J. D. **Soil solution chemistry**: applications to environmental science and agriculture. New York: John Wiley & Sons, 1994. p. 95-120.

WONG, M. K. et al. The uptake of cadmium by *Brassica chinensis* and its effect on plant zinc and iron distribution. **Environmental and Experimental Botany**, Elmsford, v. 24, p. 189-195, 1984.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Iron deficiency anaemia**. Disponível em: <<http://www.who.int/nutrition/topics/ida/en/index.html>>. Acesso em: 12 dez. 2011.

XIONG, X. et al. Copper content in animal manures and potential risk of soil copper pollution with animal manure use in agriculture. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 54, p. 985-990, 2010.

ZHANG, Z. et al. Lead and cadmium contents in cereals and pulses in north-eastern China. **The Science of Total Environment**, Amsterdam, v. 220, p. 137-145, 1998.

ZORNOZA, P.; ROBLES, S.; MARTIN, N. Alleviation of nickel toxicity by ammonium supply to sunflower plants. **Plant and Soil**, The Hague, v. 208, p. 221-226, 1999.