

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CAMPUS DE MARECHAL CÂNDIDO RONDON
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO MESTRADO EM AGRONOMIA

PATRÍCIA ANDRÉA BERTUOL MONTOVANI

FITODISPONIBILIDADE DE METAIS PESADOS NA CULTURA DO MILHO (*Zea mays*) CULTIVADO EM SOLOS COM DIFERENTES TEXTURAS, TRATADOS COM BIOSSÓLIDO

MARECHAL CÂNDIDO RONDON

2010

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CAMPUS DE MARECHAL CÂNDIDO RONDON
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO MESTRADO EM AGRONOMIA

PATRÍCIA ANDRÉA BERTUOL MONTOVANI

FITODISPONIBILIDADE DE METAIS PESADOS NA CULTURA DO MILHO (*Zea mays*) CULTIVADO EM SOLOS COM DIFERENTES TEXTURAS, TRATADOS COM BIOSSÓLIDO

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Agronomia pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE.

Orientador: Prof. Dr. Affonso Celso Gonçalves Junior

Co-orientador: Prof. Dr. José Renato Stangarlin

Linha de pesquisa: Sistema de Produção Sustentáveis

MARECHAL CÂNDIDO RONDON

2010

Dedico este trabalho ao querido meu

Tales Montovani

exemplo de humildade, de pessoa espiritual, de
paz... de amor! Pelo carinho com que tem cuidado
de mim... por caminhar ao meu lado, dando força e
felicidade.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço muito a Jeová Deus por me dar um objetivo significativo na vida, paz mental, felicidade e acima de tudo poder além do normal.

Obrigado professor Affonso pela sugestão de ter feito este trabalho, pelo estímulo a pesquisas e pelo grande apoio recebido na elaboração deste trabalho.

Aos meus pais pelo exemplo de dedicação, trabalho e grande companheirismo.

Ao homem da minha vida, Tales, pelo amor, carinho, empatia e o grande incentivador para eu chegar até aqui.

Meu obrigado também as grandes companheiras Alice, Franciele, Ana Caroline e Viviane. Ao Ivair pelas sementes, fertilizantes e atenção.

Aos professores José Renato, Cláudio e Edileusa pelas utilíssimas informações para o desenvolvimento deste trabalho.

Também ao colega Herbert, pela grande ajuda prestada nas análises estatísticas. A Cristiane pela ajuda nas análises de clorofila.

Não posso esquecer do Gilmar, e de cada um dos colegas do GESOMA, Mayara, Leonardo, Gustavo, Endrigo, Daniel, Emersom e também ao Raimundo pelo trabalho em equipe e pela valiosa ajuda durante o desenvolvimento experimental deste trabalho.

A SANEPAR, pelo biossólido.

A CAPES, pela bolsa e incentivo a pesquisas científicas.

***“Para todas as coisas tenho força em virtude
daquele que me confere poder”***

Filipenses 4:13

FITODISPONIBILIDADE DE METAIS PESADOS NA CULTURA DO MILHO (*Zea mays*) CULTIVADO EM SOLOS COM DIFERENTES TEXTURAS, TRATADOS COM BIOSSÓLIDO

RESUMO

Tem sido cada vez maior o incentivo a tecnologias que visem promover o aumento da produtividade agrícola sem causar graves danos ambientais. Alguns pesquisadores tem considerado a aplicação de biossólido na agricultura como uma alternativa de reciclagem sustentável. Ao passo que discussões sobre a disposição de biossólidos, os efeitos sobre o ambiente e saúde pública vêm se destacando no cenário internacional. Poucos são os estudos que abrangem estes aspectos nos solos tropicais. Objetivou-se com este trabalho determinar a fitodisponibilidade de metais pesados em milho tratados com diferentes doses de biossólido (0, 10, 20, 40 e 60 t ha⁻¹), cultivado em dois solos de diferentes texturas, LVd e LVe, acrescidos ou não com NPK. O delineamento utilizado foi inteiramente casualizado (DIC) em esquema fatorial 5x2x2, com quatro repetições, totalizando 80 unidades experimentais. Foram avaliados atributos químicos do solo, os teores de clorofila, de metais pesados e macronutrientes no tecido vegetal do milho, bem como as variáveis biométricas das plantas de milho. Todos os dados obtidos experimentalmente do tecido vegetal do milho foram submetidos a análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Verificou-se que a aplicação de biossólido não proporcionou teores fitotóxicos de metais pesados na planta, no entanto, também não apresentou potencial de substituição da adubação convencional NPK. Observou-se que as plantas apresentaram acúmulo de matéria seca maior no solo de textura média, comportamento esperado nas condições em que se realizou o experimento, onde os nutrientes não sofrem percolação e estão mais disponíveis para a planta.

Palavras-chave: Lodo de esgoto, tóxico, micronutrientes, macronutrientes, diferentes texturas.

PHYTOAVAILABILITY OF HEAVY METALS IN MAIZE (*Zea mays*) GROWN IN SOILS WITH DIFFERENT TEXTURES, TREATED WITH BIOSOLIDS

ABSTRACT

It has been increasingly encouraging technologies to promote increased agricultural productivity without serious environmental damage. Some researchers have considered the application of sewage sludge in agriculture as a sustainable alternative to recycling. While discussions on the disposal of biosolids, the effects on the environment and public health have been increasing in the international arena. There are few studies that to cover these aspects in tropical soils. The objective of this work was to determine the phytoavailability of heavy metals in corn treated with different doses (0, 10, 20, 40 and 60 t ha⁻¹) of sludge, grown in two soils of different textures, LVd and LVe, with or without NPK. The design was completely randomized in 5x2x2 factorial arrangement with four replications, totaling 80 units well experimental. We evaluated the chemical properties of soil, the chlorophyll, heavy metals, macronutrients content in plant tissue from corn, and biometrics variables of maize plants. All data obtained experimentally in maize plant tissue were subjected to analysis of variance and means compared by Tukey test at 5% probability. The results showed that the application of biosolids did not provide phytotoxic levels of heavy metals in the plant, however, did not show potential replacement conventional NPK fertilizer. It was observed that the plants had higher income in the medium soil, expected behavior under conditions where the experiment took place, where nutrients are not suffering, and percolation are more available to the plant.

Keywords: Sewage sludge, toxic, micronutrients, macronutrients, differences texture.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Extração média de nutrientes pela cultura do milho para produção de grãos em diferentes níveis de produtividade.	18
Tabela 2. Valores de referência dos teores foliares de macronutrientes adequados para a cultura do milho.	19
Tabela 3. Exemplos de alternativas de destino final para o lodo de esgoto praticadas em alguns países da Europa e dos Estados Unidos (%).	23
Tabela 4. Origem provável dos metais pesados presentes nos biossólidos.	28
Tabela 5. Teores de metais pesados que ocorrem naturalmente em solos sem contaminação.	32
Tabela 6. Teores tóxicos de alguns metais pesados em plantas.	34
Tabela 7. Valores de referência dos teores foliares de metais pesados adequados para a cultura do milho.	34
Tabela 8. Análise granulométrica do solo.	45
Tabela 9. Análise química dos solos.	45
Tabela 10. Teores de metais pesados nos solos.	45
Tabela 11. Análise química do biossólido.	46
Tabela 12. Teores dos metais pesados no biossólido.	46
Tabela 13. Características químicas do solo após o término do experimento nos tratamentos com aplicação de adubação NPK (CNPk) e sem NPK (SNPK) no Latossolo Vermelho distroférico.	54
Tabela 14. Características químicas do solo após o término do experimento nos tratamentos com aplicação de adubação NPK (CNPk) e sem NPK (SNPK) no Latossolo Vermelho eutrófico.	55
Tabela 15. Análise de variância para os teores de N, P, K, Ca e Mg no tecido foliar do milho.	57
Tabela 16. Valores médios dos teores de N, K, Ca e Mg no tecido foliar do milho em função do solo.	57
Tabela 17. Valores médios dos teores de N e Ca no tecido foliar do milho em função do NPK.	58

Tabela 18. Valores médios dos teores de N, P, Ca e Mg no tecido foliar do milho em função da interação Solo x NPK.	59
Tabela 19. Valores médios dos teores de N, P e Ca no tecido foliar do milho em função da interação Dose x NPK.	59
Tabela 20. Valores médios dos teores de N, Ca e Mg no tecido foliar do milho para Latossolo Vermelho distroférrico.	60
Tabela 21. Valores médios dos teores de N, Ca e Mg no tecido foliar do milho para Latossolo Vermelho eutrófico.	60
Tabela 22. Valores médios dos teores de N, Ca e Mg no tecido vegetal do milho em função dos solos com aplicação de adubação NPK.	62
Tabela 23. Valores médios dos teores de N, Ca e Mg no tecido vegetal do milho em função dos solos sem aplicação de adubação NPK.	62
Tabela 24. Análise de variância para os teores de Cu, Zn, Fe, Mn, Cd, Pb e Cr no tecido foliar do milho.	63
Tabela 25. Valores médios dos teores de Cu, Zn, Fe e Pb no tecido foliar do milho em função do solo.	63
Tabela 26. Valores médios dos teores de Cu, Zn, Fe e Mn no tecido vegetal do milho com a aplicação das doses de biossólido.	64
Tabela 27. Valores médios dos teores de Zn e Cr no tecido foliar do milho em função do NPK.	65
Tabela 28. Valores médios dos teores de Cu, Zn e Cr no tecido foliar do milho em função da interação Solo x Dose.	66
Tabela 29. Análise de variância para de massa seca (MS), massa fresca (MF), número de folhas (NF) e altura das plantas de milho.	67
Tabela 30. Valores médios para massa seca (MS), massa fresca (MF) e altura das plantas de milho em função do solo.	68
Tabela 31. Valores médios para massa seca (MS), massa fresca (MF), número de folhas (NF) e altura das plantas de milho em função do NPK.	68
Tabela 32. Valores médios de massa fresca (MF) e número de folhas (NF) em função da interação Solo x NPK.	69
Tabela 33. Valores médios para massa seca (MS) e massa fresca (MF) em função da interação Solo x Dose.	69

Tabela 34. Valores médios para massa seca (MS) e massa fresca (MF) das plantas de milho em função das aplicações de bio sólido e adubação NPK.	70
Tabela 35. Valores médios de massa seca (MS) do tecido foliar do milho para as diferentes adubações em função dos solos.	71
Tabela 36. Valores médios de massa seca (MS) do tecido foliar do milho para os diferentes solos em função das diferentes adubações.	71
Tabela 37. Análise de variância para o teor clorofila.	72
Tabela 38. Valores médios dos teores de clorofila no tecido vegetal do milho com a aplicação das doses de bio sólido nos diferentes solos, com e sem aplicação da adubação NPK.	73
Tabela 39. Valores médios dos teores de clorofila no tecido vegetal do milho com a aplicação das doses de bio sólido com e sem aplicação da adubação NPK, nos diferentes solos.	74

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1. Taxa de aplicação de Biossólido.	29
Equação 2. Cálculo de N disponível.	29
Equação 3. Determinação de clorofila a.	51
Equação 4. Determinação de clorofila b.	51
Equação 5. Determinação de carotenóides	51

LISTA DE SIGLAS, ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

ANAVA – Análise de variância

Al – Alumínio

Ca – Cálcio

CaO – Óxido de cálcio

CELA – Comissão Estadual dos Laboratórios de Análises Agronômicas do Paraná

Cd – Cádmiio

Cl – Clorofila

cm – Centímetros

$\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ – Centimol de carga por decímetro cúbico

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CTC – Capacidade de troca catiônica

Cr – Cromo

Cu – Cobre

DIC – Delineamento inteiramente casualizado

DKB – Dekalb

EAO – Espécies ativas de oxigênio

ETE – Estações de Tratamento de Esgoto

Fe – Ferro

Fe^{2+} – Ferroso

Fe^{3+} – Férrico

Fe_2O_3 – Hematita

Fe_3O_4 – Magnetita

$\text{FeO}(\text{OH})$ – Limonita

FeCO_3 – Siderita

FeS_2 – Pirita

FeTiO_3 – Ilmenita

g – Gramas

g dm^{-3} – Gramas por decímetro cúbico

g ha^{-1} – Gramas por hectare

g kg^{-1} – Gramas por quilograma

g mol^{-1} – Gramas por mol

GDU – Unidade de grau dia
H – Hidrogênio
ha⁻¹ – Hectare
Hg – Mercúrio
IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente
IAP – Instituto Ambiental do Paraná
K – Potássio
kg – Quilograma
kg ha⁻¹ – Quilograma por hectare
LVd – Latossolo Vermelho distroférico
LVe – Latossolo Vermelho Eutrófico
m – Metros
mg gpf⁻¹ – Miligramas por grama por folha
Mg – Magnésio
mm – Milímetro
MS – Massa seca
MF – Massa fresca
mg dm⁻³ – Miligramas por decímetro cúbico
mg kg⁻¹ – Miligramas por quilograma
mL – Mililitros
mg kg⁻¹dia⁻¹ – Miligramas por quilograma por dia
mg dia⁻¹ – Miligramas por dia
Mn – Manganês
MP-SP – Ministério Público de São Paulo
Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA),
Mo – Molibdênio
N – Nitrogênio
NF – número de folhas
NS – Não significativo
ND – Não detectável
NH₄⁺ - Amônio
NO₃⁻ – Nitrato
NO₂⁻ - Nitrito
nm – Nanômetro

Ni – Níquel

° – Graus

P – Fósforo

Pb – Chumbo

pH – Potencial hidrogeniônico

RALF – Reator Anaeróbico de Leito Fluidificado

S – Enxofre

SB – Soma de bases

sp – Espécies

TFSE – Terra Fina Seca em Estufa

TFSA – Terra Fina Seca ao Ar

USEPA – United States Environmental Protection Agency

v – Vegetativo

r – Reprodutivo

V1 – Estádio de uma folha da planta de milho completamente desenvolvidas

V2 – Estádio de duas folhas da planta de milho completamente desenvolvidas

V3 – Estádio de três folhas da planta de milho completamente desenvolvidas

VT – Pendoamento

VE – Emergência

Zn – Zinco

WEF – Water Environmental Federation

W - Oeste do Meridiano de Greenwich

** - significativo a 1% de probabilidade pelo teste de F (Fisher).

* - significativo a 5% de probabilidade pelo teste de F (Fisher)

% – Porcentagem

‘ – Minutos

“ – Segundos

µg – Micrograma

µmol mL⁻¹ – Micromol por mililitro.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 REVISÃO DE LITERATURA	18
2.1 Milho	18
2.2 Biossólido	21
2.2.1 Alternativas de destinação final de biossólidos	21
2.2.2 Utilização de biossólidos na agricultura brasileira	23
2.2.2.1 Benefícios	26
2.2.2.2 Aspectos e riscos ambientais	26
2.2.2.3 Legislação brasileira a aplicação de biossólido	29
2.3 Metais pesados	31
2.3.1 Metais pesados em solos	32
2.3.2 Metais pesados em plantas	33
2.3.3 Aspectos importantes dos metais pesados	35
2.3.3.1 Cobre (Cu)	35
2.3.3.2 Zinco (Zn)	36
2.3.3.3 Ferro (Fe)	37
2.3.3.4 Manganês (Mn)	39
2.3.3.5 Cádmio (Cd)	40
2.3.3.6 Chumbo (Pb)	41
2.3.3.7 Cromo (Cr)	42
3 MATERIAL E MÉTODOS	44
3.1 Solos	44
3.1.1 Caracterização física e química dos solos	44
3.2. Biossólido	45
3.2.1 Caracterização química do biossólido	46
3.3 Planta teste	47
3.4 Fertilizante	47
3.5 Caracterização do local de condução do experimento	47
3.6 Delineamento experimental	47
3.7 Instalação e condução do experimento	49
3.8 Avaliação do experimento	49
3.8.1 Coleta e análise de tecido vegetal	50
3.8.2 Coleta e análise das amostras de solo	51

3.9 Análise dos dados	51
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
4.1 Atributos químicos do solo.....	53
4.2 Tecido Foliar.....	56
4.2.1 Macronutrientes	56
4.2.2 Metais Pesados	63
4.2.3 Variáveis biométricas do milho	67
4.2.4 Teor de clorofila	72
5 CONCLUSÕES	75
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	76
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77

1 INTRODUÇÃO

No século XX, a população mundial aumentou de 1,6 bilhões para 6,1 bilhões e estima-se que em 2050 irá aproximar-se dos 9 bilhões (AMORIM et al., 2009). Para suprir esta demanda alimentícia será necessário aumentar a produção agrícola em 70% sendo que no caso de alguns países subdesenvolvidos deve ocorrer um aumento de quase 100% (FAO, 2008).

As tecnologias desenvolvidas para produção de alimentos nos últimos anos têm se deparado com uma pressão constante entre o aumento de produção e desenvolvimento sustentável. Tem se verificado que de maneira geral, os solos não se apresentam em condições de atender às necessidades das culturas. Dessa forma, o homem tem que intervir por meio de um manejo adequado do sistema solo-planta, incluindo a aplicação de fertilizantes minerais, orgânicos, adubação verde e outros sistemas de manejo (ZEITUNI, 2005; GONÇALVES Jr. et al., 2000). O cultivo em solos de baixa fertilidade, a calagem e o aumento da produtividade, são fatores que têm favorecido o aumento das deficiências de micronutrientes (GONÇALVES Jr. et al. 2007).

Outra preocupação em decorrência do aumento populacional é em virtude do crescente volume de lixo produzido e disposição final destes resíduos. Pela busca de uma alternativa prática e simples de destinação final do lixo doméstico produzido e ao mesmo tempo fornecimento de nutrientes para diversas culturas, pesquisadores no Brasil, com destaque no Paraná e São Paulo, têm incentivado a reciclagem agrícola do lodo de esgoto, biossólido, como uma técnica alternativa a adubação mineral convencional (BOEIRA e SOUZA, 2007).

Todavia, até hoje são discutidos os efeitos da disposição de biossólidos nos solos, nas plantas, nas águas subterrâneas, nos microrganismos do solo, na saúde humana, bem como os regulamentos e normas de utilização dos biossólidos na agricultura, fazendo se, portanto, necessárias pesquisas mais aprofundadas em solos tropicais (BARBOSA et al., 2007; BOIERA e SOUZA, 2007; ARAÚJO et al., 2009).

Um efeito negativo da aplicação de biossólido é provocado pela incorporação de metais pesados tóxicos, que podem reduzir a biomassa microbiana do solo, inibir a fixação de nitrogênio e reduzir a atividade enzimática (MARQUES et al., 2001). A acumulação de metais pesados em solos pode conduzir não apenas à

diminuição da produtividade das culturas em decorrência de seus efeitos fitotóxicos, mas também a efeitos deletérios à saúde humana e animal (FREITAS et al., 2009). De modo que a utilização de biofertilizantes exige a busca de informações consistentes que possam garantir sua utilização segura (COSTA et al, 2009).

Visto que são poucas as informações relacionadas com impactos ambientais e uso sustentável de biofertilizantes, os objetivos deste trabalho foram: determinar a fitodisponibilidade de metais pesados em plantas de milho cultivado com biofertilizante, acrescidos ou não de adubação química, bem como avaliar os atributos químicos do solo após o término do experimento; avaliar o teor de macronutrientes e de clorofila nas plantas de milho nos diferentes tratamentos e verificar as seguintes variáveis biométricas da cultura do milho: número de folhas, massa seca, massa fresca e altura das plantas.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Milho

O milho é uma planta monocotiledônea que pertence à ordem Poales, família Poaceae, e seu nome científico é *Zea mays* L. (DOEBLEY, 1990).

É uma planta de ciclo vegetativo muito variado podendo ser proveniente de materiais genéticos (híbridos ou variedades cultivadas) extremamente precoces, cuja polinização pode ocorrer 30 dias após a emergência, compreendendo também um ciclo que pode alcançar 300 dias (FANCELLI e DOURADO NETO, 1999). A Tabela 1 apresenta a quantidade de nutrientes extraídos do solo pela planta de milho.

Tabela 1. Extração média de nutrientes pela cultura do milho para produção de grãos em diferentes níveis de produtividade.

Produtividade t ha ⁻¹	Nutrientes				
	N	P	K	Ca	Mg
3,65	77	9	83	10	10
5,80	100	19	95	7	17
7,87	167	33	113	27	25
9,17	187	34	143	30	28
10,15	217	42	157	32	33
18,65	231	26	259	58	32

Fonte: COELHO e FRANÇA, 2008

Dentre os nutrientes essenciais ao crescimento e desenvolvimento das plantas, destaca-se o papel que o nitrogênio (N) desempenha no milho. Esse elemento é constituinte essencial dos aminoácidos, principais integrantes de proteínas. Como a formação dos grãos depende de proteínas na planta, a produção do milho está diretamente relacionada com o suprimento de N (YAMADA, 2000). A Tabela 2 apresenta valores de referência dos teores foliares de macronutrientes adequados para a cultura do milho.

Tabela 2. Valores de referência dos teores foliares de macronutrientes adequados para a cultura do milho.

Elemento	Teor (g kg ⁻¹)
N	27,5-32,5
P	2,5-3,5
K	17,5-22,5
Ca	2,5-4,0
Mg	2,5-4,0

Fonte: Martinez et al. (1999).

Todas as plantas de milho seguem um mesmo padrão de desenvolvimento, porém, os intervalos de tempo específico entre os estádios e o número total de folhas desenvolvidas podem variar entre cultivares diferentes, ano agrícola, data de plantio e local. Em uma planta de milho de ciclo normal geralmente a floração ocorre aos 65 dias. O sistema de identificação divide o desenvolvimento da planta em vegetativo (V) e reprodutivo (R). Subdivisões dos estádios vegetativos são designados numericamente como V1, V2, V3 até Vn; em que (n) representa a última folha emitida antes do pendoamento (VT). O primeiro e o último estádios V são representados, respectivamente, por (VE, emergência) e (VT, pendoamento) (MAGALHÃES et al., 2002).

O milho é o cereal que possui o maior número de produtos industrializados. Esta gramínea constitui um dos principais insumos para o segmento produtivo de cadeias pecuaristas. No Brasil, 85% do milho é utilizado na alimentação animal, tanto na forma *in natura* como ração de bovinos, suínos, aves e peixes (ABIMILHO, 2006). O milho é utilizado, não somente na alimentação animal e humana, mas também nas indústrias farmacêutica, bélica e aérea (ALESSI et al., 2003).

Os primeiros registros do cultivo do milho foram encontrados em pequenas ilhas próximas ao litoral do México, no golfo do México, há 7300 anos. Na América do Sul o milho é cultivado há pelo menos 4.000 anos (PERRY et al., 2006).

Atualmente o milho é cultivado e consumido em todos os continentes e sua produção só perde para a do trigo e do arroz. Constitui-se, portanto, um dos mais importantes cereais cultivados no mundo, em função do seu alto potencial de produção, composição química e valor nutricional (BALDO, 2007). São plantados cerca de 150 milhões de hectares de milho no mundo, com uma produção que oscila entre 550 a 580 milhões de toneladas. Os principais produtores de milho no mundo

são Estados Unidos, China, Brasil, México, França, Argentina e Índia. Os Estados Unidos são responsáveis por 25% da área plantada, 40% da produção, 30% do consumo e 70% das exportações. Os países asiáticos – Japão, Coréia e Taiwan, seguidos do México e do Egito são os maiores importadores (IBGE, 2007).

O mercado mundial de milho é abastecido basicamente por três países, os Estados Unidos, a Argentina e a África do Sul. A principal vantagem destes países é uma logística favorável, que pode ser decorrente da excelente estrutura de transporte (caso dos EUA), proximidade dos portos (caso da Argentina) ou dos compradores (caso da África do Sul). O Brasil eventualmente participa deste mercado, porém, a instabilidade cambial e a deficiência da estrutura de transporte até aos portos têm prejudicado o país na busca de uma presença mais constante no comércio internacional de milho (EMBRAPA, 2008).

Os Estados Unidos, em 2007, ocuparam a posição de maior produtor mundial de milho (332.092 toneladas). Porém, a elevação dos preços do petróleo e a necessidade de utilização de fontes energéticas menos poluentes têm incentivado a produção de biocombustíveis naquele país (FAO, 2008). A retração da oferta de milho dos Estados Unidos no mercado internacional, como maior produtor e exportador, impulsiona os preços do produto, afetando as cotações internacionais. O uso industrial de milho na China, um mercado novo e crescente, pode beneficiar países como o Brasil e a Argentina, pois haverá espaço no mercado para a ampliação da oferta do produto (AGRIANUAL, 2007).

O milho é o principal cereal produzido no Brasil, cultivado em cerca de 14,8 milhões de hectares, com produção de aproximadamente 58,6 milhões de toneladas de grãos e produtividade média de 4,0 toneladas por hectare (IBGE, 2008).

O estado líder na sua produção no Brasil é o Paraná, seguido de Minas Gerais, Rio Grande do Sul e São Paulo. A produção de milho, juntamente com a soja, contribui com cerca de 80% da produção de cereais no Brasil, apresentando, nos últimos vinte e oito anos, taxas de crescimento da produção de 3,0% ao ano e da área cultivada de 0,4% ao ano (EMBRAPA, 2008).

Diante da importância deste cereal, muitas pesquisas têm sido realizadas para possibilitar o aumento da produtividade do milho. Os principais fatores que contribuíram para a produtividade da cultura do milho foram a maior aplicação de fertilizantes nitrogenados aliada ao aumento na população de planta e ao melhoramento genético (DUETE et al., 2009).

2.2 Biossólido

A Water Environmental Federation (WEF) utiliza o termo biossólido para designar o lodo que passa por processo de tratamento biológico e que apresenta potencial de uso benéfico em sistemas agro-florestais, sem apresentar riscos à saúde humana e animal (POGGIANI et al., 2000).

Entre as alternativas de tratamento biológico para a produção de lodo de esgoto, biossólido, a digestão anaeróbia tem sido mais utilizada pelas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE). Muitas são as vantagens que a digestão anaeróbia apresenta, comparada aos métodos aeróbios convencionais, dentre elas, citam-se a baixa produção de lodo, a baixo custo de investimento inicial, e a utilização de menor quantidade de energia para a operação do sistema. Além disso, o processo gera biogás, que pode ser utilizado como fonte de energia de forma direta ou convertido em energia elétrica para ser utilizada na própria estação de tratamento ou em outras atividades. O tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos pode ser realizado com reatores anaeróbios em batelada e reatores anaeróbios contínuos (LUNA et al., 2009).

O biossólido é um resíduo sólido de composição variável, rico em matéria orgânica. As características e composição do biossólido estão relacionadas com a densidade populacional, urbanização, hábitos sanitários, condições ambientais, estação do ano, perfil de saúde da comunidade que gera o lodo e também o sistema de tratamento existente (FERNANDES, 1999).

2.2.1 Alternativas de destinação final de biossólidos

A quantidade de resíduos sólidos gerados diariamente no Brasil atinge cerca de 241.614 toneladas, das quais 76% são depositados a céu aberto em lixões. As possibilidades mais usuais para disposição final do biossólido são: 23% em aterros sanitários (aterro exclusivo ou em co-disposição com resíduos sólidos urbanos); 0,9% reutilização industrial (produção de agregado leve, fabricação de tijolos e cerâmica e produção de cimento); 0,1% incineração exclusiva e co-incineração com resíduos sólidos urbanos; conversão em óleo combustível;

disposição oceânica; recuperação de solos (recuperação de áreas degradadas e de mineração) e uso agrícola e florestal (BETTIOL e CAMARGO, 2000; OLIVEIRA, 2007).

No caso de aterros sanitários, o lodo é confinado em células previamente impermeabilizadas e recoberto com terra no mesmo dia para evitar problemas de odores, atração de insetos, pássaros, etc (ANDREOLI, 1999).

É fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permite um confinamento seguro em termos de controle de poluição ambiental, proteção à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais (OLIVEIRA, 2007). É uma alternativa que requer cuidadosos estudos de implantação e um programa de monitoramento ambiental, uma vez que os aterros produzem líquidos percolados, que se atingirem o lençol freático, pode haver contaminação de metais pesados e contaminantes orgânicos. No entanto, é considerado a forma mais barata, no curto prazo, para a destinação final dos resíduos sólidos domésticos em cidades médias e grandes (PHILIPPI Jr., 2005).

A incineração constitui um processo de redução de peso e volume dos resíduos por intermédio de queima controlada (OLIVEIRA, 1992). É uma alternativa que apresenta elevado custo por tonelada tratada e problemas secundários de poluição atmosférica (ANDREOLI, 1999).

Este método é muito utilizado para tratamento de resíduos de serviços de saúde, já que destroem diversos compostos químicos tóxicos presentes. Requer cuidados operacionais sofisticados. Em grandes centros com escassez de áreas, a incineração de resíduos sólidos domésticos também é uma alternativa adequada (PHILIPPI Jr., 2005).

No entanto o que mais se observa, no Brasil, é que a destinação final do lodo de esgoto, foi nos últimos anos, acumulado nas áreas próximas as estações de tratamentos de esgotos com riscos ambientais imprevisíveis. Certamente, a falta de uma alternativa segura de tratamento e destino final do lodo gerado em uma ETE pode anular de modo significativo os benefícios do saneamento. O Brasil, apesar de ser um país continental, utiliza inadequadamente seus recursos naturais de modo sustentável (GONÇALVES Jr. et al., 2008).

Diante desse passivo ambiental, muitos pesquisadores consideram a utilização agrícola do biossólido como potencial de destinação final, sugerindo como uma alternativa para diminuir problemas ambientais.

O uso de dejetos na agricultura iniciou-se na China. No ocidente, os resíduos sanitários começaram a ser utilizados na agricultura com mais intensidade a partir de 1900, quando a Inglaterra enfrentou uma epidemia de cólera de proporções alarmantes. Em 1998, nos Estados Unidos quase 50 por cento do lodo produzido foi tratado e utilizado em sistemas agroflorestais (EIFLER, 2005).

A Tabela 3 apresenta exemplos de alternativas de destino final para o lodo de esgoto praticadas em alguns países da Europa e dos Estados Unidos.

Tabela 3. Exemplos de alternativas de destino final para o lodo de esgoto praticadas em alguns países da Europa e dos Estados Unidos (%).

País	Aterros sanitários	Agricultura	Incineração	Disposição oceânica
França	40	40	20	0
Dinamarca	27	37	28	8
Grã- Bretanha	19	46	5	30
Alemanha	65	25	10	0
Itália	55	34	11	0
Portugal	28	11	0	61
Bélgica	50	28	22	0
Estados Unidos	37	34	17	7

Fonte: Bonnin, 1996

No Brasil, a utilização de bio sólidos na agricultura é uma prática pouco expressiva (TRANNIN et al., 2008). As pesquisas para o aproveitamento do bio sólido na agricultura iniciaram na década de 1980, com os pesquisadores Wagner Bettiol e Paulo de Campos Torres de Carvalho, estudos na área florestal são recentes, começaram em 1998, através de um grupo de pesquisadores da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (EIFLER, 2005).

2.2.2 Utilização de bio sólidos na agricultura brasileira

Existem dúvidas a respeito da mobilidade dos metais pesados em solos tropicais, justificadas, em parte, pela carência de estudos de longo prazo, agravados pela tendência de grande mobilidade desses metais, já que nessas regiões predominam solos altamente intemperizados sob regimes de temperatura e precipitações pluviais elevadas (OLIVEIRA et al., 2002). Nas regiões árticas e sub-

árticas a temperatura não atua com intensidade, os longos invernos e os curtos verões, originam solos com desfavoráveis condições para percolação. Nas regiões frias há maior acúmulo de material orgânico, isto devido a menor atividade microbiana e por conseguinte, menor decomposição (VIEIRA, 1988).

Embora, é indiscutível que haja o intuito de prosseguir com o desenvolvimento sustentável nos sistemas de reciclagem desses resíduos (GONÇALVES Jr. et al., 2007), até hoje não há informações consistentes em solos brasileiros que garantem a utilização segura de biossólido na agricultura (COSTA et al., 2009).

Nos trópicos e sub-trópicos, devido a mais alta temperatura, ocorre rapidamente a decomposição da matéria orgânica pela ação dos microorganismos. As condições dos climas tropicais úmidos são muito favoráveis ao acentuado intemperismo, isto se deve a alta temperatura associada com umidade e uma constante remoção de elementos químicos lixiviados da superfície para as camadas profundas (VIEIRA, 1988).

A percolação através de solos contaminados pode atingir mananciais superficiais e não superficiais. Ferreira et al. (2001) considera o biossólido entre outras atividades antrópicas como fonte primária de contaminação do solo, de modo que as diversas comunidades aquáticas e as suas inter-relações recíprocas podem ser diretamente afetadas pelos elementos metálicos em suas funções biológicas fundamentais como reprodução, crescimento e sobrevivência.

Os solos brasileiros, em sua grande maioria inserida em regiões tropicais, são, portanto, em geral, pobres, como decorrência de perdas constantes por lixiviação de elementos químicos como N, P e K (FERREIRA e BECEGATO, 2005).

Vale ressaltar que estudos relacionados com o uso de condicionadores em solos contaminados por metais pesados foram, em sua maioria, desenvolvidos para solos de clima temperado. Nos solos tropicais, em condições diferentes, em sua maioria, exibem valores de pH igual ou menores que cinco e reduzidos teores de matéria orgânica e de nutrientes, em especial P, além de elevados conteúdos de óxidos de Fe, a resposta de condicionadores de solo com relação à mobilidade e disponibilidade de metais pesados pode ser diferenciada (SILVEIRA et al., 2008).

BASTA E SLOAM (1999) não recomendam o uso de biossólidos ácidos em solos com reação também ácida, em virtude de aumentar os riscos de lixiviação e de

fitotoxicidade de metais. GONÇALVES e CERETTA (1999) consideram que, em condições tropicais, é difícil obter aumentos significativos nos teores de matéria orgânica, o suficiente para atuar sobre os atributos físicos do solo em curto espaço de tempo. De fato, MELO et al. (2004) observaram diminuição da densidade do solo e aumento da macroporosidade em dois Latossolos somente após 5 anos de aplicação de bio sólido.

A preocupação com depredação dos solos pela utilização não sustentável de solos não agricultáveis é baseada no princípio que o solo é um bem finito, ou seja quando grandes quantidades de determinado poluente, como os metais pesados são adicionados no solo, uma parte é retida na forma de íons adsorvidos, porém quando um excesso destes elementos for adicionado, isto é, quantidade maior que a CTC do solo permite adsorver, será permeado até o lençol freático que, conseqüentemente, será o destino final destes elementos. Portanto, ao preservar o solo, estará conseqüentemente preservando as águas. Entretanto, se águas poluídas forem utilizadas para a irrigação de lavouras, contaminará os solos e, deste modo, inviabilizando a agricultura. Em síntese, o ciclo água atmosfera solo deve ser preservado (LUCHESE et al., 2002).

Certamente, o acúmulo de metais pesados tóxicos em solos agrícolas é um aspecto de grande preocupação quanto à segurança ambiental. Esses elementos podem expressar seu potencial poluente diretamente nos organismos do solo, pela disponibilidade às plantas em níveis fitotóxicos, além da possibilidade de transferência para a cadeia alimentar, por meio das próprias plantas, ou pela contaminação das águas de superfície e subsuperfície (CHANG et al., 1987).

Sendo que os metais de maior interesse em ecossistemas aquáticos são o Cu, o Zn, o Cd, o Hg e o Pb. A forma química dos metais pesados afeta significativamente sua disponibilidade para os organismos aquáticos e, portanto, a toxicidade. Sendo que, as formas não complexadas de íons metálicos são melhor assimiladas pelos organismos do que as formas complexadas (FERREIRA et al., 2001).

2.2.2.1 Benefícios

Vários estudos no Brasil indicam a eficácia do uso agrícola de biossólidos, como fonte de nutrientes para culturas, para o aumento no volume do solo e também promovendo a agregação das partículas do solo (SILVA et al., 2002; OLIVEIRA e MATTIAZO, 2001; MELO et al., 1994; BERTON et al., 1989). Este pode conferir ao solo maior capacidade de retenção de água, maior resistência à erosão, efeito residual utilizável para culturas subsequentes e possivelmente induzir à supressividade dos solos aos fitopatógenos (PASCUAL et al., 2000; TSUTIYA, 2001; MELFI e MONTES, 2001; MELO e MARQUES, 2000).

Para BEHLING (2009) o uso agrícola do biossólido pode ser uma alternativa de menor impacto para a sua disposição final, proporcionando aos agricultores, a oportunidade de reduzir os custos com fertilizantes inorgânicos e a a solução parcial para a disposição deste material, pelos órgãos responsáveis.

Em estudos com aplicação de biossólido verificou-se aumento na produtividade nas culturas de soja, mamona, milho e feijão (BEHLING, 2009; CHIARADIA et al., 2009; BARBOSA et al., 2007; GADIOLI e NETO, 2004). As gramíneas milho, trigo, cana-de-açúcar e sorgo, pelas suas características, são as culturas mais recomendadas e as que respondem ao uso do biossólido (SANEPAR, 1997).

2.2.2.2 Aspectos e riscos ambientais

Os biossólidos podem conter compostos orgânicos como resultado da disposição de águas residuárias industriais, comerciais, esgotos domésticos além de substâncias químicas provenientes da deposição atmosférica, que podem ter efeitos prejudiciais sobre a saúde do homem e meio ambiente em função do nível de contaminação, da taxa em que são acumulados nos grãos e tecido foliar de plantas e da biodisponibilidade. Portanto, quando se pretende fazer a reciclagem agrícola do biossólido, são reintroduzidos ao ambiente determinadas substâncias e microorganismos que devem ter sua influência avaliada na qualidade ambiental e, conseqüentemente na saúde humana (FENANDES, 1999).

As limitações da aplicação dos biossólidos referem-se à presença de poluentes como metais pesados (RANGEL et al., 2006), patógenos e compostos orgânicos persistentes, que podem causar impactos ambientais negativos, como os riscos de poluição das águas superficiais e subterrâneas (BETTIOL e CAMARGO, 2006).

Mesmo considerando que o Brasil possua uma Resolução (CONAMA, 2006) que permita a utilização de biossólidos na agricultura, deve-se destacar que infelizmente na busca de uma destinação final de resíduos domésticos e industriais existem pesquisadores interessados em liberar valores e teores de metais tóxicos disponíveis nos lodos de esgoto na agricultura sem ter dados que demonstrem a segurança ambiental desta prática (GONÇALVES Jr. e PESSOA, 2002). Isso tem acontecido também com insumos agrícolas, tão grave é o problema que tem sido discutida seriamente pela comunidade científica brasileira, a qual vem trabalhando junto ao Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA), Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e Ministério Público de São Paulo (MP-SP) para alterar a legislação pertinente a fertilizantes (NAVA, 2008).

O biossólido em função da composição do esgoto que lhe dá origem (industrial ou doméstico) pode apresentar maior ou menor quantidade de metais pesados. Tais resíduos possuem centenas de compostos orgânicos poluentes, como antibióticos, anticoncepcionais, cosméticos, hormônios, azeites, detergentes, antiinflamatórios, fármacos psiquiátricos, etc (BOEIRA e MAXIMILIANO, 2009).

Os teores de metais no biossólido estão relacionados à atividade econômica regional, a Tabela 4 destaca a suposta origem dos metais pesados presentes em biossólidos. Embora teoricamente o lodo de ETEs que recebem apenas efluentes domésticos contém pouca quantidade de metais pesados, considerando a própria natureza dos resíduos e das canalizações, é importante salientar que podem ocorrer ligações clandestinas de pequenas fontes tais como: laboratórios fotográficos, fábricas de bateria, lixo hospitalar e outras (FERNANDES, 1999).

Inclusive recentemente, em novembro de 2009, uma operação conjunta de 60 agentes do IBAMA com outros órgãos ambientais e polícia rodoviária Federal, com a prefeitura de Duque de Caxias do Rio de Janeiro fecharam três das 14 entradas que dão acesso ao aterro sanitário de Gramacho e notificou 21 caminhões de grande porte que faziam despejo irregular de lixo (NETO, 2009).

Tabela 4. Origem provável dos metais pesados presentes nos biossólidos.

Metal	Origem
Cu	Canalizações de água quente, fábrica de fios elétricos, radiadores de automóveis e tratamento de superfícies metálicas
Zn	Produtos farmacêuticos, fábrica de tintas, borracha, pilhas elétricas, galvanização
Fe	Indústrias de aço, carros, barcos, construção civil
Mn	Indústrias de aço e de brinquedos infantis, fábricas de tintas, pilhas
Cd	Indústrias de tratamento de superfícies metálicas, plásticos, fabricação de radiadores, borracha, pigmentos
Pb	Fabricação de baterias, tintas, escoamento pluvial de vias públicas, canalizações
Cr	Curtumes, fabricação de ligas especiais de aço, tratamento de superfícies metálicas

Fonte: ANRED, 1988

Embora no Brasil o uso agrícola de biossólidos tenha sido muito incentivado nos últimos anos, os riscos em longo prazo dessa prática ainda são pouco conhecidos. O uso agrícola de biossólidos pode reduzir as emissões de CO₂ em virtude da fixação de Carbono, com expressivos efeitos na mitigação do efeito estufa (SILVEIRA et al., 2008).

A utilização de resíduos urbanos na forma de biossólido, como já salientado pode elevar a concentração de metais pesados no solo a níveis capazes de causar danos à biota. Quando adicionados ao solo em níveis elevados, os metais são capazes de prejudicar as propriedades químicas e biológicas dos solos, provocando toxidez nas plantas e animais (ANDREOLI, 1999). A aplicação de biossólido durante longo período de tempo, observada por BELL et al. (1991), aumentou a concentração de metais pesados no solo, especialmente a de cádmio na fração trocável, e, conseqüentemente, o risco de incorporação desse metal na cadeia alimentar.

Nos países de clima temperado, os impactos provocados pelo uso de biossólidos nos solos agrícolas são de certa forma, bem conhecidos, tendo em vista, o grande número de trabalhos voltados para os problemas relacionados à interação biossólido/solo, e o monitoramento contínuo efetuado após sua aplicação (FERREIRA e NISHYAMA, 2003).

2.2.2.3 Legislação brasileira a aplicação de bio sólido

Em vista da necessidade de controle e monitoramento do uso agrícola dos bio sólidos, diversos países possuem normas técnicas regulamentando a maneira adequada de utilizar o resíduo, com destaque para os Estados Unidos, cujo órgão responsável pelo controle de impactos ambientais, a United States Environmental Protection Agency – USEPA (ZEITOUNI, 2005). No Brasil, A Resolução nº 375, de 29 de Agosto de 2006 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA desenvolveu normas regulamentando a disposição do bio sólido e seu uso agrícola. No Paraná o órgão que estabelece os limites aceitáveis de metais pesados é o Instituto Ambiental do Paraná (IAP).

A legislação vigente (CONAMA, 2006) determina que aplicação máxima anual de lodo de esgoto e produtos derivados em toneladas por hectare não deverá exceder o quociente entre a quantidade de N recomendada para a cultura em kg ha^{-1} (segundo a recomendação agrônômica oficial de cada Estado) e o teor de N disponível no lodo de esgoto de acordo com a equação 1.

$$\text{Taxa de aplicação} = \frac{\text{N recomendado}}{\text{N disponível}} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

Taxa de aplicação: Quantidade de bio sólido aplicado em t ha^{-1}

N recomendado: Quantidade de N recomendado para a cultura em kg ha^{-1}

N disponível: Quantidade de N disponível no bio sólido em kg t^{-1}

Para o cálculo de N disponível utiliza-se a equação 2.

$$\text{N disponível} = (\text{TMN}/100) \times (\text{N-Kjedahl} - \text{N-NH}_4^+) + 0,5 \text{N-NH}_4^+ + (\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-)$$

(Equação 2)

Onde:

TMN= Taxa de mineralização do N, em % (massa/massa)

N- Kjedhal= N orgânico total + N amoniacal, em mg kg^{-1}

N-NH₄⁺=N na forma de amônio, em mg kg^{-1}

$\text{N-NO}_3^- = \text{N}$ na forma de nitrato, em mg kg^{-1}

$\text{N-NO}_2^- = \text{N}$ na forma de nitrito, em mg kg^{-1}

A taxa de mineralização do N é medida em laboratório, em que a temperatura e os teores de umidade são mantidos sob controle. De modo que é necessário, ainda, um acompanhamento do processo de mineralização deste elemento no solo, considerando que em condições de campo ocorrerão flutuações climáticas, podendo ocorrer excessivas quantidades de NO_3^- e lixiviados podem contaminar águas subterrâneas (VIEIRA e CARDOSO, 2003).

No estado do Paraná não é recomendado o uso de biofóssido para horticultura e para cultivo de produtos consumido crus que tenham contato direto com o biofóssido. Seu uso só é recomendado para as culturas de milho, trigo, cana-de-açúcar, sorgo, frutíferas, espécies reflorestais e para recuperação de áreas degradadas (SANEPAR, 1997).

No entanto, devido à falta de rigidez da legislação no que tange ao descarte indiscriminado de lixo industrial os adubos, como por exemplo, o biofóssido, utilizados para suprir micronutrientes possuem uma composição, que além dos elementos desejáveis, também, em geral, contém metais pesados tóxicos, como Cd, Pb e o Cr. (GONÇALVES Jr. et al., 2000; GONÇALVES Jr. et al., 2002).

Infelizmente, as normas regulamentadoras do uso de biofóssido no Brasil seguem critérios de países de clima temperado. Os riscos desses procedimentos são evidentes. Os autores que defendem o uso de biofóssidos na agricultura argumentam que esta alternativa é justificada uma vez que resultados de pesquisas nas condições brasileiras ainda são escassos, apesar do grande avanço verificado em anos recentes (FERREIRA et al., 2001).

Inclusive, FERREIRA e NISHIYAMA (2003) consideram que tecnicamente, não é recomendável aproveitar os conhecimentos obtidos em regiões de clima temperado, cujas características ambientais, técnicas, culturais e sócio-econômicas são diferentes, principalmente com relação à característica físico-química dos biofóssidos e às propriedades específicas dos solos. É evidente que a mera adoção de normas de outros países, implica em riscos potenciais, ambientais e de saúde pública significativos, uma vez que podem vir a não proporcionar os níveis de proteção necessários.

2.3 Metais pesados

No decorrer das décadas, o termo “metal pesado” foi intensamente usado para elementos metálicos associado com a contaminação ambiental. Em anos mais recentes há uma tendência para assumir que todos os denominados “metais pesados” sejam altamente tóxicos ou apresentem propriedades ecotóxicas (DUFFUS, 2002).

Em 1992, BARCELÓ e POSCHENRIEDER atribuíram o termo metal pesado para elementos químicos que apresentam massa específica maior que 5 g cm^{-3} . Entretanto, outros autores como THORNTON (1995), FALBE e REGITZ (1996) propuseram outros valores de densidades acima de 6 e 5 g cm^{-3} , respectivamente. Quimicamente, o termo “pesado” implica elevada densidade, porém para DUFFUS (2002) qualquer conceito para definir “metais pesados” em relação à densidade deve ser descartada devido à falta de consenso.

Embora o termo metal pesado seja muito utilizado, a International Union Of Pure and Applied Chemistry (IUPAC) não apresenta definição para o termo “metal pesado. (McNAUGHT e WILKINSON, 1997).

Para FERREIRA (2001), metal pesado é definido como elemento com peso atômico superior a 20. Muitos destes elementos desempenham papel importante no metabolismo celular e no crescimento vegetal e animal (MONTEIRO, 2005).

Em seu trabalho, DUFFUS (2002) revisa um grande número de definições para o termo metal pesado, levando em consideração características químicas importantes, como densidade, massa atômica, número atômico, propriedades químicas, bem como definições que levam em consideração a toxicidade dos elementos. Para o autor a terminologia deve ser revista com especial atenção à sua relação com a química fundamental, pois o pensamento confuso pode levar à legislação inadequada e à generalidade nas tomadas de decisões dos órgãos regulamentadores.

Neste trabalho, os metais pesados estudados apresentam densidades maiores que 7 g cm^{-3} e ainda estão incluídos alguns elementos que são essenciais para os seres vivos na realização de diversas funções vitais em baixas concentrações, como por exemplo, Cu, Mn e Zn, também elementos que são considerados altamente tóxicos, como Cd, Pb e Cr.

2.3.1 Metais pesados em solos

Os metais pesados ocorrem naturalmente no solo, uma vez que os mesmos encontram-se presentes nas rochas de origem. Nos solos, os metais apresentam baixa mobilidade devido a tendência de estarem complexados com a matéria orgânica. A toxicidade de metais pesados no solo é, a princípio, muito baixa (CHAVES, 2008). A Tabela 5 apresenta os teores de metais pesados que ocorrem naturalmente em solos sem contaminação.

Tabela 5. Teores de metais pesados que ocorrem naturalmente em solos sem contaminação.

Metal	Teor (g kg ⁻¹)
Cd	0,0005
Cr	0,0500
Cu	0,0200
Pb	0,0500
Zn	0,0800

Fonte: Kabata-Pendias & Pendias, 2000.

A adsorção de metais pesados no solo depende da natureza da fase sólida e da proporção dos seus constituintes e das propriedades e espécies metálicas presentes na fase líquida (NAIDU et al., 1994). Nos solos tropicais e intemperizados se encontram minerais secundários como a caulinita, os óxidos de Fe, goethita e hematita, e Al, componentes importantes na retenção de metais pesados. Propriedades como força iônica do meio e pH, modificam a superfície de carga dos colóides, regulando a magnitude da adsorção nesses solos (NAIDU et al., 1998; FONTES et al., 2001).

As atividades antrópicas, porém, podem alterar significativamente os ciclos geoquímicos naturais dos metais pesados, aumentando consideravelmente os teores de metais no solo. A acumulação desses elementos na litosfera é preocupante, pois não estão sujeitos a qualquer degradação (BOURG, 2006). Entre as consequências, esses elementos podem expressar seu potencial poluente diretamente do solo, pela disponibilidade às plantas em níveis fitotóxicos, além da transferência para a cadeia alimentar, por meio das próprias plantas ou pela contaminação dos mananciais aquáticos superficiais e subterrâneos (NAVA, 2008).

Os processos físicos e químicos fazem com que os metais estejam no solo das seguintes formas: solúvel, fixada pelos minerais do solo; precipitado com outros componentes, na biomassa e complexado com alguns componentes da matéria orgânica (WARMAN e COPPER 2000). De modo que a toxicidade e a mobilidade dos metais pesados dependem fortemente da sua forma química e das ligações específicas (SUTHERLAND et al., 2009).

O valor de pH e o potencial redox interferem significativamente no comportamento e disponibilidade/mobilidade de metais pesados no solo. Outros atributos tais como teor de matéria orgânica, presença de óxidos de ferro, alumínio ou manganês e quantidade de argila também são fatores que controlam a disponibilidade dos metais pesados em solução do solo (PIERANGELI et al., 2001). A matéria orgânica, devido à presença de grupamentos funcionais, pode complexar metais presentes na solução do solo, diminuindo a toxicidade de poluentes (CANELLAS et al., 1999).

2.3.2 Metais pesados em plantas

Alguns metais pesados são micronutrientes requeridos pela planta numa variedade de processos fisiológicos. Os elementos considerados micronutrientes ou essenciais catiônicos são: zinco (Zn), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni) e o metal de transição aniônico molibdênio (Mo). (MONTEIRO, 2005). Os elementos considerados benéficos: cobalto (Co), vanádio (V), são elementos que colaboram com o desenvolvimento das plantas. (MALAVOLTA et al., 2002). Também existem os metais não essenciais ou tóxicos: cádmio (Cd), cromo (Cr), mercúrio (Hg), chumbo (Pb), entre outros, sendo elementos prejudiciais às plantas (MALAVOLTA, 1994; ALLOWAY, 1995).

A absorção dos metais pelas plantas pode envolver interceptação radicular, difusão ou fluxo de massa, sendo que os dois últimos processos são mais importantes. Os metais pesados chegam ao xilema, predominantemente via apoplástico (ZEITUNI, 2005).

Há vários fatores que afetam a disponibilidade dos metais pesados para as plantas, entre eles, solo, espécie vegetal, estágio de maturação, rendimento, manejo da cultura e clima (MCDOWELL et al., 1993). No entanto, o principal fator é o

potencial de absorção, específico e geneticamente fixado para os diferentes nutrientes e diferentes espécies vegetais (MENGEL & KIRKBY, 1987). Outro fator importante que afeta a disponibilidade dos metais pesados às plantas é o pH do solo (WU et al., 2006).

O acúmulo de metais pesados nas plantas é muito variável de um determinado órgão para outro. Normalmente, a raiz é o órgão de principal acesso e acumulação dos metais pesados (BARCELÓ e POSCHENRIEDER, 1992).

A capacidade de tolerar o estresse de metais pesados depende da natureza do tecido vegetal. Tecidos de suporte dos feixes vasculares podem estar envolvidos na acumulação de metais pesados (VOLLENWEIDER et al., 2005). Esses tecidos são ricos em sítios de ligação de metais. O acúmulo de polifenóis insolúveis, como a lignina na parede celular secundária, ocorre em plantas expostas a metais pesados. Porém, essa lignificação das paredes tem sido associada ao estresse oxidativo celular, tido como efeito indireto da toxidez dos metais (CUNHA et al., 2008).

A Tabela 6 apresenta os teores tóxicos de alguns metais pesados em plantas e a Tabela 7 apresenta valores de referência dos teores foliares de metais pesados adequados para a cultura do milho.

Tabela 6. Teores tóxicos de alguns metais pesados em plantas.

Metal	Teor tóxico (mg kg ⁻¹)
Cd	5-30
Cr	5-30
Pb	30-300
Cu	5-20
Mn	100-150
Zn	500-1500

Fonte: Kabata-Pendias e Pendias, 2001.

Tabela 7. Valores de referência dos teores foliares de metais pesados adequados para a cultura do milho.

Metal	Teor (mg kg ⁻¹)
Cu	6-20
Fe	20-250
Mn	20-150
Zn	20-70

Fonte: Martinez et al. (1999)

Nas plantas os sintomas de toxicidade por metais pesados se expressa pela redução do crescimento, em grau mais acentuado nas raízes, do surgimento de manchas cloróticas nas folhas que, em estágios mais avançados, resultam em sintomas típicos de senescência e abscisão (TSUTIYA, 2001). Um dos principais mecanismos pelos quais elevadas concentrações de metais pesados podem causar danos no tecido das plantas é o estímulo na produção de radicais livres, levando ao estresse oxidativo. Metais como Cu, Cd, Zn e Fe, podem causar estresse oxidativo pela indução na produção de espécies ativas de oxigênio (EAO), provocando efeitos na fotossíntese e, conseqüentemente sérios danos a macromoléculas (FERNANDES, 2006).

Entretanto, o acúmulo de metais pesados nas plantas pode ocorrer sem que haja manifestação de sintomas de toxicidade e prejuízo para a produção das culturas (JEEVAN RAO & SHANTARAN, 1996; CUNHA et al., 2008); interferindo, porém, na qualidade dos alimentos (SOARES et al., 2002).

2.3.3 Aspectos importantes dos metais pesados

2.3.3.1 Cobre (Cu)

O Cu é um metal de transição, possui número atômico 29, massa atômica 63,6 e densidade $8,96 \text{ g cm}^{-3}$. O metal é maleável, dúctil e um excelente condutor de calor e eletricidade (LEE, 1996).

Na crosta terrestre, o teor de Cu é de aproximadamente 55 mg kg^{-1} , enquanto no solo varia entre 10 e 80 mg kg^{-1} , onde se encontra, principalmente na forma divalente (Cu^{2+}), e geralmente como constituinte das estruturas cristalinas dos minerais primários e secundários. No caso dos solos derivados de rochas basálticas e os solos oxidícos de clima tropical, esse teor pode aumentar para 150 mg kg^{-1} (MATIAZZO-PREZZOTTO, 1994; FERNANDES, 2006; FELIX, 2005).

A contaminação de solos por Cu é resultante da utilização de materiais que contêm este elemento, tais como fertilizantes, resíduos urbanos ou industriais e por

emissões industriais. Industrialmente é amplamente utilizado pelo fato de ser um material condutor de eletricidade (FRANCISCO et al., 2007).

O Cu, embora exigido em pequenas quantidades, entre 5 a 20 mg kg⁻¹, é essencial para a planta completar seu ciclo vegetativo. Ocorre em compostos enzimáticos de vital importância no metabolismo vegetal, participa da fotossíntese, respiração, metabolismo de carboidratos, redução e fixação de N, metabolismo de proteínas e parede celular (CINTRA, 2004). De modo que uma boa nutrição com Cu pode diminuir a severidade de doenças, uma vez que este nutriente colabora intensamente com os mecanismos de defesa dos vegetais (TOMAZELA et al., 2006).

A deficiência de Cu provoca diminuição na produtividade, inibindo a reprodução das plantas, as folhas tornam-se quebradiças e caem, reduz a lignificação, e em cereais, provoca o abortamento de flores, produzindo espigas pouco granadas (LUCHESE et al., 2004; FERNANDES, 2006). A toxicidade de Cu em plantas inibe o crescimento das plantas e impede importantes processos celulares, como, por exemplo, o transporte de elétrons na fotossíntese (YURUELA, 2005).

Na dieta humana o Cu desempenha um papel importante na formação dos eritrócitos, na liberação de ferro no tecido e desenvolvimento de vários tecidos do corpo. Acima de certos níveis é altamente tóxico. Mesmo em concentrações consideradas baixas na água, pode ser letal a diferentes espécies de peixes (MELO et al., 2008).

2.3.3.2 Zinco (Zn)

O Zn é considerado um metal pesado de transição, possui número atômico 30, densidade 7,133 g cm⁻³ massa atômica 65,4. À temperatura ambiente, o Zn encontra-se no estado sólido (LEE, 1996).

O teor de Zn na crosta terrestre é de aproximadamente 70 mg kg⁻¹. Nos solos, os teores deste elemento encontram-se na faixa de 10 a 300 mg kg⁻¹ de Zn total e não se correlacionam com sua disponibilidade para as plantas. É encontrado nos solos e nas rochas na forma divalente (Zn²⁺), sendo que o conteúdo disponível

pode ser afetado pelo pH do solo, pois apresenta disponibilidade mínima em pH acima de sete (FERNANDES, 2006).

As principais fontes antropogênicas de Zn para o solo são as atividades de mineração, o uso agrícola de lodo de esgoto, de resíduos e subprodutos de processos industriais e o uso de agroquímicos como os fertilizantes (MELO et al., 2008).

As concentrações de Zn nas plantas variam, sendo que plantas como milho, sorgo, pessegueiro, macieira e cacau são muito sensíveis à deficiência de Zn. As concentrações consideradas normais situam-se na faixa 25-150 mg kg⁻¹, sendo que concentrações acima de 400 mg kg⁻¹ são consideradas tóxicas (FERREIRA et al., 2001).

Nas plantas o Zn atua como cofator enzimático, é essencial para a atividade, regulação e estabilização da estrutura protéica ou uma combinação destas. Com a deficiência, a planta sofre efeito drástico sobre a atividade enzimática, desenvolvimento dos cloroplastos, conteúdo de proteínas e ácidos nucléicos, os sintomas se iniciam nas folhas mais jovens, que apresentam zonas cloróticas que terminam necrosadas, afetando todo o parênquima foliar e as nervuras. Nos casos de toxicidade, as folhas apresentam pigmentações vermelhas no pecíolo e nas nervuras, sendo também verificada clorose devido à baixa concentração de Fe, uma vez que o Zn impede a redução do Fe, bem como pode impedir o seu transporte na planta (FERNANDES, 2006).

O Zn também é um metal essencial ao organismo humano por participar em, pelo menos, 70 metalenzimas conhecidas. O consumo ideal de Zn para homens adultos é da ordem de 15-20 mg dia⁻¹, sendo o máximo tolerável de 1 mg kg⁻¹dia⁻¹ (MELO et al., 2008). A toxicidade de Zn nos humanos provoca sensações como paladar adocicado e secura na garganta, tosse, fraqueza, dor generalizada, arrepios, febre náusea, vômito (FERREIRA et al., 2001).

2.3.3.3 Ferro (Fe)

O Fe é considerado um metal pesado de transição, possui número atômico 26 e massa atômica 56 e densidade 7,87 g cm⁻³. À temperatura ambiente, encontra-se no estado sólido. É o quarto elemento mais abundante na crosta terrestre

(aproximadamente 5%) e, entre os metais, somente o alumínio é o mais abundante (LEE, 1996).

No solo, o Fe apresenta-se nas formas ferroso (Fe^{2+}) e férrico (Fe^{3+}), dependendo do estado de oxirredução do sistema. O Fe não trocável é encontrado em numerosos minerais, destacando-se: A hematita (Fe_2O_3), a magnetita (Fe_3O_4), a limonita ($\text{FeO}(\text{OH})$), a siderita (FeCO_3), a pirita (FeS_2) e a ilmenita (FeTiO_3). Muitos solos apresentam baixo teor de Fe, tanto na solução do solo como na forma trocável (FERNANDES, 2006).

Mundialmente, 98% do minério de ferro comercializado são destinados a manufatura do ferro e do aço e os 2% restantes são utilizadas na indústria do cimento, lastros, pigmentos, produtos agrícolas, especialidades químicas, etc (BOEIRA e FERNANDES, 1999).

Nas plantas, a principal função do Fe é a ativação de enzimas, atuando em processos de fotossíntese, respiração, fixação biológica do N e assimilação de N e enxofre (S), síntese de lignina e suberina e no metabolismo de auxina. O Fe também catalisa a biossíntese da clorofila. As concentrações de Fe nas plantas variam entre 10 e 1.500 mg kg^{-1} , no entanto valores acima de 80 mg kg^{-1} podem apresentar sintomas de toxicidade. Em casos de deficiência, o efeito mais característico é a incapacidade de folhas jovens sintetizar clorofila, tornando-as cloróticas, em plantas anuais ocorre diminuição em seu crescimento, apresentando aspecto raquítico e redução da produção. Devido à rapidez de conversão do Fe solúvel em compostos insolúveis não disponíveis para a planta, são raros os casos de toxicidade por Fe. Pode ocorrer toxicidade de Fe em condições anaeróbicas, como é o caso de arroz irrigado por inundação, particularmente em solos mais pesados (MALAVOLTA, 2006; FERNANDES, 2006).

O Fe é praticamente encontrado em todos os seres vivos e cumpre numerosas e variadas funções. Tanto o excesso como a deficiência de ferro podem causar problemas no organismo. Sua carência nos humanos pode causar, além da anemia, anorexia, sensibilidade óssea e a clima frio, prisão de ventre, distúrbios digestivos, tontura, fadiga, problemas de crescimento, irritabilidade, inflamação da língua. Seu excesso pode causar: igualmente anorexia, tontura, fadiga e dores de cabeça (MARZZOCO e BAYARDO, 2007).

2.3.3.4 Manganês (Mn)

O Mn é considerado um metal pesado de transição, possui número atômico 25, densidade $7,133 \text{ g cm}^{-3}$ massa atômica 55. À temperatura ambiente, o Mn está no estado sólido. É um metal duro e muito frágil, refratário e facilmente oxidável. (LEE, 1996).

O teor de Mn na crosta terrestre é de aproximadamente 900 mg kg^{-1} , sendo considerado o décimo primeiro elemento mais abundante na natureza. Nos solos, os teores totais de Mn geralmente encontram-se na média de 60 mg kg^{-1} . A forma encontrada com mais frequência nos solos é proveniente de óxidos e sulfetos, mas também são encontradas carbonatos e silicatos. Os principais fatores do solo que determinam a disponibilidade de Mn são o pH, as condições de oxirredução, os teores de matéria orgânica e o equilíbrio com outros cátions (NASCIMENTO et al, 2006). Sua ocorrência nos solos brasileiros é predominantemente pedogênica (BORKERT et al., 2001),

Nas plantas, o Mn é essencial à síntese de clorofila e sua função principal está relacionada com a ativação de enzimas, importante nos processos de fotossíntese, respiração, absorção iônica, controle hormonal, resistência a doenças. Além disso, atua também no metabolismo do nitrogênio e nos compostos cíclicos, como precursor de aminoácidos, hormônios, fenóis e ligninas (MELARATO et al., 2002).

O Mn é absorvido pelas plantas na forma de íon divalente, pode estar na fração trocável nas raízes, no apoplasto, onde permanece adsorvido às cargas negativas dos constituintes da parede celular; no citoplasma ou depositado nos vacúolos. Seu transporte das raízes para a parte aérea é feito como íon divalente, via xilema, seguindo a corrente transpiratória, sofrendo pouca remobilização. É um dos nutrientes que apresentam as maiores variações em termos de teor nas plantas (MUKHOPADHYAY e SHARMA, 1991).

As concentrações entre 20 e 500 mg kg^{-1} são consideradas adequadas para um crescimento e desenvolvimento normais das plantas. Os sintomas de deficiência de Mn são evidentes por uma ampla variedade de formas cloróticas e manchas necróticas. Quanto a toxicidade, os sintomas, manchas marrons em folhas, são mais visíveis em plantas jovens (MALAVOLTA, 2006).

2.3.3.5 Cádmio (Cd)

O Cd possui número atômico 48 e densidade $8,65 \text{ g cm}^{-3}$ (AVILA – CAMPOS, 2007).

O Cd é um elemento encontrado de forma natural na crosta terrestre, porém é relativamente raro. Sua concentração na crosta terrestre é em torno de $0,15 \text{ mg kg}^{-1}$, variando de acordo com a rocha de origem. O cádmio é geralmente obtido como subproduto da obtenção do Zn, sendo as fontes mais abundantes de Cd são sulfetos de Zn (ZnS), esfalerita e wurtzita e minerais secundários como a smithsonita (ZnCO_3), apresenta forte afinidade com os óxidos de Fe, hematita, em condições de baixa competição com outros cátions, tem tendência de permanecer sob formas menos disponíveis, permanecendo adsorvido especificamente à matéria orgânica, a minerais silicatados e a óxidos. (COSTA et al., 2007).

A mobilidade de Cd no solo depende das condições intrínsecas do solo, sendo que é mais móvel em solos ácidos na faixa de pH 4,5-5,5, apresentando baixa mobilidade em solos alcalinos. (ADRIANO, 1986, MALAVOLTA, 2006; POMBO, 1995). De acordo com ALLOWAY (1990) o Cd, tende a ser mais móvel no solo e mais disponível que outros metais pesados inclusive o Pb e o Cu.

Este metal tem diferentes aplicações nas indústrias, automobilística, espacial e de telecomunicação e em revestimentos metálicos. Destina-se também à produção de pigmentos para tintas, vernizes e plásticos com base de sulfeto e sulfoselenito de cádmio (ALBERTINI et al., 2001). Devido a ampla aplicação industrial, esse metal vem sendo descrito como um dos metais pesados mais perigosos presentes nos alimentos e no ambiente do homem (REILLY, 1991).

A compostagem de lixo urbano, ou utilização de resíduos de tratamentos de esgotos para a adubação, contribuem para a contaminação ambiental com Cd (GUIMARÃES et al., 2008).

O Cd é um metal pesado que produz efeitos tóxicos nos organismos vivos, mesmo em concentrações muito pequenas. É um metal importante porque pode acumular-se em plantas e ser inserido na cadeia alimentar em níveis que podem ser tóxicos aos animais, bem como afetar a saúde humana (POMBO, 1995; FERREIRA et al., 2001).

Em plantas, a presença de Cd causa efeitos variados na atividade enzimática. Afeta a absorção, transporte e uso de macronutrientes. Um dos

sintomas típicos visíveis da toxicidade deste elemento é a clorose e necrose foliar, logo ocorre inibição da atividade fotossintética (DAS et al., 1997; KUPPER et al., 2007; JIANG et al., 2005). Em milho, NOCITO et al. (2002) verificaram um decréscimo na absorção de K pelo sistema radicular. Em contraste com outros metais pesados tóxicos, o Cd no solo é mais facilmente absorvido pelas raízes das plantas, sendo este fenômeno mais pronunciado em solos ácidos (GUIMARÃES et al., 2008).

Em humanos, este metal se acumula nos rins e pode causar doença crônica com incremento de proteínas na urina (proteinúria). É cancerígeno, provoca elevação da pressão sanguínea e aumento do coração, disfunção renal, hipertensão, arterosclerose, inibição no crescimento, aumento da próstata, enfraquecimento ósseo, anemia, enfisema pulmonar, osteoporose, perda de olfato, diminuição do desempenho sexual (MIGUEL Jr., 2008).

2.3.3.6 Chumbo (Pb)

O Pb possui número atômico 82 e densidade $11,35 \text{ g cm}^{-3}$ (AVILA – CAMPOS, 2007). O teor de Pb na crosta terrestre é, em média, de 16 mg kg^{-1} . Quando liberado no ambiente tem tempo de resistência muito longo devido a baixa solubilidade e pouca modificação por atividade microbiana (ATSDR, 2005).

Este elemento é considerado um dos metais pesados com menor mobilidade, sendo acumulado naturalmente nos horizontes superficiais. A forma química em que se encontra nos solos varia consideravelmente de um tipo de solo para outro, pois está sempre associado a argilominerais, oxiidróxidos de Fe, Al e Mn (KABATA-PENDIAS e PENDIAS 2000; FRANCHINI et al., 1999).

COSTA et al. (2007) ao estudar o fracionamento sequencial de Pb adicionados em diferentes solos há 10 anos, verificou que este elemento predominou nas frações orgânica e residual, concentrando-se principalmente na fração residual, apresenta alta retenção, baixa mobilidade e biodisponibilidade (ALLOWAY, 1995). Por esse motivo, o Pb é considerado um dos metais menos móveis no solo, podendo ser complexado pela matéria orgânica, quimiossorvido em óxidos e minerais silicatados e precipitado como carbonato, hidróxido ou fosfato em condições de alto pH.

Este metal é um dos contaminantes mais comuns do ambiente, devido às inúmeras atividades industriais que favorecem a sua grande distribuição. Assim, todos os seres humanos contêm Pb em seus organismos como resultado da exposição às fontes exógenas como por exemplo, os efluentes das indústrias de acumuladores (baterias), eletrodeposição e metalurgia, bem como devido ao uso indevido de tintas e tubulações e acessórios a base de Pb (materiais de construção) (CORDEIRO e LIMA, 1995; MOREIRA e MOREIRA, 2004). No entanto, este metal não possui nenhuma função fisiológica conhecida no organismo, e seus efeitos tóxicos sobre os homens e animais já são conhecidos há muito tempo por afetarem praticamente todos os órgãos e sistemas do corpo humano (XIE et al., 1998).

Este metal é reconhecido pela Organização Mundial da Saúde (OMS) como um dos elementos químicos mais perigosos para a saúde humana (VANZ et al., 2003). Afeta praticamente todos os órgãos e sistemas do corpo humano, causando danos crônicos, tais como hematológicos e neurológicos. Uma de suas principais vias de absorção é o trato gastrointestinal, onde 10% em média é absorvido em adultos e, em crianças essa razão pode chegar a 40%. Sua absorção é influenciada pelas variações fisiológicas e patológicas, entre outras. A deficiência de nutrientes como Ca, Fe, P e proteínas aumentam a absorção do Pb (MOREIRA et al., 2002).

Nas plantas, os sintomas de toxicidade manifestam murchamento das folhas mais velhas, folhas verde escuro, parte aérea e raízes pouco desenvolvidas e pardas. (MALAVOLTA, 2006).

2.3.3.7 Cromo (Cr)

O Cr possui número atômico 24 e densidade $7,14 \text{ g cm}^{-3}$, a temperatura ambiente, o Cr encontra-se no estado sólido. É um metal de transição, duro, frágil, de coloração cinza semelhante ao aço. É muito resistente à corrosão (LEE, 1996).

O Cr é encontrado em todas as rochas da crosta terrestre, com uma concentração média de 100 mg kg^{-1} de rocha (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992).

A disponibilidade do Cr no solo é influenciado pelo pH, pelos teores de matéria orgânica e de fosfatos de Fe, Mn e Al. Em valor de pH 5,5 se encontra quase totalmente precipitados. Apresenta estados de valência que variam de 2^- a 6^+ ,

no entanto as formas trivalente (Cr^{3+}) e hexavalente (Cr^{6+}) são as mais estáveis que existem na superfície dos ambientes. Sendo que o Cr^{6+} , prontamente solúvel em solos, é tóxico para plantas e animais, inclusive ao homem. Enquanto a adsorção do Cr^{6+} diminui com o aumento do pH, a adsorção do Cr^{3+} aumenta (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992).

As fontes de contaminação do ambiente estão relacionadas ao uso industrial do Cr, nos mais diversos segmentos, fabricação de vidros, tintas de madeira, porcelanas, indústria têxtil e de metal (JAIRO et al. 2004).

Nas plantas, o Cr causa clorose nas folhas, as raízes são mal desenvolvidas, resultando em redução de crescimento foliar e radicular e morte (CASTILHOS et al., 2001). De um modo geral, o Cr absorvido pelas plantas é acumulado nas raízes, formando barreiras que diminuem a sua translocação para a parte aérea das plantas. Sua alta concentração pode causar distúrbios à ultra-estrutura dos cloroplastos e, conseqüentemente, afetar o processo fotossintético. Assim como o Cu e Fe, o Cr é também um metal redox. O Cr pode afetar o metabolismo antioxidante em plantas, reduzindo a atividade das enzimas antioxidantes (LOSI et al., 1994).

Em humanos, o Cr é elemento essencial requerido para o metabolismo normal de carboidratos e lipídeos. A deficiência de cromo tem resultado em sintomas comparado àqueles associados ao início de diabetes, como elevação da glicose sanguínea, insulina, colesterol e triglicerídeos, e diminuição das lipoproteínas de alta densidade (HDL). A resposta ao cromo está relacionada ao grau de intolerância à glicose. Tem sido demonstrado que o cromo é efetivo no tratamento dos vários tipos de diabetes (MARANGON e FERNANDES, 2005).

Por outro lado, os sintomas característicos de intoxicação por este elemento são: dermatites, úlceras cutâneas, inflamação nasal, câncer de pulmão e perfuração do septo nasal (MARQUES et al., 2001; MALAVOLTA, 2006).

3 MATERIAL E METODOS

3.1 Solos

Neste experimento foram utilizados dois solos distintos em relação a textura, sendo provenientes de duas áreas:

a) Solo de textura média: proveniente do município de Francisco Alves - PR. A região apresenta Latitude $-24^{\circ}03'57''$ S, Longitude $53^{\circ} 50' 52''$ W e Altitude de 331 m (IBGE, 2007). O solo foi classificado como Latossolo Vermelho distroférico, LVd (EMBRAPA, 1999).

b) Solo de textura argilosa: proveniente da Fazenda Experimental Professor Doutor Antônio Carlos dos Santos Pessoa da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, localizada no município de Marechal Cândido Rondon – PR. A região apresenta Latitude $24^{\circ} 33' 22''$ S, Longitude W $54^{\circ} 03' 24''$ e Altitude de 400m (IBGE, 2007). O solo foi classificado como Latossolo Vermelho eutrófico, LVe (EMBRAPA, 1999).

Os solos foram coletados na camada a uma profundidade de 0-20 cm, sendo em seguida secos ao ar (protegidos da deposição de poeira). Para utilização no experimento o solo foi peneirado em peneira de 4 mm. Amostras foram retiradas para realização de análises químicas e físicas, sendo encaminhadas para o Laboratório de Química Ambiental e Instrumental da UNIOESTE, campus Marechal Cândido Rondon.

3.1.1 Caracterização física e química dos solos

No laboratório o solo foi submetido a secagem em estufa de circulação forçada de ar a 45°C e peneirado a uma granulometria de 2 mm (TFSE). Para análise granulométrica do solo foi utilizada a metodologia descrita pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1997), sendo os resultados apresentados na Tabela 8.

Tabela 8. Análise granulométrica do solo.

Textura	LVd	LVe
	----- g kg ⁻¹ -----	
Argila	321,67	638,83
Silte	77,12	283,75
Areia	601,21	77,42

Para realização da análise química foi utilizada a metodologia da Comissão Estadual dos Laboratórios de Análises Agronômicas (CELA) do Paraná, proposta por Pavan et al. (1992). A determinação dos metais pesados tóxicos Cd, Pb e Cr foi realizada por meio de digestão nitroperclórica (AOAC, 2005). Os resultados podem ser observados nas Tabelas 9 e 10.

Tabela 9. Análise química dos solos.

Solo	P	MO	pH	H+Al	Al ³⁺	CTC	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	V	Al
	MG dm ⁻³	g dm ⁻³	CaCl ₂	-----cmol _c dm ⁻³ -----			-----%-----				
LVd	54,85	14,58	5,12	4,46	0,00	7,41	0,50	1,86	0,99	45,28	0,00
LVe	16,43	18,45	5,54	4,05	0,00	10,06	0,78	3,68	1,21	55,67	0,00

Tabela 10. Teores de metais pesados nos solos.

Solo	Cu	Mn	Zn	Fe	Cd	Pb	Cr
	----- mg dm ⁻³ -----						
LVd	2,17	47,00	3,40	21,17	ND	32,00	6,67
LVe	10,20	96,00	2,53	34,27	1,7	81,33	23,00

ND- Não detectado pelo método EAA/chama.

3.2. Biossólido

O biossólido selecionado para o experimento foi proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da Sanepar, localizada em Foz de Iguaçu - PR, obtido pelo processo de tratamento denominado digestão anaeróbica de lodo ativado por um Reator Anaeróbico de Leito Fluidificado (RALF).

As doses de biossólido utilizadas foram equivalentes a 0,0; 10,0; 20,0; 40,0 e 60,0 t ha⁻¹, sendo que a dose adequada segundo a Resolução N° 375, de 29 de agosto de 2006 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), foi de 10 t ha⁻¹

considerando a quantidade de N recomendada para a cultura de plantas de milho e a quantidade de N disponível no bioossólido (Equação 1, página 43). Adotou-se como base uma fração de mineralização do N orgânico do bioossólido de 30% (BOEIRA et al., 2002; VIEIRA e CARDOSO, 2003).

3.2.1 Caracterização química do bioossólido

Foram realizadas análises químicas do bioossólido para fins de caracterização do material, sendo estas realizadas no Laboratório de Química Ambiental e Instrumental da UNIOESTE.

Para determinação dos teores de N no bioossólido ($N_{\text{total org}}$, NH_4 , NO_2 , NO_3) foi utilizada a digestão sulfúrica seguida de destilação Kjeldahl (TEDESCO et al., 1995). Para determinação dos macronutrientes K, Ca, Mg e metais pesados Cu, Mn, Zn, Fe, Cd, Pb e Cr foi realizada digestão nitroperclórica (AOAC, 2005), seguida de técnicas de espectrometria de absorção atômica, modalidade chama, EAA – chama, utilizando calibração com padrões certificados para todos os metais (WELZ e SPERLING, 1999). Para quantificação do nutriente P utilizou-se digestão sulfúrica seguida de determinação por espectroscopia de ultravioleta visível (UV-VIS) (AOAC, 2005), conforme observa-se nas Tabelas 11 e 12.

Tabela 11. Análise química do bioossólido.

P_{Total}	$N_{\text{Total org}}$	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Al^{3+}
-----g dm ⁻³ -----			-----mg dm ⁻³ -----		-----g kg ⁻¹ -----			mg kg ⁻¹
0,20	36,75	1,36	11,08	54,83	4,80	47,13	4,27	6466,66

Tabela 12. Teores dos metais pesados no bioossólido.

Cu	Mn	Zn	Fe	Cd	Pb	Cr
----- mg kg ⁻¹ -----						
210	114,67	314,67	34883,33	5,00	121,67	38,33

3.3 Planta teste

Para planta teste foi utilizado a cultivar de milho DKB-390 YG com a Tecnologia YieldGard®, um híbrido simples precoce, com as seguintes características: grão semiduro, amarelo-alaranjado, florescimento 845 GDU, folhas semi-eretas, altura média da planta 2,20 - 2,40 m com finalidade de uso na produção de grãos. A população de plantas estimada é de 55.714 plantas ha⁻¹ (NOCE et al., 2006; DEKALB, 2008).

3.4 Fertilizante

Neste experimento, nos tratamentos com aplicação de adubação NPK, nitrogênio, fósforo e potássio, utilizou-se o fertilizante Boutin®, formulação com mistura de grânulos na proporção 8-20-20. A quantidade de fertilizante aplicada por vaso foi determinada de acordo com a interpretação da análise química dos solos e a necessidade da cultura (COELHO e FRANÇA, 1996).

3.5 Caracterização do local de condução do experimento

O experimento foi implantado em ambiente protegido na Universidade Estadual do Oeste do Paraná, no município de Marechal Cândido Rondon – PR, em vasos com capacidade de 5 L cada, utilizando-se os solos de textura média Latossolo Vermelho distroférico (LVd) e textura argilosa Latossolo Vermelho eutrófico (LVe). Revestiu-se os vasos internamente com sacos de polietileno, para evitar assim, o contato dos solos com as paredes dos vasos.

3.6 Delineamento experimental

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado (DIC) em esquema fatorial 5x2x2, envolvendo 20 tratamentos, constituídos por 5 doses de bio sólido (0,0; 10,0; 20,0; 40,0 e 60,0 t ha⁻¹), 2 formas de adubação (com e sem

NPK), 2 texturas de solos (LVd e LVe) e com 4 repetições, totalizando 80 unidades experimentais.

Cada unidade experimental foi constituída de um vaso com duas plantas e 4 kg de Terra Fina Seca ao Ar (TFSA).

3.6.1 Tratamentos

Os tratamentos foram classificados da seguinte maneira:

- ✓ LVd + Dose 0 (0 t ha⁻¹) Bioossólido + NPK
- ✓ LVd + Dose 1 (10 t ha⁻¹) Bioossólido + NPK
- ✓ LVd + Dose 2 (20 t ha⁻¹) Bioossólido + NPK
- ✓ LVd + Dose 3 (40 t ha⁻¹) Bioossólido + NPK
- ✓ LVd + Dose 4 (60 t ha⁻¹) Bioossólido + NPK
- ✓ LVd + Dose 0 (0 t ha⁻¹) Bioossólido - Testemunha
- ✓ LVd + Dose 1 (10 t ha⁻¹) Bioossólido
- ✓ LVd + Dose 2 (20 t ha⁻¹) Bioossólido
- ✓ LVd + Dose 3 (40 t ha⁻¹) Bioossólido
- ✓ LVd + Dose 4 (60 t ha⁻¹) Bioossólido

- ✓ LVe + Dose 0 (0 t ha⁻¹) Bioossólido + NPK
- ✓ LVe + Dose 1 (10 t ha⁻¹) Bioossólido + NPK
- ✓ LVe + Dose 2 (20 t ha⁻¹) Bioossólido + NPK
- ✓ LVe + Dose 3 (40 t ha⁻¹) Bioossólido + NPK
- ✓ LVe + Dose 4 (60 t ha⁻¹) Bioossólido + NPK
- ✓ LVe + Dose 0 (0 t ha⁻¹) Bioossólido - Testemunha
- ✓ LVe + Dose 1 (10 t ha⁻¹) Bioossólido
- ✓ LVe + Dose 2 (20 t ha⁻¹) Bioossólido
- ✓ LVe + Dose 3 (40 t ha⁻¹) Bioossólido
- ✓ LVe + Dose 4 (60 t ha⁻¹) Bioossólido

3.7 Instalação e condução do experimento

De acordo com os resultados da análise química do solo constatou-se a necessidade de correção da acidez nos dois solos LVd e LVe. Desta forma foi realizada a calagem nos solos com aplicação de $1,09 \text{ t ha}^{-1}$ para o solo LVd e $0,435 \text{ t ha}^{-1}$ para o solo LVe.

Simultaneamente a aplicação de calcário, foi realizada a aplicação das diferentes doses de biossólido nos solos. Após isto o solo foi incubado com umidade correspondente a 70% da capacidade máxima de retenção de água (SIMONETE et al., 2003) O período de incubação é o tempo necessário para estabilização, avaliando-se o efeito parede (escorrimento preferencial de solução do solo pela interface solo parede).

No dia vinte e seis de setembro de dois mil e oito, após 30 dias de incubação foi implantado o experimento com a semeadura do milho nos vasos. Para tanto foram semeadas cinco sementes por vaso. Realizou-se também a adubação NPK nos tratamentos determinados. Três dias após a germinação plena foi realizado o desbaste, mantendo duas plantas por vaso.

Manteve-se umidade correspondente a 70% da capacidade máxima de retenção de água durante o experimento (RAIJ et al., 1997), utilizando metodologia de Queiroz (1998). Foram realizadas regas diariamente no final da tarde, até a época da colheita (FABIAN E OTTONI FILHO, 2000). Após 30 dias realizou-se adubação de cobertura, de N na forma de Sulfato de Amônio ($120 \text{ kg de N ha}^{-1}$) aplicando-se esta adubação complementar em ambos os solos (LVd e LVe).

3.8 Avaliação do experimento

O experimento foi conduzido por 45 dias, e ao final deste período foram realizadas as seguintes avaliações: medição da altura das plantas; contagem do número de folhas e coleta do material vegetal (PASQUALETO e COSTA, 2001).

3.8.1 Coleta e análise de tecido vegetal

Após a finalização do experimento (45 dias após a emergência das plantas), foram retirados três círculos com diâmetro de aproximadamente 1 cm do tecido vegetal de cada planta de milho com objetivo de avaliar o teor de clorofila. As amostras foram envoltas com papel alumínio e mantidas em temperatura de aproximadamente 4 °C até a realização das análises.

A seguir as amostras das plantas foram cortadas rente ao solo e encaminhadas ao Laboratório de Química Ambiental e Instrumental da UNIOESTE, pesadas em balança analítica afim de se obter a massa fresca (SIMONETE et al., 2003).

Em seguida foram lavadas com água de torneira e água destilada e deionizada. Após a lavagem o material vegetal foi acondicionado separadamente em sacos de papel identificados, o material foi seco em estufa com circulação forçada de ar, à temperatura entre 65 e 70 °C (SOUZA et al., 2005). Após a secagem, o material foi pesado obtendo-se a massa seca e a seguir moído em moinho tipo Wiley com granulometria de 2 mm (PIGOZZO et al, 2002). As amostras, após a moagem, foram acondicionadas em sacos de polietileno separadas individualmente e identificados para posterior análise química.

Foram realizadas análises químicas no tecido vegetal das plantas de milho para quantificação dos metais pesados tóxicos Cr, Cd e Pb, os macronutrientes K, Ca, Mg e micronutrientes Cu, Zn, Fe e Mn por meio de digestão nitroperclórica (AOAC, 2005), seguida de técnicas de espectrometria de absorção atômica, modalidade chama, utilizando calibração com padrões certificados para todos os metais (WELZ e SPERLING, 1999). Para determinação dos teores de N foi utilizada a digestão sulfúrica seguida de destilação Kjeldahl (TEDESCO et al., 1995).

Para quantificação do nutriente P utilizou-se digestão sulfúrica seguida de determinação por espectroscopia de ultravioleta visível (UV-VIS) (GONÇALVES, Jr. et al., 2009; AOAC, 2005).

A determinação do conteúdo de clorofila “a”, clorofila “b” e carotenóides foi feita através de metodologia descrita por SIMS e GAMON (2002). As amostras foram pesadas, maceradas com 3 mL de uma solução contendo 80% de acetona p.a. e 20% de Tris HCl 0,02 Mol L⁻¹ (pH 7,8). A suspensão foi homogeneizada e centrifugada por 5 minutos a 2000 rpm (4°C). Realizou-se leitura direta do

sobrenadante obtido em espectrofotômetro a 663 nm (clorofila a), 647 nm (clorofila b) e 470 nm (carotenóides). O controle consistiu da solução extratora. À absorbância obtida foi aplicada as seguintes fórmulas:

$$Cl_a = 0,01373 A_{663} - 0,000897 A_{537} - 0,003046 A_{647} \quad (\text{Equação 3})$$

$$Cl_b = 0,02405 A_{647} - 0,004305 A_{537} - 0,005507 A_{663} \quad (\text{Equação 4})$$

$$\text{Carot.} = \frac{((A_{470} - (17,1 * (Cl_a + Cl_b) - 9,479 * \text{Antoc.}))}{119,26} \quad (\text{Equação 5})$$

Os resultados obtidos (em $\mu\text{mol mL}^{-1}$) foram corrigidos de acordo com os pesos moleculares propostos por Lichtenthaler (1987): $Cl_a = 893.5 \text{ g mol}^{-1}$, $Cl_b = 907.5 \text{ g mol}^{-1}$ e carotenóides totais = 550 g mol^{-1} , e posteriormente expressos em mg gpf^{-1} .

3.8.2 Coleta e análise das amostras de solo

As amostras de solo foram coletadas após a coleta do material vegetal, para tanto, coletou-se uma amostra de solo de cada tratamento, sendo que cada amostra foi constituída pela homogeneização das quatro repetições do tratamento.

Para realização da análise química do solo (rotina e micronutrientes) foi utilizada a metodologia oficial do Paraná (PAVAN et al., 1992), e para determinação dos metais pesados tóxicos Cd, Pb e Cr utilizou-se digestão nitroperclórica (AOAC, 2005), seguida de técnicas de espectrometria de absorção atômica, modalidade chama (WELZ e SPERLING, 1999).

3.9 Análise dos dados

Em experimentos fatoriais, onde cada fator tem mais de três níveis é recomendado realizar análise por meio de confundimento, uma estratégia afim de facilitar a interpretação de interações triplas entre as variáveis.

Neste trabalho a análise de variância não foi ajustada a técnica de confundimento, pois os níveis dos fatores não são altos. Sendo que quando ocorreu

comportamento de interação tripla entre os fatores realizou-se desdobramento entre as variáveis, duas a duas (SOUZA et al., 2005).

Para explicar análises quantitativas, é frequente o interesse no estudo de relações funcionais entre as variáveis descritas pela análise de regressão. Neste trabalho as doses de aplicação do biofertilizante não se apresentam em intervalos ortogonais, ou seja, a distância entre uma dose e outra não são as mesmas. Logo a análise de regressão não descreveria o comportamento da aplicação de biofertilizante de modo apropriado.

Portanto, os dados obtidos experimentalmente neste trabalho foram submetidos a análise de variância (ANAVA) a 5% de probabilidade pelo teste F e as médias comparadas pelo teste Tukey a 5% de probabilidade (REI et al., 2009), com o auxílio do programa estatístico utilizado foi o SISVAR 5.0 (FERREIRA, 2003).

Em alguns casos se fez necessária a transformação dos dados, ou seja, realizou-se a substituição de cada observação por uma simples função de sua magnitude com o objetivo principal de produzir uma distribuição dos erros mais próxima da normal e fazer as variâncias dos erros mais próximas da homogeneidade (BEZERRA et al., 2003). A transformação utilizada para Fe foi $\log [P]$, e para os metais Pb, Cr e Cu a transformação utilizada foi Raiz quadrada de $P + 1 - \text{SQRT}(P + 1)$, sendo P o parâmetro analisado.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Atributos químicos do solo

Nas Tabelas 13 e 14 são apresentados os resultados da análise química do solo após a aplicação de bio sólido nos diferentes tratamentos no cultivo do milho.

Vários estudos têm constatado aumento da CTC em função da aplicação de bio sólido (KITAMURA et al., 2008; BARBOSA et al., 2007 e COSTA et al., 2009). Embora estes resultados podem representar um aumento na fertilidade do solo, SILVA et al. (2001) observaram que as vantagens da utilização de bio sólido na fertilidade do solo perduram por apenas um ano agrícola, por ser um material que tem fração orgânica de fácil decomposição.

Na maioria dos trabalhos desenvolvidos com aplicação bio sólido, são descritos valores mais altos de pH nos solos (SILVA et al., 2001; BARCELAR et al., 2000 e SANTOS et al., 2003) devido à composição química do bio sólido, pois no processo de tratamento do lodo são adicionadas elevadas quantidades de óxido de cálcio (CaO), afim de eliminar fontes de contaminação de microorganismos patogênicos e facilitar o processo de desidratação.

Em trabalhos onde a acidez ativa (pH) dos solos se elevou com aplicação de bio sólido sem tratamento prévio com cal, os autores atribuíram o efeito neutralizante às reações envolvidas na degradação da carga orgânica do resíduo (OLIVEIRA et al., 2002).

Entretanto SIMONETE et al. (2003) observaram redução do pH com a aplicação de bio sólido, neste caso, para estes autores a acidificação pode estar associada às reações de nitrificação do N amoniacal, à provável oxidação de sulfitos e à produção de ácidos orgânicos durante a degradação do resíduo por microorganismos.

TRANNIN et al. (2008) ao avaliar os atributos químicos e físicos de um solo tratado com bio sólido industrial e cultivado com milho durante 2 anos consecutivos observaram o dobro de teor de K do obtido no controle, com aplicação da dose máxima de bio sólido, 24 t ha⁻¹.

Tabela 13. Características químicas do solo após o término do experimento nos tratamentos com aplicação de adubação NPK (CNPk) e sem NPK (SNPK) no Latossolo Vermelho distroférrico.

Características		Doses em t há ⁻¹				
Químicas		0	10	20	40	60
pH	CNPk	5,97	6,45	6,68	7,1	7,32
(CaCl ₂)	SNPK	6,16	6,89	6,67	7,1	7,6
V (%)	CNPk	64,73	67,95	71,53	76,51	80,2
	SNPK	59,86	74,47	77,58	79,75	84,74
----- cmol _c dm ⁻³ -----						
SB	CNPk	5,36	5,66	6,08	6,84	7,13
	SNPK	5,28	6,27	6,40	7,68	8,11
CTC	CNPk	8,28	8,33	8,5	8,94	8,89
	SNPK	8,82	8,42	8,25	9,63	9,57
Al	CNPk	ND	ND	ND	ND	ND
	SNPK	ND	ND	ND	ND	ND
K ⁺	CNPk	0,17	0,13	0,12	0,13	0,12
	SNPK	0,19	0,13	0,09	0,09	0,05
Ca ²⁺	CNPk	4,12	4,54	4,97	5,76	6,06
	SNPK	4,02	5,11	5,16	6,19	6,99
Mg ²⁺	CNPk	1,07	0,99	0,99	0,95	0,95
	SNPK	1,07	1,03	1,15	1,40	1,07
----- mg dm ⁻³ -----						
P	CNPk	32,90	33,35	33,42	41,46	45,13
	SNPK	31,70	33,31	36,67	35,53	38,90
Cu	CNPk	2,40	2,50	2,50	3,20	3,00
	SNPK	2,70	2,90	3,00	3,00	3,10
Mn	CNPk	100,00	49,00	109,00	106,00	101,00
	SNPK	111,00	96,00	168,00	145,00	108,00
Zn	CNPk	3,86	5,50	5,50	8,80	10,60
	SNPK	4,10	10,50	5,70	6,50	9,10
Fe	CNPk	53,70	46,60	56,80	50,30	50,80
	SNPK	50,30	52,60	74,20	68,10	62,90
Cd	CNPk	ND	ND	ND	ND	ND
	SNPK	ND	ND	ND	ND	ND
PB	CNPk	22,00	19,00	19,00	27,00	25,00
	SNPK	18,00	18,00	22,00	26,00	22,00
Cr	CNPk	7,00	5,00	6,00	6,00	9,00
	SNPK	8,00	15,00	7,00	17,00	13,00

ND- Não detectado pelo método EAA/chama.

Tabela 14. Características químicas do solo após o término do experimento nos tratamentos com aplicação de adubação NPK (CNPk) e sem NPK (SNPK) no Latossolo Vermelho eutrófico.

Características		Doses em t há ⁻¹				
Químicas		0	10	20	40	60
Ph (CaCl ₂)	CNPk	6,47	6,55	6,59	6,83	7,14
	SNPK	6,48	6,49	6,76	6,88	7,26
V (%)	CNPk	78,08	76,20	77,04	82,66	86,58
	SNPK	75,86	78,54	83,02	84,45	87,96
----- cmol _c dm ⁻³ -----						
SB	CNPk	9,58	8,87	9,63	11,39	12,58
	SNPK	9,02	9,77	11,00	12,11	11,54
CTC	CNPk	12,27	11,64	12,50	13,78	14,53
	SNPK	11,89	12,44	13,25	14,34	13,12
Al	CNPk	ND	ND	ND	ND	ND
	SNPK	ND	ND	ND	ND	ND
K ⁺	CNPk	0,49	0,45	0,45	0,38	0,17
	SNPK	0,39	0,33	0,39	0,33	0,24
Ca ²⁺	CNPk	7,73	7,14	7,78	9,28	10,68
	SNPK	7,31	7,96	9,01	10,13	9,98
Mg ²⁺	CNPk	1,36	1,28	1,40	1,73	1,73
	SNPK	1,32	1,48	1,60	1,65	1,32
----- mg dm ⁻³ -----						
P	CNPk	16,41	16,75	19,70	24,54	27,42
	SNPK	14,73	15,88	15,78	15,14	17,14
Cu	CNPk	11,30	11,30	11,90	12,20	13,30
	SNPK	10,70	12,10	12,80	11,60	13,30
Mn	CNPk	140,00	122,00	134,00	136,00	188,00
	SNPK	132,00	152,00	180,00	138,00	196,00
Zn	CNPk	4,00	4,70	5,60	8,90	11,00
	SNPK	3,60	5,30	6,40	7,10	12,80
Fe	CNPk	37,10	41,50	42,60	52,00	79,60
	SNPK	38,30	48,00	59,20	49,50	87,00
Cd	CNPk	2,00	2,00	2,00	3,00	3,00
	SNPK	3,00	2,00	3,00	3,00	3,00
PB	CNPk	62,00	58,00	60,00	61,00	62,00
	SNPK	63,00	57,00	61,00	59,00	63,00
Cr	CNPk	20,00	21,00	24,00	15,00	14,00
	SNPK	18,00	24,00	18,00	24,00	16,00

ND- Não detectado pelo método EAA/chama.

Para o Cu, SMITH (1994) destaca que é provável que entre os metais, parece estar retido mais fortemente na matriz do bio sólido possivelmente, à sua forte interação com os óxidos de Fe e com a matéria orgânica presente nesse resíduo. Foi constatado por DEFELIPO et al. (1991) aumentos no teor dos micronutrientes Cu, Fe, Mn e Zn em dois Latossolos cultivados com sorgo e aplicação de bio sólido.

Ao estudar a disponibilidade dos metais pesados do solo após aplicação de cinco doses de bio sólido BORGES E COUTINHO (2004) observaram aumentos lineares nos teores de Zn, Mn, Ni e Pb. NOGUEIRA et al. (2008) observaram que as doses de bio sólido aplicados durante nove anos consecutivos promoveram o incremento nos teores de Zn no solo, mas não houve influência nos teores de Cd, Cr e Pb no solo.

Um dos principais fatores de o Pb ser mais retido em solos argilosos é devido a matéria orgânica presente, que, em função do pH do solo, apresenta sítios negativos, isto é, desprotonados, transformando-se em bases de Lewis que reagem com os ácidos de Lewis, formando complexos, evitando, assim, a liberação do Pb e, como consequência, a percolação e a difusão do mesmo, que liga-se quimicamente à estrutura sólida da matéria orgânica (SILVA et al., 2008).

Para SILVA et al. (2008) o uso de bio sólido é muito vantajoso na agricultura, como adubo orgânico, apresentando efeitos benéficos sobre a produção. Ao longo do tempo, porém, o mesmo autor, comenta que o acúmulo de metais pode se tornar problemático, pois as concentrações de Cd, Cu, Ni e Zn, e outros, contidas nesses lodos, podem se tornar tóxicas para as plantas.

4.2 Tecido Foliar

4.2.1 Macronutrientes

A análise de variância para os resultados de teores dos macronutrientes primários (N, P, K) e secundários (Ca e Mg) no tecido vegetal do milho são apresentados nas Tabela 15.

Tabela 15. Análise de variância para os teores de N, P, K, Ca e Mg no tecido foliar do milho.

Fonte de Variação	G.L.	Quadrados Médios				
		N	P	K	Ca	Mg
Solo	1	986,24*	0,01 ^{NS}	2090,40*	438,66*	5,33*
Dose	4	28,51**	0,09**	14,35 ^{NS}	27,00*	1,12*
NPK	1	459,12*	0,02 ^{NS}	34,21 ^{NS}	297,88*	0,03 ^{NS}
Solo x Dose	4	5,89**	0,01 ^{NS}	5,71 ^{NS}	15,04**	0,12 ^{NS}
Solo x NPK	1	135,49*	0,15*	0,23 ^{NS}	189,82*	0,85*
Dose x NPK	4	64,00*	0,03*	5,33 ^{NS}	18,47**	0,24 ^{NS}
Solo x Dose x NPK	4	43,05**	0,01 ^{NS}	4,74 ^{NS}	28,43*	0,45*
Resíduo	60	6,90	0,01	7,76	3,60	0,12
C. V. (%)	---	22,56	7,96	12,27	24,35	18,56

** - significativo a 1% de probabilidade pelo teste de F (Fisher).

* - significativo a 5% de probabilidade pelo teste de F (Fisher).

NS - não significativo pelo teste de F (Fisher).

Verifica-se que houve diferenças significativas entre os tratamentos, sendo que para o elemento K, houve diferença significativa apenas para a fonte de variação solo (Tabela 15).

A tabela 16 apresenta os teores médios dos elementos que obtiveram resultados significativos para a fonte de variação solo.

Tabela 16. Valores médios dos teores de N, K, Ca e Mg no tecido foliar do milho em função do solo.

Solo	N	K	Ca	Mg
	----- g kg ⁻¹ -----			
LVd	15,16 A	19,60 B	5,45 B	2,11 A
LVe	8,14 B	27,82 A	10,13 A	1,59 B

Para cada elemento, médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Para os macronutrientes, observa-se que para N e Mg o solo que proporcionou maiores teores destes elementos para as plantas foram LVd, ao passo que para os elementos K e Ca foi o LVe (Tabela 16).

Os elementos com teores médios significativos para a fonte de variação NPK são apresentados na Tabela 17.

Tabela 17. Valores médios dos teores de N e Ca no tecido foliar do milho em função do NPK.

Tratamento	N	Ca
	----- g kg ⁻¹ -----	
Com NPK	14,05 A	5,86 B
Sem NPK	9,25 B	9,72 A

Para cada elemento, médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Apenas N e Ca apresentaram teores diferentes significativamente para a fonte de variação NPK (Tabela 17). O esperado era que todos os macronutrientes primários N, P e K apresentassem teores significativamente superiores nos tratamentos com a adubação NPK. Entretanto, os teores de P e o K não foram significativamente diferentes (Tabela 15).

Provavelmente este comportamento é em virtude da inibição competitiva existentes entre os elementos no processo de absorção. No caso do P, com a aplicação de biofósforo com elevado teor de Fe, pode ter ocorrido formação de compostos não assimiláveis para a planta (GISMONTI, 2009). Para K, pode ter ocorrido um comportamento de antagonismo por Mn (SOUZA et al., 2006), também pode-se considerar que concentrações altas de Ca no solo inibem a absorção de K pela planta (MALAVOLTA, 1980).

Foi verificado por ANDREOTTI et al. (2000) que a elevação da saturação por bases e respectivo aumento dos teores de Ca e Mg no solo reduzem a absorção de K pelo milho. GOMES et al (2007) verificaram que o aumento das doses de biofósforo proporcionou acúmulo nos teores de N nas folhas das plantas de milho.

Considera-se que a concentração de K em biofósforo é baixa, visto que esse elemento é altamente solúvel em água, sendo perdido no efluente líquido durante o tratamento (TSUTIYA, 2001; SIMONETE et al., 2003), de modo que a aplicação de biofósforo não apresenta potencial para suprir a necessidade deste elemento pelas culturas. O mesmo critério tem sido aplicado ao P (MELO et al., 2002).

As Tabelas 18 e 19 descreve os teores dos elementos que apresentaram interações significativas para as fontes de variação Solo x NPK e Dose x NPK, respectivamente.

Tabela 18. Valores médios dos teores de N, P, Ca e Mg no tecido foliar do milho em função da interação Solo x NPK.

Elemento	Solo	Adubação	
		CNPK	SNPK
----- g kg ⁻¹ -----			
N	LVd	18,86 a A	11,47 b A
	LVe	9,23 a B	7,05 b B
P	LVd	0,97 b B	1,08 a A
	LVe	1,08 a A	1,02 b B
Ca	LVd	1,98 b B	8,92 a B
	LVe	9,74 a A	10,52 a A
Mg	LVd	1,98 a A	2,23 a A
	LVe	1,67 a B	1,50 a B

Para cada elemento, médias seguidas da mesma letra minúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Para cada elemento, médias seguidas da mesma letra maiúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Tabela 19. Valores médios dos teores de N, P e Ca no tecido foliar do milho em função da interação Dose x NPK.

Elemento	Adubação	Doses em t ha ⁻¹				
		0	10	20	40	60
----- g kg ⁻¹ -----						
N	CNPK	11,49 b A	11,27 b A	12,69 b A	17,28 a A	17,50a A
	SNPK	11,27 a A	9,19 ab A	8,75 ab B	7,44 b B	9,63 ab B
P	CNPK	0,87 c B	0,99 b B	1,07 ab A	1,11 a A	1,07 bc A
	SNPK	0,96 b A	1,08 ab A	1,01 b A	1,06 ab A	1,15 ab A
Ca	CNPK	4,94 a A	5,60 a B	5,11 a B	7,44 a B	6,19 a B
	SNPK	6,04 b A	10,86 a A	11,60 a A	9,91 a A	10,18 a A

Para cada adubação, médias seguidas da mesma letra minúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Para cada adubação, médias seguidas da mesma letra maiúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

O teor de P, em LVd foi superior nos tratamentos sem aplicação de adubação NPK, e em LVe, apresentou teores superiores nos tratamentos com aplicação de NPK (Tabela 18). Para este elemento, as doses de biofósforo promoveram incrementos significativos apenas nos tratamentos com aplicação de NPK (Tabela 19) e não foram suficientes para dispor a cultura do milho os teores adequados (Tabela 2, pág. 19). Este resultado corrobora com GOMES et al. (2007).

Foi verificado por RODRIGUES NETO et al. (2006) aumento do teor de P em plantas com a aplicação de biofósforo. Segundo HUE (1995) isto se deve ao fato de o biofósforo diminuir a adsorção de P no solo, em razão do elevado teor de matéria orgânica que poderá fornecer íons orgânicos que competem com o fosfato pelos sítios de adsorção. Diferentemente, BACKES et al. (2009), ao avaliar o efeito de biofósforo sobre a mamoneira, não encontrou acréscimo do teor de P com a aplicação de doses de biofósforo.

Para os outros elementos, N, Ca e Mg, os teores nas plantas de milho apresentaram interação tripla significativa, Solo x Dose x NPK de modo que realizou-se o desdobramento destas fontes de variação nos diferentes solos estudados. Nas Tabelas 20 e 21 estão apresentados estes resultados, em LVd e LVe, respectivamente.

Tabela 20. Valores médios dos teores de N, Ca e Mg no tecido foliar do milho para Latossolo Vermelho distroférico.

Elemento	Adubação	Doses em t ha ⁻¹				
		0	10	20	40	60
		g kg ⁻¹				
N	CNPK	15,10 b A	14,66 b A	16,41 b A	24,06 a A	24,06 a A
	SNPK	15,09 a A	13,56 ab A	10,06 ab B	8,75 b B	9,84 b B
Ca	CNPK	1,66 a A	1,71 a B	2,00 a B	2,30 a B	2,21 a B
	SNPK	1,62 b A	9,78 a A	10,66 a A	10,92 a A	11,60 a A
Mg	CNPK	1,66 a A	1,71 a A	2,02 a A	2,30 a A	2,21 a B
	SNPK	1,71 c A	2,08 bc A	2,12 abc A	2,42 ab A	2,80 a A

Para cada elemento, médias seguidas da mesma letra minúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Para cada elemento, médias seguidas da mesma letra maiúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Tabela 21. Valores médios dos teores de N, Ca e Mg no tecido foliar do milho para Latossolo Vermelho eutrófico.

Elemento	Adubação	Doses em t ha ⁻¹				
		0	10	20	40	60
		g kg ⁻¹				
N	CNPK	7,88 a A	7,88 a A	8,97 a A	10,50 a A	10,94 a A
	SNPK	7,44 a A	4,82 a A	7,44 a A	6,13 a B	9,41 a A
Ca	CNPK	8,22 b A	9,50 ab A	8,22 b B	12,58 ab A	10,18 ab A
	SNPK	10,45 ab A	10,79 ab A	12,55 a A	10,05 ab A	8,76 b A
Mg	CNPK	1,16 b A	1,52 ab A	1,48 ab A	2,16 a A	2,02 a A
	SNPK	1,36 a A	1,46 a A	1,95 a A	1,32 a B	1,44 a B

Para cada elemento, médias seguidas da mesma letra minúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Para cada elemento, médias seguidas da mesma letra maiúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Observa-se nas Tabelas 20 e 21 que a adição de doses de biofósforo praticamente não promoveram incrementos significativos dos teores dos nutrientes N e Mg quando comparado com os tratamentos em que não receberam biofósforo (0 t ha⁻¹). Também verifica-se que a aplicação de NPK não proporcionou teores superiores significativamente entre os tratamentos que não receberam a adubação, a exceção ocorreu para o elemento N, em LVd.

Embora a adição de biofósforo tenha aumentado a absorção de N, as

quantidades absorvidas não foram suficientes para proporcionar nutrição adequada às plantas. Os valores médios de N estiveram, em todos os tratamentos, abaixo da faixa considerada adequada para a cultura do milho (Tabela 2, pág. 19).

Este comportamento de baixa absorção de N pelas plantas, quando adubadas com biossólido, também foi verificado por GOMES et al. (2007) que aplicando doses de lodo de esgoto equivalentes 7, 15, 29, 45 e 60 t ha⁻¹, em base seca encontraram nas folhas de milho, um teor máximo de 16 g kg⁻¹ de N. O mesmo autor ainda afirma que estes resultados indicam a necessidade de avanços no entendimento dos processos envolvidos na mineralização do N orgânico em solos adubados com lodo de esgoto uma vez que ANJOS E MATTIAZZO (2000), relataram deficiência de N em plantas de milho, mesmo após aplicação de 388 t ha⁻¹ de biossólido.

Diferentemente, BOEIRA et al. (2002) observaram que a aplicação de biossólido originado de esgoto urbano por quatro anos consecutivos em Latossolo, mesmo em dose equivalente à adubação mineral recomendada, superou as necessidades do milho por N e apresentou risco de lixiviação de NO³⁻.

Estes diferentes resultados encontrados na literatura para o teor de N, é indicativo que as características dos biossólidos diferem em virtude do lixo que lhe dá origem, peculiar de cada região.

O teor de Ca no LVd com aplicação de NPK está na faixa considerada adequada. Entretanto sem a aplicação de NPK e no LVe (Tabela 20 e 21), os teores são considerados fitotóxicos (Tabela 2, pág. 19). A preocupação com o excesso de Ca é que há possibilidade de prejudicar a absorção de Mg e K, visto que os carregadores dos cátions Ca, Mg e K são semelhantes entre si, estabelecendo uma inibição competitiva na absorção destes elementos pelas raízes (MEDEIROS et al., 2008).

No entanto, neste trabalho os teores de Mg e K foram adequados, considerando o período fenológico das plantas de milho: período vegetativo (V12).

As Tabelas 22 e 23 fornecem os teores dos elementos N, Ca e Mg do tecido vegetal do milho que apresentaram a interação tripla Solo x Dose x NPK significativa, levando em consideração a interação entre os solos com e sem aplicação de adubação NPK, respectivamente.

Tabela 22. Valores médios dos teores de N, Ca e Mg no tecido vegetal do milho em função dos solos com aplicação de adubação NPK.

Elemento	Solo	Doses em t ha ⁻¹				
		0	10	20	40	60
		-----g kg ⁻¹ -----				
N	LVd	15,10 A	14,66 A	16,41 A	24,06 A	24,06 A
	LVe	7,88 B	7,88 B	8,97 B	10,50 B	10,94 B
Ca	LVd	1,66 B	1,71 B	2,00 B	2,30 B	2,21 B
	LVe	8,22 A	9,50 A	8,22 A	12,58 A	10,18 A
Mg	LVd	1,66 A	1,71 A	2,02 A	2,30 A	2,02 A
	LVe	1,16 B	1,52 A	1,49 B	2,16 A	2,21 A

Para cada elemento, médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Tabela 23. Valores médios dos teores de N, Ca e Mg no tecido vegetal do milho em função dos solos sem aplicação de adubação NPK.

Elemento	Solo	Doses em t ha ⁻¹				
		0	10	20	40	60
		-----g kg ⁻¹ -----				
N	LVd	15,09 A	13,57 A	10,06 A	8,75 A	9,85 A
	LVe	7,44 B	4,81 B	7,44 B	6,12 A	9,40 A
Ca	LVd	1,62 B	10,92 A	10,66 A	9,77 A	11,60 A
	LVe	10,45 A	10,78 A	12,55 A	10,05 A	8,76 B
Mg	LVd	1,71 A	2,09 A	2,12 A	2,42 A	2,80 A
	LVe	1,36 A	1,46 B	1,95 A	1,32 B	1,43 B

Para cada elemento, médias seguidas da mesma letra, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Nos tratamentos com e sem aplicação da adubação NPK, com exceção do Ca, os elementos tiveram seus teores, nas diferentes doses de biofósforo, em sua maioria, superiores no LVd (Tabela 22 e 23).

Este comportamento, era esperado, pois em condições de vaso onde não existem perdas por percolação, o elemento permanece mais na solução do solo, sendo deste modo, no início, mais disponível para as plantas. Sendo assim, em solos com maior CTC, neste caso LVe os nutrientes estarão menos móveis, em consequência, menos disponíveis. No LVd, o nutriente fica menos retido, podendo, também, em condições de campo, ser lixiviado pelas águas de percolação e, caso não seja absorvido pelas plantas, ser levado aos mananciais de águas ou mesmo ao lençol freático (GONÇALVES Jr. e PESSOA, 2002).

4.2.2 Metais Pesados

A análise de variância para os resultados de teores dos metais pesados Cu, Zn, Fe, Mn, Cd, Pb e Cr no tecido vegetal do milho é apresentada nas Tabela 24.

Tabela 24. Análise de variância para os teores de Cu, Zn, Fe, Mn, Cd, Pb e Cr no tecido foliar do milho.

Quadrados Médios								
Fonte de Variação	G.L.	Cu	Zn	Fe	Mn	Cd	Pb	Cr
Solo	1	7,74*	51,20*	2,14*	6,61 ^{NS}	ND	5,83*	0,01 ^{NS}
Dose	4	2,52*	157,91**	0,90**	351,01**	ND	1,90 ^{NS}	1,12 ^{NS}
NPK	1	0,16 ^{NS}	92,45**	0,03 ^{NS}	43,51 ^{NS}	ND	0,54 ^{NS}	0,32*
Solo x Dose	4	2,44*	25,54*	0,20 ^{NS}	173,49 ^{NS}	ND	2,00 ^{NS}	0,20*
Solo x NPK	1	0,99 ^{NS}	31,25 ^{NS}	1,25 ^{NS}	30,01 ^{NS}	ND	2,53 ^{NS}	0,01 ^{NS}
Dose x NPK	4	0,59 ^{NS}	6,23 ^{NS}	0,34 ^{NS}	217,14 ^{NS}	ND	1,27 ^{NS}	1,12 ^{NS}
Solo x Dose x NPK	4	1,13 ^{NS}	8,28 ^{NS}	0,21 ^{NS}	47,14 ^{NS}	ND	1,22 ^{NS}	0,20*
Resíduo	60	0,50	8,87	1,76	91,55	-	0,98	0,59
C. V. (%)	---	35,59	16,73	7,28	20,75	-	57,44	22,87

** - significativo a 1% de probabilidade pelo teste de F (Fisher).

* - significativo a 5% de probabilidade pelo teste de F (Fisher).

NS - não significativo pelo teste de F (Fisher).

ND – Não detectável pelo método EAA/CHAMA.

Os teores de Cd nas amostras de tecido foliar do milho tratadas com e sem bioossólido (testemunha) apresentaram valores abaixo do limite de detecção do método analítico utilizado. Os valores de Mn e Pb apresentaram diferença significativa apenas para uma fonte de variação, ao passo que o Zn apresentou resultados significativos para a maioria das variáveis (Tabela 24).

Elementos com valores significativos para a fonte de variação solo estão apresentados na Tabela 25.

Tabela 25. Valores médios dos teores de Cu, Zn, Fe e Pb no tecido foliar do milho em função do solo.

Solo	Cu	Zn	Fe	Pb
	mg kg ⁻¹			
LVd	1,85 B	17,00 B	110,82 B	1,82 B
LVe	5,25 A	18,60 A	157,02 A	4,50 A

Para cada elemento, médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Observa-se na Tabela 25 que os teores de Cu, Zn, Fe e Pb foram maiores nas plantas de milho cultivadas em solo de textura argilosa, LVe. Com exceção do Zn, estes elementos já apresentavam teores superiores neste solo. Os teores de Cu e Zn estiveram ligeiramente inferiores aos níveis considerados adequados para a cultura do milho (Tabela 7, pág. 35).

A Tabela 26 apresenta os teores dos elementos que apresentaram resultados significativos para a fonte de variação dose.

Tabela 26. Valores médios dos teores de Cu, Zn, Fe e Mn no tecido vegetal do milho com a aplicação das doses de biofósforo.

Metais	Doses em t há ⁻¹				
	0	10	20	40	60
	----- mg kg ⁻¹ -----				
Cu	1,75 b	1,69 b	2,37 ab	5,56 ab	6,37 a
Zn	13,25 c	17,94 b	16,69 b	19,50 ab	21,62 a
Fe	183,50 a	102,50 b	132,06 ab	114,25 b	137, 31 ab
Mn	54,25 a	42,31 b	44,50 b	45,38 ab	44,12 b

Para cada elemento, médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade

A aplicação de diferentes doses de biofósforo aumentaram os teores de Cu e Zn em comparação com o tratamento em que não houve aplicação de biofósforo, dose 0 t ha⁻¹ (Tabela 26). Entretanto, apenas doses altas (40 e 60 t ha⁻¹) elevaram os teores destes micronutrientes a níveis adequados para a cultura do milho (Tabela 7, pág. 35), embora, também deve se considerar que o Cu tende a acumular mais nas raízes, em relação às folhas (MARTINS et al., 2003).

Em trabalhos onde doses crescentes de biofósforo não proporcionaram aumentos significativos nos teores de Cu (RANGEL et al., 2006) pode ser atribuída à forte complexação que esse elemento sofre pela matéria orgânica (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2001) e pelo antagonismo que ocorre entre o Cu e o Zn na solução do solo (FAQUIN, 2001).

É verificado teores adequados de Fe para a cultura do milho (Tabelas 24 e 25), este resultado é diferente do que era esperado, considerando o alto teor de Fe contido no biofósforo, 34883,33 mg kg⁻¹ (Tabela 12), previa-se que as plantas absorveriam em níveis fitotóxicos. Este comportamento pode ser em resultado da rápida conversão do Fe solúvel em compostos insolúveis não disponíveis para a planta (FERNANDES, 2006).

Resultado semelhante foi encontrado por PIGOZZO et al. (2002) ao estudar plantas de milho cultivadas no solo tratado com o bioossólido com dose de 19 t ha⁻¹, com alta concentração de Fe, verificaram que as plantas embora absorveram mais Fe que as cultivadas no solo sem aplicação de bioossólido, não apresentaram teores fitotóxicos.

Em um solo de textura argilosa, SIMONETE e KIEHL (2002) encontraram efeito no acúmulo de Fe, Mg e Cu pelas plantas de milho com a aplicação de doses de bioossólido. Sendo que para o Fe, os incrementos proporcionados pela adição do resíduo variaram, da menor para a maior dose aplicada, em relação a testemunha, de 18% a 159%, respectivamente.

A baixa sensibilidade do milho ao Mn adicionado com o bioossólido também encontrada por MARTINS et al (2003) deve-se, provavelmente, à riqueza natural do solo em Mn, fazendo com que as altas doses de Mn adicionadas via bioossólido não tenham sido suficientes para alterar, de forma significativa, as concentrações deste elemento no solo. O teor de Mn apresenta-se adequado para a cultura das plantas de milho (Tabelas 25 e 26).

Dos metais pesados estudados, observou-se que a adubação NPK influenciou significativamente apenas os teores médios de Zn e Cr (Tabela 23). A Tabela 27 apresenta os teores médios de Zn e Cr com e sem a aplicação da adubação NPK.

Tabela 27. Valores médios dos teores de Zn e Cr no tecido foliar do milho em função do NPK.

Tratamento	Zn	Cr
	----- mg kg ⁻¹ -----	
Com NPK	16,72 B	ND B
Sem NPK	18,87 A	0,42 A

Para cada elemento, médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

ND – Não detectável pelo método EAA/CHAMA.

Os teores de Zn e Cr foram maiores nos tratamentos sem aplicação da adubação (Tabela 27). Este resultado provavelmente está relacionado com as reações químicas que ocorrem entre os compostos de Zn e os compostos contendo NPK, ocorrendo conseqüentemente decréscimo na disponibilidade do Zn para as plantas (KORNDORFERM et al., 1995).

Os elementos Cu, Zn e Cr apresentaram interação dupla significativa, para a fonte de variação Solo x Dose, apresentado na Tabela 28.

Tabela 28. Valores médios dos teores de Cu, Zn e Cr no tecido foliar do milho em função da interação Solo x Dose.

Elemento	Solo	Doses em t ha ⁻¹				
		0	10	20	40	60
		----- mg kg ⁻¹ -----				
Cu	LVd	1,75 a A	1,88 a A	2,12 a A	1,50 a B	2,00 a B
	LVe	1,75 b A	1,50 b A	2,62 b A	9,62 a A	10,75 a A
Zn	LVd	14,12 c A	15,88 bc B	14,62 c B	19,25 ab A	21,12 a A
	LVe	12,38 b B	20,00 a A	18,75 a A	19,75 a A	22,12 a A
Cr	LVd	1,25 a A	ND a A	ND a A	ND a A	ND a B
	LVe	ND a B	ND a A	ND a A	ND a A	0,88 a A

Para cada elemento, médias seguidas da mesma letra minúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Para cada elemento, médias seguidas da mesma letra maiúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

ND – Não detectável pelo método EAA/CHAMA.

No LVd, as crescentes doses de biofósforo não promoveram incrementos nos teores de Cu em relação a dose 0 t ha⁻¹, sendo que apenas no LVe as doses 40 e 60 t ha⁻¹ proporcionaram teores adequados de Cu para a cultura do milho (Tabela 27 e 7, pág. 35).

Em ambos os solos, os teores de Zn aumentaram em razão da adição de doses de biofósforo, proporcionando um aumento de 56%. Ao estudar o efeito de aplicações de lodos de esgotos sobre os teores de metais pesados em folhas e grãos de milho RANGEL et al. (2006) verificaram que os teores de Zn nas folhas de milho aumentaram de modo significativo à aplicação das doses de biofósforo. Inclusive, o mesmo autor relata que o fato do teor de Zn aumentar com o aumento das doses, causa certa preocupação, uma vez que o uso contínuo do biofósforo poderia contaminar o solo e as plantas com esse metal, considerando o alto teor deste elemento nos lodos de esgoto.

Já o Cr, que embora os teores no LVe eram elevados, não houve incrementos significativos correspondentes na parte aérea do tecido vegetal do milho (Tabela 28). Apenas no LVd, na dose 0 ton ha⁻¹ de biofósforo apresenta teores significativos.

Embora neste trabalho as doses de biofósforo não proporcionaram aumento nos teores de Pb, conforme MCLAUGHLIN et al. (1996), o Pb absorvido pela superfície das raízes das plantas é retido ali, havendo uma mínima translocação

para outras partes. Porém, SILVA et al. (2008) estudando o comportamento do Pb em solo argiloso tratado com bioossólido, concluíram que poderiam ser realizadas 41 adubações com bioossólido, nas condições de seu experimento, aplicando na quantidade de 6 t ha⁻¹, sem atingir valores fitotóxicos de Pb na parte aérea das plantas de milho.

A tabela 6 (pág. 34) apresenta os teores considerados tóxicos de alguns metais pesados em plantas de acordo com KABATA- PENDIAS e PENDIAS (2001). Mesmo considerando que não houve presença de teores considerados tóxicos dos metais pesados Cd, Cr e Pb no tecido vegetal, estes resultados não referenciam o bioossólido como material inócuo do ponto de vista ambiental e sim reforçam a necessidade da continuidade de mais pesquisas de longa duração sobre o assunto.

4.2.3 Variáveis biométricas do milho

A análise de variância para os resultados referentes a matéria fresca (MF), matéria seca (MS), número de folhas (NF) e altura das plantas de milho nos diferentes tratamentos se encontram na Tabela 28.

Tabela 29. Análise de variância para de massa seca (MS), massa fresca (MF), número de folhas (NF) e altura das plantas de milho.

Quadrados Médios					
Fonte de Variação	G.L.	MS	MF	NF	Altura
Solo	1	702,88**	7743,10**	1,25 ^{NS}	336,20*
Dose	4	115,95**	4734,89**	1,20 ^{NS}	58,97 ^{NS}
NPK	1	916,73**	24194,71**	20,00**	1428,05**
Solo x Dose	4	59,24**	547,72**	0,40 ^{NS}	61,73 ^{NS}
Solo x NPK	1	17,68 ^{NS}	950,48*	2,45**	0,20 ^{NS}
Dose x NPK	4	38,65**	478,14*	1,16 ^{NS}	28,83 ^{NS}
Solo x Dose x NPK	4	23,94**	194,05 ^{NS}	0,11 ^{NS}	145,54 ^{NS}
Resíduo	60	11,70	146,10	0,58	57,23
C. V. (%)	---	14,17	9,65	8,63	8,61

** - significativo a 1% de probabilidade pelo teste de F (Fisher).

* - significativo a 5% de probabilidade pelo teste de F (Fisher).

NS - não significativo pelo teste de F(Fisher).

Observa-se que a fonte de variação NPK apresentou resultados significativos para todas as variáveis biométricas estudadas neste trabalho (Tabela 29).

As Tabelas 30 e 31 apresenta os valores médios das variáveis biométricas significativos para a fonte de variação solo e NPK, respectivamente.

Tabela 30. Valores médios para massa seca (MS), massa fresca (MF) e altura das plantas de milho em função do solo.

Solo	MS	MF	Altura
	----- g -----		cm
LVd	27,10 A	135,15 A	89,92 A
LVe	21,17 B	115,47 B	85,82 B

Para cada solo, médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Tabela 31. Valores médios para massa seca (MS), massa fresca (MF), número de folhas (NF) e altura das plantas de milho em função do NPK.

Adubação	MS	MF	NF	Altura
	----- g -----		Unidade planta ⁻¹	cm
Com NPK	27,52 A	142,70 A	9,35 A	92,10 A
Sem NPK	20,75 B	107,92 B	8,35 B	83,65 B

Para cada adubação, médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Os valores médios das variáveis biométricas das plantas de milho avaliados foram maiores no solo de textura média, com exceção do atributo NF (não houve diferença significativa) e também apresentaram aumento superior nos tratamentos com aplicação de NPK (Tabela 29 e 30).

O fato dos componentes de produção do milho terem resultados superiores em LVd pode ser explicado pelo maior desenvolvimento radicular do milho neste solo, visto que a compactação e a aeração característica destes solos em condições de casa de vegetação (ANDREOTTI et al., 2000).

O acúmulo de matéria seca pela cultura do milho sofre grande influência do nível de fertilidade do solo, especialmente N, P e K (BULL, 1993). Ao se estudar o comportamento das características agrônômicas da cultura do milho, PASQUALETTO e COSTA (2001) constataram que os incrementos dos níveis de N principalmente favorecem o crescimento da planta de milho.

A Tabela 32 apresenta os valores de MF e NF para a interação significativa Solo x NPK.

Tabela 32. Valores médios de massa fresca (MF) e número de folhas (NF) em função da interação Solo x NPK.

Atributo	Solo	Adubação	
		CNPK	SNPK
----- g -----			
MF	LVd	155,99 a A	114,31 b A
	LVe	129,41 a B	101,52 b B
NF	LVd	9,30 a A	8,65 b A
	LVe	9,40 a A	8,05 b B

Para cada atributo, médias seguidas da mesma letra minúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Para cada atributo, médias seguidas da mesma letra maiúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Os tratamentos acrescidos de NPK proporcionaram acréscimos nos valores de MF e NF nos dois solos estudados LVd e LVe, observa-se também valores superiores destas variáveis biométricas em LVd comparado a LVe (Tabela 32).

A Tabela 33 apresenta os valores médios das variáveis biométricas para a interação dupla significativa entre as variáveis Solo x Dose.

Tabela 33. Valores médios para massa seca (MS) e massa fresca (MF) em função da interação Solo x Dose.

Atributo	Solo	Doses em t ha ⁻¹				
		0	10	20	40	60
MS (g)	LVd	22,82 b A	22,62 b A	31,72 a A	28,50 a A	29,84 a A
	LVe	20,14 ab A	19,69 b A	19,58 b B	21,79 ab B	24,67 a B
MF (g)	LVd	112,90 c A	115,71 c A	138,04 b A	148,70 ab A	160,39 a A
	LVe	104,72 c B	107,81 bc B	103,22 c B	122,28 b B	139,32 a B

Para cada atributo, médias seguidas da mesma letra minúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Para cada atributo, médias seguidas da mesma letra maiúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Com exceção das doses 0 e 10 t ha⁻¹ de biofósforo para a variável biométrica MS, em que não houve diferença significativa, o LVd proporcionou valores superiores de MS e MF nas diferentes aplicações de biofósforo em comparação com o LVe. É interessante observar que apenas doses altas de biofósforo (40 e 60 t ha⁻¹) são suficientes para proporcionar aumento significativo na produção de MS e MF (Tabela 33).

A Tabela 34 apresenta os valores médios das variáveis biométricas para a interação dupla significativa entre as variáveis Dose x NPK.

Tabela 34. Valores médios para massa seca (MS) e massa fresca (MF) das plantas de milho em função das aplicações de biofósforo e adubação NPK.

Atributo	Adubação	Doses em t ha ⁻¹				
		0	10	20	40	60
MS (g)	CNPK	25,49 b A	24,74 b A	31,09 a A	27,75 ab A	28,54 ab A
	SNPK	17,47 c B	17,57 c B	20,21 bc B	22,54 ab B	25,97 a A
MF (g)	CNPK	130,71 b A	130,49 b A	143,05 ab A	149,99 a A	159,26 a A
	SNPK	86,91 c B	93,04 c B	98,21 c B	120,99 b B	140,45 a B

Para cada atributo, médias seguidas da mesma letra minúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Para cada atributo, médias seguidas da mesma letra maiúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Observa-se que, nos tratamentos com aplicação de NPK acrescidos de doses de biofósforo proporcionaram valores superiores de MF e MS, entretanto, considerando apenas os tratamentos com adição de doses de biofósforo, sem aplicação de NPK, verifica-se que mesmo a dose 40 t ha⁻¹ de biofósforo não foi suficiente para produção de MS e MF da adubação química NPK (dose 0 t ha⁻¹ de biofósforo CNPK) (Tabela 34).

SIMONETE e KIHTEL (2002) observaram aumento da produção de MS em plantas de milho com o aumento de doses de biofósforo. Com relação MF da parte aérea de plantas de milho, SOUZA et al. (2005) observaram valores crescentes com o aumento das doses de biofósforo.

Observa-se que não houve diferença significativa para a altura e NF das plantas de milho em virtude da adição de doses de biofósforo. BREEM (2005) ao avaliar o potencial do lodo de esgoto calado como insumo agrícola para a cultura do milho verificou que até aos 40 dias de plantio do milho não houve diferença significativa em relação a altura das plantas e nem em relação ao número de folhas, no entanto, aos 60 dias verificou-se diferença significativa, sendo o maior valor observado para o tratamento de 15 t ha⁻¹, para ambos os atributos.

Embora ANDREOTTI et al. (2001) encontraram valores maiores para altura de plantas de milho em solo arenoso ao estudar o crescimento do milho em função em diferentes tratamentos, relatam que após o florescimento masculino, aos 127 dias, a altura da planta não apresentou diferença entre os tratamentos. O mesmo autor, ainda justifica que possivelmente, os fatores estudados afetam a velocidade de surgimento das folhas, porém talvez não interfira na quantidade final, devido a essa variável ser afetada em maior intensidade por fatores genéticos do que externos.

Segundo ARATANI et al. (2006) a altura da planta de milho não foi influenciada pelo incremento de doses de adubação nitrogenada, em solo com textura argilosa.

Apenas a variável biométrica MS apresentou interação tripla significativa entre as variáveis Solo x Dose x NPK, de modo que realizou-se o desdobramento para interpretação dos resultados (Tabelas 35 e 36).

Tabela 35. Valores médios de massa seca (MS) do tecido foliar do milho para as diferentes adubações em função dos solos.

Solo	Adubação	Doses em t ha ⁻¹				
		0	10	20	40	60
		----- g -----				
LVd	CNPK	25,56 c A	26,93 bc A	38,26 a A	33,02 ab A	31,01 bc A
	SNPK	20,09 bc B	18,31 b B	25,18 ab B	23,98 abc B	28,68 a A
LVe	CNPK	25,43 a A	22,54 a A	23,92 a A	22,48 a A	26,08 a A
	SNPK	14,84 b B	16,84 ab B	15,24 b B	21,10 ab A	23,26 a A

Para cada solo, médias seguidas da mesma letra minúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Para cada solo, médias seguidas da mesma letra maiúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Tabela 36. Valores médios de massa seca (MS) do tecido foliar do milho para os diferentes solos em função das diferentes adubações.

Adubação	Atributo	Solo	Doses em t ha ⁻¹				
			0	10	20	40	60
		----- g -----					
CNPK	MS	LVd	25,56 A	26,93 A	38,26 A	33,02 A	31,01 A
		LVe	25,43 A	22,54 A	23,92 B	22,48 B	26,08 B
SNPK	MS	LVd	20,09 A	18,31 A	25,18 A	23,98 A	28,68 A
		LVe	14,84 B	16,84 A	15,24 B	21,10 A	23,26 B

Para cada atributo, médias seguidas da mesma não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

A produção de MS, em ambos solos, foi superior nos tratamentos com aplicação de adubação NPK acrescidos de biossólido (Tabela 35). Sendo que em todas as doses de biossólido, os valores de MS foram iguais ou superiores no solo de textura média, LVd (Tabela 36).

ANDREOTTI et al. (2000), estudando produção de matéria seca e absorção de nutrientes pelo milho também encontraram resultados maiores de MS para solos com textura mais arenosa.

ERNANI et al. (2005), ao estudar a forma de aplicação da uréia e dos resíduos vegetais na disponibilidade de N, verificaram que a aplicação de uréia apresentava efeito no rendimento de MS de milho, independente do método de aplicação deste fertilizante.

GONÇALVES Jr. et al. (2008), visando a obtenção de resultados de produção da cultura do milho sob diferentes adubações com NPK, verificaram que a aplicação de uma dose de 60:200:100 kg ha⁻¹ de NPK aumentou os valores dos componentes de produção e produtividade de grãos para a cultura do milho em relação a aplicação de doses menores.

No presente trabalho, os resultados demonstram que a associação de solos tratados com biofósforo e adição de adubação química, apresentam resultados maiores de MS, MF, NF e altura das plantas de milho. Verifica-se que a produção da planta de milho é inferior ao se aplicar somente doses de biofósforo, sem adição de NPK, é importante ressaltar que a dose recomendada pela legislação, neste caso é de 10 t ha⁻¹, não é suficiente para produzir a mesma produção do que a adubação química recomendada.

As variáveis biométricas de acordo com os resultados aqui descritos demonstram que a aplicação de biofósforo aumentam a produção de MS e MF, porém, são necessárias aplicações de doses altas, o que se excederia o valor recomendado pela legislação.

Ao final do experimento, as variáveis biométricas, macro e micronutrientes aumentaram em razão da aplicação de biofósforo. No entanto, considera-se que este aumento não é significativo para a substituição de adubação química, NPK.

4.2.4 Teor de clorofila

A tabela 37 apresenta a análise de variância para o teor de clorofila.

Tabela 37. Análise de variância para o teor de clorofila.

Fonte de Variação	G.L.	Quadrado Médio
Solo	1	49029,26**
Dose	4	7820,74**
NPK	1	10243,02**
Solo x Dose	4	3413,90**
Solo x NPK	1	2079,27**
Dose x NPK	4	4843,93*
Solo x Dose x NPK	4	3159,96**
Resíduo	60	128,68
C. V. (%)	29,67	-

** - significativo a 1% de probabilidade pelo teste de F (Fisher).

* - significativo a 5% de probabilidade pelo teste de F (Fisher).

O teor de clorofila apresentou resultado significativo para todas as fontes de variação (Tabela 37).

A Tabela 38 apresenta os valores médios dos teores de clorofila no tecido vegetal do milho com a aplicação das doses crescentes de biossólido, nas diferentes texturas de solos, com e sem aplicação da adubação NPK.

Tabela 38. Valores médios dos teores de clorofila no tecido vegetal do milho com a aplicação das doses de biossólido nos diferentes solos, com e sem aplicação da adubação NPK.

Solo	Adubação	Doses em t ha ⁻¹				
		0	10	20	40	60
		----- mg gpf ⁻¹ -----				
LVd	CNPK	1,04 a A	2,17 a B	7,25 a A	13,84 a A	12,00 a B
	SNPK	1,16 b A	18,34 ab A	21,15 ab A	23,29 ab A	34,54 a A
LVe	CNPK	39,90 b A	32,47 b A	36,30 b A	81,26 a A	42,96 b A
	SNPK	20,95 d B	42,96 cd A	51,64 c A	96,45 b A	185,02 a A

Para cada solo, médias seguidas da mesma letra minúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Para cada solo, médias seguidas da mesma letra maiúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Em LVd, a adição de doses de biossólido praticamente não aumentou significativamente os teores de clorofila, ao passo que no LVe as doses altas de biossólido (com aplicação de NPK, 40 t ha⁻¹ e sem aplicação de NPK, 60 t ha⁻¹) promoveram aumento no teor de clorofila significativamente. Quanto a aplicação de adubação NPK, os teores de clorofila, em sua maioria, em ambos os solos, não apresentou diferença estatística significativa (Tabela 37).

Estes resultados corroboram com os resultados encontrados para as variáveis biométricas avaliadas (a produção de MS e MF foram maiores com aplicação de doses mais altas de biossólido), pois o teor de clorofila na planta esta diretamente relacionada com a fotossíntese (ONCEL et al., 2000) e, conseqüentemente, ao desenvolvimento das plantas.

Porém, ARAÚJO et al. (2005), ao estudar biossólido em plântulas de soja e trigo, observaram diminuição do teor de clorofila com o aumento das doses, devido a substâncias tóxicas presentes no lodo.

A Tabela 38 apresenta os valores médios dos teores de clorofila no tecido vegetal do milho com a aplicação das doses crescentes de biossólido, nas diferentes adubações, com e sem aplicação de NPK, nas diferentes texturas de solos, LVd e LVe.

Tabela 39. Valores médios dos teores de clorofila no tecido vegetal do milho com a aplicação das doses de biossólido com e sem aplicação da adubação NPK, nos diferentes solos.

Adubação	Solo	Doses em t ha ⁻¹				
		0	10	20	40	60
		-----mg gpf ⁻¹ -----				
CNPk	LVd	1,04 B	2,17 B	7,25 B	13,84 B	12,00 B
	LVe	39,90 A	32,47 A	36,30 A A	81,26 A	42,96 A
SNPK	LVd	1,16 B	18,34 B	21,15 B	23,29 B	34,54 B
	LVe	20,95 A	42,96 A	51,64 A	96,45 A	185,02 A

Para cada adubação, médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade

Observa-se que os teores de clorofila foram superiores em LVe, tanto com e sem aplicação de NPK (Tabela 38).

Entre 50 e 70 % do N total na folha está associado a enzimas presentes nos cloroplastos, por isso existe relação direta entre o teor de N e o conteúdo de clorofila (ESPOSTI et al., 2003). Tendo em vista a alta relação existente entre os teores de N e clorofila, alguns estudos demonstram que é possível diagnosticar a exigência de N pela cultura por meio da concentração de clorofila (REIS et al., 2006). Entretanto observou-se neste trabalho teores superiores de N em LVd, em contraste do teor de clorofila que foram superiores em LVe.

O alto teor de clorofila em LVe provavelmente esteja relacionado com o teor de Fe neste solo, sendo que a maior parte do Fe na planta está localizado nos cloroplastos (MARSCHNER, 1995).

5 CONCLUSÕES

Para a cultura do milho, no presente trabalho, pode-se concluir que:

- A utilização do bio sólido não apresentou teores fitotóxicos de metais pesados no tecido vegetal;
- Os teores de clorofila foram superiores no solo de textura argilosa, LVe;
- Os teores de macronutrientes e variáveis biométricas apresentaram acúmulo maior no solo de textura média, LVd, com aplicação de adubação NPK e acrescidos de bio sólido;
- O bio sólido utilizado neste experimento não proporcionou aumento dos teores de elementos avaliados na dose recomendada pela legislação;
- Este resíduo sólido não apresentou potencial para substituir a adubação química convencional NPK.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A utilização de biossólidos atualmente tem sido incentivada por muitos pesquisadores, entretanto, assim como tem ocorrido com o uso comercial de fertilizantes, podem existir interesses econômicos envolvidos, onde objetivo maior é a liberação de resíduos potencialmente tóxicos ao invés do uso como biofertilizante.

Geralmente, os interessados na liberação do uso agrônômico de biossólido justificam que essa prática é comum, sobretudo em países desenvolvidos, porém nestes países a coleta de rede de esgotos é realizada em quase 100% de todo o território, ao passo que em nosso país ocorre muitas redes de lixo clandestinas.

Sugere-se que fazer da disposição final de resíduos uma prática agrícola, frequente e constante no Brasil, pode ocorrer um risco de contaminação ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIMILHO – Associação Brasileira das Indústrias Moageiras de Milho. **Milho: o cereal que enriquece a alimentação humana, 2006.** Disponível em: <http://www.ABIMILHO.com.br>. Acessado em 01 de dezembro de 2009.

ADRIANO, D. C. Trace elements in the terrestrial environment. New York, Springer-Verlag, 1986. In: MELO, G. P.; MELO, V. P. ; MELO, W. J. . **Uso de lodo de esgoto na agricultura e impacto ambiental por metais pesados** - 98 páginas. Disponível in: <<http://www.ambientenet.eng.br/TEXTOS.HTML>> Acesso em 08 de Abril de 2009.

AGRIANUAL, 2007. **Anuário da Agricultura Brasileira.** São Paulo: Instituto FNP, 2007.

ALBERTINI, S.; CARMO, L.F.; PRADO FILHO, L.G. Isotermas de adsorção de cádmio por *Saccharomyces cerevisiae*. **Revista de ciência e tecnologia de alimentos**, Campinas, v.21, n.2, p.134-138, 2001.

ALESSI, M. O.; RAUPP, D. S.; GARDINGO, J. R. Caracterização do processamento da farinha de milho biju para o aproveitamento dos subprodutos. **Ciências Agrárias e Engenharia**, Ponta Grossa, v.9 n.2, p. 31-39, 2003.

ALLOWAY, B. J. The origins of heavy metals in soils. In: ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils.** New York: John Wiley, 1990.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils.** 2 ed. New York: Blackie Academic & Professional, 1995.

ANDREOLI, C. V. **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura.** Rio de Janeiro: PROSAB, Programa de pesquisa em saneamento básico, 1999.

ANDREOTTI, M.; SOUZA E. C. A. de; CRUSCIOL, C. A. C.; RODRIGUES, J. D.; BÜLL, L. T. Produção de matéria seca e absorção de nutrientes pelo milho em razão da saturação por bases e da adubação potássica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n.12, p.2437-2446, 2000.

ANDREOTTI, M. SOUZA E. C. A. de; CRUSCIOL, C. A. C. Componentes morfológicos e produção de matéria seca de milho em função da aplicação de calcário e zinco. **Scientia Agricola**, v.58, n.2, p.321-327, 2001.

ANJOS, A. R. M.; MATTIAZZO, M. E. Metais pesados em plantas de milho cultivadas em latossolos repetidamente tratados com biossólido. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, vol. 57 n.4, 2000.

AGENCE NATIONALE POUR LA RÉCUPÉRATION ET L'ÉLIMINATION DES DÉCHETS – ANRED. – **La valorization agricole des boues de stations de purification urbaines.** Paris 117p, 1988.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY [ATSDR]. **Toxicological profile of lead**. Atlanta, 2005. Disponível in <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.pdf>>. Acesso em 04 de Dezembro de 2009.

AMORIM, L.; KUHN, M.; BLANK, V.L.G; GOUVEIA, N. Saúde ambiental nas cidades. Tempus. **Actas em Saúde Coletiva**, vol. 4, n. 4, p. 111-120. 2009.

AOAC. **Official methods of analysis**. 18 ed. Maryland: AOAC, 2005.

ARATANI, R. G. ; MARIA, I. C. de; CASTRO, O.M. de; FILHO, A. P; DUARTE, A. P. KANTHACK, R. A. D. Desempenho de semeadoras-adubadoras de soja em Latossolo Vermelho muito argiloso com palha intacta de milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.2, p.517–522, 2006.

ARAÚJO, A.S.F; MONTEIRO, R.T.R.; CARDOSO, P.F. Composto de lodo têxtil em plântulas de soja e trigo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.40, n.6, p.549-554, 2005.

ARAUJO, F.F.; GIL,F.C.; TIRITAN,C.S. Lodo de esgoto na fertilidade do solo, na nutrição de *brachiaria decumbens* e na atividade da desidrogenase. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 39, n. 1, p. 1-6, 2009.

AVILA-CAMPOS, M.J. **Metais Pesados e seus Efeitos**. 2007. Disponível in:<http://www.mundodoquimico.hpg.ig.com.br/metais_pesados_e_seus_efeitos.htm> Acesso em: 03 de dezembro de 2009.

BACKES, C. LIMA, C. P. de; FERNANDES, D. M; GODOY, L. J. G. de; KIHIL, T. A. M.; BÔAS, R., L. V. Efeito do lodo de esgoto e nitrogênio na nutrição e desenvolvimento inicial da mamoneira. **Bioscience Journal** , v. 25, n. 1, 2009.

BALDO, M. N. **Comportamento anatômico, fisiológico e agrônomico do milho (*Zea mays* L.) submetido a estresses de ambiente em diferentes estádios fenológicos**. Piracicaba, 2007. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

BARCELAR, C. A. ROCHA, A. A.; LIMA, M. R.; POHLMAN, M. **Efeito residual do lodo de esgoto alcalinizado em atributos químicos e granulométricos de um cambissolo húmico**. Trabalho apresentado na 24ª Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, Santa Maria, RS, 2000.

BARBOSA, G. C.; FILHO, J. T.; FONSECA, I. C. B. Efeito do lodo de esgoto em propriedades físicas de um Latossolo Vermelho. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 28, n. 1, p. 65-70, 2007.

BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C.; Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. **Suelo y Planta**, v.2, n.2, p.345-361, 1992.

BASTA, N. T.; SLOAM, J. J. Bioavailability of Heavy Metals in Strongly Acidic Soils Treated with Exceptional Quality Biosolids. **Environ Qual**, v.28, p.633-638, 1999.

BEHLING, M. Nodulação, acúmulo de nitrogênio no solo e na planta, e produtividade de soja em solo tratado com lodo de estação de tratamento de resíduos industriais. **Bragantia**, Campinas, v.68, n.2, p.453-462, 2009.

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

BERTON, R.S.; CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.13, n.2, p. 187-192, 1989.

BETTIOL, W., CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. **Lodo de esgoto: impacto ambientais na agricultura**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006.

BEZERRA, F. B.; ANDRADE, A. G.; PÉREZ, D. V.; MENEGUELI, N. A.; OLIVEIRA, M. A. C. L. Uso do Lodo de Esgoto na Revegetação de Área Degradada do Entorno do Aeroporto Internacional do Rio de Janeiro. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**. EMBRAPA: 2003.

BOEIRA, R.C. SOUZA, M.D. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio, pH e densidade de um Latossolo após três aplicações de lodos de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 581-590, 2007.

BOEIRA, R.C.; LIGO, M.A.V.; DYNIA, J.F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 11, p. 1639-1647, 2002.

BOEIRA, J.L.F. FERNANDES, A.C. **Os limites e as possibilidades da Gestão da Qualidade Total na indústria brasileira de minério de ferro**, 1999. Disponível em: http://www.abepro.org.br/biblioteca/ENEGEP1999_A0996.PDF acesso em 5 de dezembro de 2009.

BOEIRA, R.C; MAXIMILIANO, V. C.B. Mineralização de compostos nitrogenados de lodos de esgoto na quinta aplicação em latossolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p.711-722, 2009.

BOEIRA, J. L. F.; FERNANDES, A. C. **Os limites e as possibilidades da Gestão da Qualidade Total na indústria brasileira de minério de ferro**. 1999. Disponível em http://www.abepro.org.br/biblioteca/ENEGEP1999_A0996.PDF acesso em 5 de dezembro de 2009.

BONNIN, C. **Travaux du CEN/TC 308: Présentation des guides de bonne pratique pour la production et l'utilisation des boues**. Paris, 36 p, 1996.

BORKERT, C.M.; PAVAN, M.A.; BATAGLIA, O.C. Disponibilidade e avaliação de elementos catiônicos: ferro e manganês. In: FERREIRA, M.E. et al. **Micronutrientes**

e elementos tóxicos na agricultura. Jaboticabal, CNPq/FAPESP/Potafós, 2001. p.151-185.

BORGES, M.R.; COUTINHO, L.M. Metais pesados do solo após aplicação de biossólido. I – Fracionamento. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, p. 557-568, 2004.

BOURG, A. C. M. Speciation of Heavy Metals in soils and groundwater and implications for their natural and provoked mobility. In: OLIVEIRA, L.P. **Tratabilidade de solos tropicais contaminados por resíduos da indústria de revestimentos cerâmicos.** São Paulo, 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade de São Paulo, Escola Politécnica.

BREEM, R. R. **Potencial do lodo de esgoto calado como insumo agrícola para a cultura do milho em latossolo vermelho.** Cascavel, 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

BULL, L. T. Nutrição mineral do milho. In BULL, L. T.; CANTARELLA. H. **Cultura do milho: fatores que afetam a produtividade.** Potafós. Piracicaba, SP. p. 63-45, 1993.

CASTILHOS, D. GUADAGNIN, C. A.; SILVA, M. D. da; LEITZKE, V. W.; FERREIRA, L. H.; NUNES, M. C. Acúmulo de cromo e seus efeitos na fixação biológica de nitrogênio e absorção de nutrientes em soja. **Revista Brasileira de Agrocência**, Pelotas, v.7 n. 2, p. 121-124, 2001.

CANELLAS, L. P. SANTOS, G. de A.; SOBRINHO; M. B. do A.; MORAES, A. A.; RUMJAMEK, V. M. Adsorção de Cu^{2+} e Cd^{2+} em ácidos húmicos extraídos de resíduos orgânicos de origem urbana. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 29, n. 1, p. 21-26, 1999.

CHAVES, E. V. **Absorção de metais pesados de solos contaminados do aterro sanitário e pólo industrial de manaus pelas espécies de planta *Senna multijuga*, *Schizolobium amazonicum* e *Caesalpinia echinata*.** Manaus, 2008, Tese (Doutorado em biotecnologia) - Universidade Federal do Amazonas.

CHANG, A.C.; HINELSLY, T.D.; BATES, T.E.; DORNER, H.E.; DOWDY, R.H.; RYAN, J.A. Effects of long sludge application on accumulation of trace elements by crops. In: PAGE, A.L.; LOGAN, T. G.; RYAN, J.A. **Land application of sludge.** Chelsea: Lewis Publishers, 1987.

CHIARADIA, J. J. CHIBA, M. K.; ANDRADE, C. A. de; OLIVEIRA, C. de; LAVORENTI, A. Produtividade e nutrição de mamona cultivada em área de reforma de canal tratada com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33, n.3, p. 701-709, 2009.

CINTRA, A. P. U. **Disponibilidade de cobre relacionada à adubação com dejetos de suínos tratados pelo processo de estabilização alcalina com secagem acelerada na cultura do milho.** Curitiba, 2004. 106 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Paraná.

COELHO, A. M.; FRANÇA, G. E. **Nutrição e adubação do milho**. 1996. Disponível em: <http://www.cnpms.embrapa.br/milho/deficiencia/deficiencia.html>. Acesso em 14 abril de 2008.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução N° 375, de 29 de agosto de 2006.

CORDEIRO, R.; LIMA, F.E.C. A Inadequação dos Valores dos Limites de Tolerância Biológica para a Prevenção da Intoxicação Profissional pelo Chumbo no Brasil. **Caderno e Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v.11, n. 2, p. 177-186, 1995.

COSTA, C. N. MEURER, E. J.; BISSANI, C. A.; TEDESCO, M. J. Fracionamento sequencial de cádmio e chumbo em solos **Ciência Rural**, Santa Maria, v.37, n.5, 2007.

COSTA, F. X. ; LIMA, V. A. L. A. de; BELTRÃO, N. E. de. M; AZEVEDO, C. A. V. de; SOARES, F.A. L ; ALVA, I. D. M. de. Efeitos residuais da aplicação de biossólidos e da irrigação com água residuária no crescimento do milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.13, n.6, p.687–693, 2009.

CUNHA , K. P. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; PIMENTEL, R.M.M.; ACCIOLY, A. M. A; SILVA, L A. Disponibilidade, acúmulo e toxidez de cádmio e zinco em milho cultivado em solo contaminado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p.1319-1328, 2008.

DAS, P.; SAMANTARAY, S.; ROUT, G.R. Studies on cadmium toxicity in plants: a review. **Environmental Pollution**, v.98, p.29-36, 1997.

DEFELIPO, B. V. Eficiência agrônômica do lodo de esgoto proveniente de uma indústria siderúrgica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.15, n.3, p. 389-393, 1991.

DEKALB. **Novo DKB 390, 2008**. Disponível em: <http://www.dekalb.com.br/produto_milho.aspx?id=10> Acesso em 15 Maio 2009.

DOEBLEY, J.F. Molecular evidence for gene flow among *Zea species*. **BioScience**, v.40, p.443-448,1990.

DUETE, R. R.C. MURAOKA, T. ; SILVA, E. C. da ; TRIVELIN, P. C. O.; AMBROSANO, E. J. Viabilidade econômica de doses e parcelamentos da adubação nitrogenada na cultura do milho em LATOSSOLO VERMELHO . **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 31, n. 1, p. 175-181, 2009.

DUFFUS, J. H. “Heavy metals”—a meaningless term?. **Pure Appl. Chem.**, v. 74, n. 5, p. 793–807, 2002.

EIFLER, V. **Comprovada a eficiência do biossólido no eucalipto**. Disponível em:<<http://www.embrapa.br/imprensa/noticias/2005/folder.20050328.5410095572/fo>

der.2005-04-06.9742516474/noticia.2005-04-13.3153119044/> Acesso em 20 de Setembro de 2009.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Embrapa solos, Embrapa Informática Agropecuária. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes.** Brasília: EMBRAPA, 1999.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise do solo.** 2. ed. rev. e atual. Rio de Janeiro, 1997.

EMBRAPA. **Milho e Sorgo Sistemas de Produção**, Versão Eletrônica – 4ed. Set./2008. Disponível em: <<http://pt.wikipedia.org/wiki/C%C3%A1dmio...> Wikipédia, 2009.

ESPOSTI, M. D. D.; SIQUEIRA, D. L.; PEREIRA, P. R. G.; VENEGAS, V. H. A.; SALOMÃO, L. C. C.; MACHADO FILHO, J. A. Assessment of nitrogenized nutrition of citrus rootstocks using chlorophyll concentrations in the leaf. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v.26, n.6, p. 1287-1299, 2003.

ERNANI, P.R.; SANGOI, L.; LECH, V.A. & RAMPAZZO, C. A forma de aplicação da uréia e dos resíduos vegetais afeta a disponibilidade de nitrogênio. **Ciência Rural**, v. 35, p.360-365, 2005.

FABIAN, A. J.; OTTONI FILHO, T. B. Determinação de capacidade de campo *in situ* ou através de equações de regressão. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 5, p. 1029-1036, 2000.

FALBE, J.; REGITZ, M. **Roempp Chemie Lexikon.** Georg Thieme: Weinheim, 1996.

FANCELLI, A.L. DOURADO-NETO, D. **Gerenciamento da cultura de milho.** Piracicaba: LPV, ESALQ, Departamento de Produção Vegetal, 1999.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). 2008. **Base de dados Faostat** . Disponível em: <<http://www.fao.org/tc/tci/whyinvestinagricultureandru/en/>> acesso em 15 de dezembro de 2009.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). 2008.. **Base de dados Faostat.** Disponível em: <<http://faostat.fao.org>>. Acesso em: 20 Maio. 2009.

FAQUIN, V. **Nutrição mineral de plantas.** Lavras, Universidade Federal de Lavras, 2001.

FELIX, E. F. **Comportamento de cobre aplicado no solo por calda bordalesa.** Piracicaba, 2005. 74p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

FERNANDES, M.S. **Nutrição Mineral de Plantas.** Viçosa: SBCS, 2006.

FERNANDES, F. **Manual prático para a compostagem de biossólidos**. Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999.

FERNANDES, F.C.S.; LIBARDI, P. L.; CARVALHO, L. A. Internal drainage and nitrate leaching in a corn-black oat-corn succession with two split nitrogen applications. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.63 n.5 Set./Out. 2006

FERREIRA, F. J. F; BECEGATO, V. A.; Gamaespectrometria, resistividade elétrica e susceptibilidade magnética de solos agrícolas no noroeste de estado do Paraná. **Revista Brasileira de Geofísica**, Rio de Janeiro, v. 23, n.4, p. 371-405, 2005.

FERREIRA, M. E.; CRUZ, M.C. P. da; RAIJ, B. van.; ABREU, C. A. de. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, 2001.

FERREIRA, D.F. SISVAR. **Sistemas de análises estatísticas**. Lavras, UFLA. 2003

FERREIRA, R. A. R. F.; NISHIYAMA, L. **Uma revisão sobre a disposição controlada de lodo de esgoto no solo**. II Simpósio regional de geografia “perspectivas para o cerrado no século XXI” universidade federal de Uberlândia – instituto de geografia 26 a 29 de novembro de 2003.

FONTES, M. P. F; CAMARGO, O. A.; SPOSITO, G. Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados. **Scientia Agricola**, Curitiba, v.58, n.3, p.627-646, 2001.

FRANCISCO, B. B. A.; LEMOS, F. A.; MASSON, O. C. Fontes Alternativas para a Obtenção de Níquel, Cobalto e Cobre . In: **Anais... XIV Jornada de Iniciação Científica – CETEM**, 2007.

FRANCHINI, J C.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica de íons em solo ácido lixiviado com extratos de resíduos de adubos verdes e soluções puras de ácidos orgânicos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, n. 12, p 2267-2276, 1999.

FREITAS, E.V.S; NASCIMENTO, C. W. A. do; BIONDI, C. M.; SILVA, J. P. S. da; SOUZA, A. P. Dessorção e lixiviação de chumbo em espodossolo tratado com agentes quelantes. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, v. 33, p.517-525, 2009.

LEE, J. D. **Química inorgânica não tão concisa**. Tradução da 5ª ed. Inglesa. São Paulo: Edgard Blücher, 1996.

GADIOLI, J. L.; NETO, P. F. Rendimento de milho e de feijão preto cultivado em solo acrescido de lodo de esgoto. **Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba, v.21, n.21, p. 53-58, 2004.

GISMONTI. **Os nutrientes das plantas (2) - O Fósforo (P)**. Disponível em: <<http://recantodasletras.uol.com.br/tutoriais/1380494>> Acessado em 10 de dezembro de 2009.

GONÇALVES, C. N.; CERETTA, C. A. Plantas de cobertura de solo antecedendo o milho e seu efeito sobre o carbono orgânico do solo, sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n.2, p. 307-313, 1999.

GONÇALVES Jr.; POZZA, P. C.; NACKE, H. LAZZERI, D. B.; SELZLEIN, C. ; CASTILHA, L.D. Homogeneização e níveis de metais em dejetos provenientes bovinocultura de leite. **Acta Scientiarum Technology**, Maringá, v. 29, n. 2, p. 213-217, 2007.

GONÇALVES Jr., A. C. LUCHESE, E.B. e LENZI, E. Avaliação da fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e crômio, em soja cultivada em latossolo vermelho escuro tratado com fertilizantes comerciais. **Química Nova** v. 23, n. 2, p. 173-177, 2000.

GONÇALVES Jr. A. C.; NACKE, H.; STREY, L.; SCHANTES, D.; SELZLEIN, C. Produtividade e componentes de produção do milho adubado com cu e npk em um argissolo. **Scientia Agraria**, Curitiba, v.9, n.1, p.35-40, 2008.

GONÇALVES Jr., 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, n.1-2, p.19-23, 2002.

GONÇALVES Jr, SELZLEIN, C.; NACKE, H. Uso de biomassa seca de aguapé (*Eichornia crassipes*) viando a remoção de metais pesados de soluções contaminadas. **Acta Scientiarum Technology**, Maringá v. 31, n. 1, 2009.

GOMES, B. V.; NASCIMENT, C.W.A.; BIONDI, C.M. Produtividade e composição mineral de plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande v.11 n.5, 2007.

GUIMARÃES, M. A. SANTANA, T. A. de; SILVA, E. V.; ZENZEN, I. L. LOUREIRON, M. E. Toxicidade e tolerância ao cádmio em plantas. **Revista Trópica – Ciências Agrárias e Biológicas**, Chapadinha, n. 3, v. 1, pág. 56, 2008.

HUE, N.V. Sewage sludge In: RECHCIGL, J.E. **Soil amendments and environmental quality**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Levantamento Sistemático da Produção Agrícola: agosto/2008**. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br>>. Acesso em: maio 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Levantamento Sistemático da Produção Agrícola. 2007**. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br>>. Acesso em: agosto 2008.

JIANG, R.F.; MA, D.Y.; ZHAO, F.J.; McGRATH, S.P. Cadmium hyperaccumulation protects *Thlaspi caerulescens* from leaf feeding damage by thrips . **Frankliniella occidentalis**, v.167, p.805-814, 2005.

JAIRO, T.M; MARY, C.R.; MARIA,G.A. Aspectos toxicológicos relacionados con la utilización del cromo en el proceso productivo de curtiembres. **Revista de la Facultad de Medicina**, Bogotá, Universidade Nacional de Colombia, v. 52, n.1, 2004.

JEEVAN RAO, K. & SHANTARAM, M.V. Effect of urban solid wastes on dry matter yield, uptake of micronutrients and heavy metals by maize plants. **Journal of Environmental Biology**, v. 17, p.25-32, 1996.

KABATA- PENDIAS, A.; PENDIAS, H. Trace elements in soils and plants. Flórida: CRC Press, 1992. 365p. In: MELO, G. P.; MELO, V. P.; MELO, W. J. **Uso de lodo de esgoto na agricultura e impacto ambiental por metais pesados** - 98 páginas. Disponível in: <<http://www.ambientenet.eng.br/TEXTOS.HTML>> Acesso em 08 de Abril de 2009.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3 ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 413p.

KABATA-PENDIAS, A. e PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plants**. 4 ed., Boca Raton, CRC Press, 2000.

KITAMURA, A. E.; ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A. S.; GONZALES, A. P. Recuperação de um solo degradado com a aplicação de adubos verdes e lodo de esgoto **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p 405-416, 2008.

KORNDÖRFER, G. H. ALCANTARA, C. B.; HOROWITZ, N.; LANA, R. M. Q. Formas de adição zinco e seu efeito sobre a produção de milho. **Scientia Agricola.**, Piracicaba, v. 52, p. 555- 560, 1995.

KÜPPER, H.; PARAMESWARAN, A.; LEITENMAIER, B.; TRTÓLEK, M.; SETLÓK, Cadmium-induced inhibition of photosynthesis and long-term acclimation to cadmium stress in the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. **New Phytologist**. v.175, n.4, p.655-674, 2007.

LICHTENTHALER, H.K. Chlorophylls and carotenoids: pigments of photosynthetic biomembranes. In: Packer, L., Douce, R. (Eds.). **Methods in enzymology**. London: Academic Press, v.148, p.350-81, 1987.

LOSI, M.E.; AMRHEIN, C.; FRANKENBERGER, W.T. Environmental biochemistry of chromium. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v.135, p.91-121, 1994.

LUCHESE, A.V; GONÇALVES, A.C.; LUCHESE, E. B.; BRACCINI, M. do C. L. Emergência e absorção de cobre por plantas de milho (*Zea mays*) em resposta ao tratamento de sementes com cobre. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.34, n.6, 2004.

LUCHESE, E. B.; FAVERO, L. O. B.; LENZI, E. **Fundamentos da química do solo Teoria e Prática**. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 2002.

LUNA, M. L. D.; LEITE, V.; LOPES, W.S.; SOUSA, J.T. de; SILVA, S. A. Tratamento anaeróbico de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.29, n.1, p.113-121, 2009.

MAGALHÃES, P. C.; DURÃES, F. O. M.; CARNEIRO, N. P.; PAICA, E. Fisiologia do milho. **Circular técnica**, Sete Lagoas, c.22, p.65, 2002.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificação e fatos**. São Paulo: Produquímica, 1994.

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

MALAVOLTA, E.A. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo, Ceres, 1980.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Ceres, 2006.

MARANGON, A. F. C.; FERNANDES, L.G.M. O uso do picolinato de cromo como coadjuvante no tratamento da diabetes mellitus **Ciência da Saúde**, Brasília, v. 3, n. 2, p. 253-260, 2005.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2.ed. San Diego: Academic, 1995.

MARQUES, M. O.; MELO, W. J.; MARQUES, T. A. Metais Pesados e o Uso de Biossólidos na Agricultura. In: TSUTIYA et al. **Biossólidos na Agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001.

MARTINS, A.L.C. BATAGLIA, O.C; CAMARGO O. A; CANTARELLA, H. Produção de grãos e absorção de Cu, Fe, Mn e Zn pelo milho em solo adubado com lodo de esgoto, com e sem calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, p.563-574, 2003.

MARTINEZ, M. DEL RAMO, J.; TORREBLANCA, A.; D'IAZ-MAYANS, J. Effect of cadmium exposure on zinc levels in the brine shrimp *Artemia partenogenetics*. **Aquaculture**, v 172, p. 315-325, 1999.

MARZZOCO, A. BAYARDO, B.T. **Bioquímica Básica**. 3 ed. Guanabara Koogan; 2007.

MATTIAZZO- PREZOTTO, M.E. **Comportamento de cobre, cádmio, crômio, níquel e zinco adicionados a solos de clima tropical em diferentes valores de pH**. Piracicaba, 1994. 197p. Tese (Tese de Livre Docência) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Quiroz".

MCLAUGHLIN, M.J. TILLER, K. G.; NAIDU, R. STEVENS, D.P. Review of the behaviour and environmental impact of contaminants in fertilizers. **Journal of Soil Research**, v.34, p.1-54, 1996.

McDOWELL, L.R.; CONRAD, J.H.; HEMBRY, F.G. **Minerals for grazing ruminants in tropical regions**. 2.ed. Gainesville: University of Florida, 1993.

McNAUGHT, A. D; WILKINSON, A. **Compendium of Chemical Terminology, IUPAC Recommendations**. 2 ed., Blackwell Science, Oxford, 1997.

MEDEIROS, J. C. ALBUQUERQUE, J. A.; MAFRA, A. L.; ROSA, J. L; GATIBONI, L. C. Relação cálcio: magnésio do corretivo da acidez do solo na nutrição e no desenvolvimento inicial de plantas de milho em um Cambissolo Húmico Álico. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 29, n. 4, p. 799-806, out./dez. 2008.

MELFI, A. J., MONTES, C. R. Impacto dos bio sólidos sobre o solo. In: TSUTIYA et al. **Bio sólidos na Agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001.

MELARATO, M. PANOBIANCO, M.; VITTI, G. D.; VIEIRA, R. D. Manganês e potencial fisiológico de sementes de soja. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.32, n.6, p.1069-1071, 2002.

MELO, G. P.; MELO, V. P. ; MELO, W. J. . **Uso de lodo de esgoto na agricultura e impacto ambiental por metais pesados** - 98 páginas. 2008. Disponível in: <<http://www.ambientenet.eng.br/TEXTOS.HTML>> Acesso em 08 de Abril de 2009.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000.

MELO, W.J.; MARQUES, M. O.; MELO, V.P. O uso agrícola do bio sólido e as propriedades do solo. In M. T. Tsutiya, J. B. et al. **Bio sólidos na agricultura**. São Paulo, Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, 2002.

MELO, V.P. BEUTLER, A. N.; SOUZA, Z. M. de; CENTURION, J. F.; MELO, W, J. de Atributos físicos de Latossolos adubados durante cinco anos com bio sólido. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.39, n 1, p.67-72, 2004.

MELO, W.J; MARQUES, M. O.; SANTIAGO, G.; CHELLI, R. A.; LEITE, S.A.S. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações de matéria orgânica e CTC de um latossolo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.18, p.449-455, 1994.

MENGEL, K.; KIRBY, E.A. **Principles of plant nutrition**. 4 ed. Internacional Potash Institute, Berna ,1987.

MIGUEL JÚNIOR, A. **Cádmio - Intoxicação**. 2008. Disponível em: <<http://www.medicinageriatrica.com.br/2008/01/14/saude-geriatria/camidio-intoxicacao>> Acesso em 14 Abril 2009.

MONTEIRO, M. F. **Lixo tóxico vira matéria prima**. 2005. Online. Disponível em <www.reporterbrasil.com.br>. Acesso em abril de 2008.

MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. A cinética do chumbo no organismo humano e sua importância para a saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 9, p. 167-181, 2004.

MOREIRA, F. R. et al. Influência da Geometria da plataforma na determinação de chumbo em Zidovudina. **Química Nova**, v. 25, p. 379-383, 2002.

MUKHOPADHYAY, M.J.; SHARMA, A. Manganese in cell metabolism of higher plants. **Botanical Review**, v. 57, p.117-149, 1991.

NASCIMENTO, S. C.; HYPOLITO, R.; RIBEIRO, A. F. Disponibilidade de metais pesados em aterro de indústria siderúrgica. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.11, n. 3, p. 196-202, 2006.

NAIDU, R.; BOLAN, N.S.; KOOKANA, R.S. & TILLER, K.G. Ionic-strength and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge of soils. **European Journal of Soil Science**, v.45, p. 419-429, 1994.

NAIDU, R.; SUMNER, M.E.; HARTER, R.D. Sorption of heavy metals in strongly weathered soils: an overview. **Environmental Geochemistry and Health**, Dordrecht, v.20, p.5-9, 1998.

NAVA, I. A. **Produtividade da soja em função da aplicação de fertilizantes comerciais formulados com diferentes fontes de zinco e fitodisponibilidade dos metais pesados tóxicos Cádmio, Chumbo e Cromo**. Marechal Cândido Rondon, 2008. 41 p. (Dissertação de Mestrado) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Brasil.

NETO, L. **Operação notifica caminhões de despejo clandestino de lixo e fecha carvoaria ilegal em Gramacho**. 2009. Disponível em: <<http://oglobo.globo.com/rio/mat/2009/11/07/operacao-notifica-caminhoes-de-despejo-clandestino-de-lixo-fecha-carvoaria-ilegal-em-gramacho-914653158.asp>> Acesso em 15 de dezembro de 2009.

NOCE, M. A. ALBEMAZ, W.M; CRUZ, J. C. , NETO, M. M. G. PEREIRA FILHO, I. A. MORAIS, F. A. MONTEIRO, M. A. R. **Cultivares de milho para a produção de grãos e forragem, na região central de Minas Gerais**. Comunicado Técnico 134, Sete Lagoas: MG, 2006.

NOCITO, F.F.; PIROVANO, L.; COCUCCI, M.; SACCHI, G.A. Cadmium-induced sulfate uptake in maize roots. **Plant Physiology**, v.129, p.1872-1879, 2002.

NOGUEIRA, T. A.R.; OLIVEIRA, L.R.; MELO, W.J.; FONSECA, I. M.; MELO, G.M.P.; MELO, V.P.; MARQUES, M.O. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p. 2195-2207, 2008.

OLIVEIRA, F. C., MATTIAZZO, M. E. Mobilidade de metais pesados em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.58, n.4, p.807-812, 2001.

OLIVEIRA, F. C. et al. A Movimentação de metais pesados em latossolo adubado com composto de lixo urbano. **Revista de Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 12, p. 1787-1793, 2002.

OLIVEIRA W. Resíduos sólidos e limpeza pública. In: Phillip Jr A., **Saneamento do meio**. São Paulo: Fundacentro, 1992.

OLIVEIRA, D. L. **Influência do aterro municipal de Manaus nas águas superficiais da circunvizinhança: um enfoque ao estudo de metais pesados**. Manaus, 2007. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Amazônia.

ONCEL, I.; KELES, Y.; USTUN, A.S. Interactive effects of temperature and heavy metal stress on the growth and some biochemical compounds in wheat seedlings. **Environmental Pollution**, v.107, p.315-320, 2000.

PASCUAL, J. A. HERNANDEZ, T.; GARCIA, C.; DE LEIJ, F. A. A.M. LYNCH, J.M. Long-term supression of *Pythium ultimum* in arid soil using fresh and composted municipal wastes. **Biology and fertility of Soils**, v.30, p. 478-484, 2000.

PASQUALETO, A.; COSTA, L.M. Influência de sucessão de culturas sobre características agrônômicas do milho (*zea mays* L.) em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 31, n.1, p.61-64, 2001.

PAVAN, M. A.; BLOCH, M. F. M.; ZEMPULSKI, H. da C.; MIYAZAWA, M.; ZOCOLER, D.C. **Manual de análises químicas de solo e controle de qualidade**; Londrina: IAPAR, 1992. (Circular, 76).

PERRY, L; SANDWEISS, D. H.; PIPERNO, D. R. RADERMARK, K. MALPASS, M. A.; UMIRE, A. U.; VERA, P. Early maize agriculture and interzonal interaction in southern Peru. **Revista Nature**, v. 440, n.7080, 2006.

PIERANGELI, M. A.P; GUILHERME, L. R.G; CURI, N.; SILVA, M. L N; L. R. OLIVEIRA, L. R.; LIMA, J. L. Teor total e capacidade máxima de adsorção de chumbo em latossolos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 25, p. 279-288, 2001.

PHILLIP A. JR. **Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável**. São Paulo: Manole, 2005.

PIGOZZO, A. T; GOBBI, M. A.; LENZI, E.; JORDÃO, V. R. Avaliação dos resíduos de rerrefino de óleo e de biossólido como fonte de micronutrientes no Latossolo Vermelho Escuro. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 6, p. 1603-1608, 2002.

POGGIANI, F., GUEDES, M. C., BENEDETTI, V. Aplicabilidade de biossólido em plantações florestais: I. Reflexo no ciclo dos nutrientes. . In: BETTIOL, W.,

CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000.

POMBO, L.C.A. Sorção de cádmio em solos do estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.19, p. 19-24, 1995.

QUEIROZ, J. E. G. **Efeito de compostos provenientes de lixo urbano, no teor de clorofila e de metais pesados no crescimento do milho (Zea mays L.)**. Bahia, 1998. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – UFBA, Universidade Federal da Bahia.

RAIJ, B. V. CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2 ed. Campinas: IAC, 1997.

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A.; DYNIA, F. J. BETTIOL, W.; DYNIA, V. Efeito de aplicações de lodos de esgoto sobre os teores de metais pesados em folhas e grãos de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, p. 583-594, 2006.

REI, E. F. dos; MAIA, L. R. ; ARAUJO, G. L.; GARCIA, G.de O.; PASSO, R. R. Alterações no ph, matéria orgânica e ctc efetiva do solo, mediante a aplicação elevadas doses de lodo de esgoto em diferentes intervalos de irrigação. **Revista Verde**, v.4, n.2, p. 31 – 38, 2009.

REILLY, C. **Metal Contamination of Food**. London: Elsevier Applied Science, 1991.

REIS; A. R. dos; FURLANI Jr., E.; BUZETTI, S.; ANDREOTTI, M. Diagnóstico da exigência do cafeeiro em nitrogênio pela utilização do medidor portátil de clorofila. **Bragantia**, Campinas, v.65, n.1, p.163-171, 2006.

RODRIGUES NETO, T. A.; ARRUDA, R.; SOARES, F. Produtividade de milho e feijão consorciados adubados com diferentes formas de lodo de esgoto. **Revista de La Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal, Valdivia**, Chile, v. 6, n. 1, p. 52-63, 2006.

SANEPAR. COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ. **Manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná**. Curitiba, 1997.

SANGOI, L.; ERNANI, P. R.; LECH, V.A; RAMPAZZO, C. Volatilização de N-NH₃ em decorrência da forma de aplicação de uréia, manejo de resíduos e tipo de solo, em laboratório. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.33, n.4, p.687-692, 2003.

SANTOS, D. S.; ANDRADE, C. A.; MATTIAZZO, M. E. Capacidade de Troca Catiônica (CTC) em solo tratado com doses de biossólidos. In: **Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, 29, 2003, Ribeirão Preto. Anais... Ribeirão Preto: SBCS/ UNESP, 2003. CD ROM.

SILVA, F. C. ANTONIO ENEDI BOARETTO, A.E.; BERTON, R.S; ZOTELLI, H. B.; PEIXE, C. A.; BERNARDES, E. M.; Efeito de lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.36, n.5, p.831-840, 2001.

SILVA, P. H. M; POGGIANI, F.; GONÇALVES, J. L. de M.; STAPE, J. L. Volume de madeira e concentração foliar de nutrientes em parcelas experimentais de *Eucalyptus grandis* fertilizadas com lodos de esgoto úmido e seco. **R. Árvore**, Viçosa, v.32, n.5, p.845-854, 2008.

SILVA, J. E.; RESCK, D.V.S.; SHARMA, R.D. Alternativa agrônômica para o bio-sólido produzido no Distrito Federal. Efeito na produção de milho e na adição de metais pesados em Latossolo no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.26, p.487-495, 2002.

SILVEIRA, M. L.; ALLEONI, L.R.F.; CHANG, A. Condicionadores químicos de solo e retenção e distribuição de cádmio, zinco e cobre em latossolos tratados com bio-sólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, n.3, 2008.

SIMONETE, M.A; KIEHL, J.C. Extração e fitodisponibilidade de metais em resposta à adição de lodo de esgoto no solo. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.59, n.3, p.555-563, 2002.

SIMONETE, M.A. KIEHL, J. C.; ANDRADE, C. A.; TEIXEIRA, C. F. A. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.38, n.10, 2003.

SIMS, D. A.; GAMON, J. A. Relationships between leaf pigment content and spectral reflectance across a wide range of species, leaf structures and developmental stages. **Remote Sensing of Environment**, v. 81, p. 337-354, 2002.

SMITH, S.T. Effect of soil pH on availability to crops of metals in sewage sludge-treated soils. I. Nickel, copper and zinc uptake and toxicity to ryegrass. **Environmental Pollution**, n. 85, p.321-327, 1994.

SOARES, F.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N. Influência de diferentes manejos agrícolas na distribuição de metais pesados no solo e em plantas de tomate. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.26, n.2, p.535-542, 2002.

SOUZA, E. R.B; JÁCOMO DIVINO BORGES, J. D.; LEANDRO, W. M.; OLIVEIRA Jr., J. P. OLIVEIRA, I. P.; XIMENES, P. A.; CARNEIRO, M. F.; BARROS, R. G. Teores de metais tóxicos nas folhas de plantas de milho fertilizadas com lodo de curtume. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 35, n. 2, p. 117-122, 2005.

SOUZA, P. A.; VENTURIN, N.; MACEDO, R.L.G. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.16, n.3, 2006.

SOUZA, E. R. B.; BORGES, J. D.; LEANDRO, W. M.; OLIVEIRA Jr. J. P.; OLIVEIRA, I. P; XIMENES, A.; CARNEIRO, M. F.; BARROS, R.G.. Teores de metais tóxicos nas

folhas de plantas de milho fertilizadas com lodo de curtume. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia v.35, n. 2, p.117-122, 2005.

SUTHERLAND, R. A.; TACK, F. M. TOLOSA, C.A; VERLOO, M.G. Characterization of selected element concentrations and enrichment ratios in background and anthropogenically impacted roadside areas. **J. Environ. Qual**, v. 29, p. 1431, 2000.

TEDESCO, M. J. ; GIANELLO, C. ; BISSANI, C. ; BOHNEN, H. **Análises de Solo, Plantas e Outros Materiais**. Porto Alegre: Departamento de solos da UFRS, 1995.

THORNTON, I. **Metals in the global environment**. 1ed. Ottawa: Int. Council on Metal and the environment, 1995.

TOMAZELA, A.L.; FAVARIN, J. L.; FANCELLI, A. L.; MARTIN, T. N.; DOURADO, D. N.; REIS, A. R. Doses de nitrogênio e fontes de Cu e Mn suplementar sobre a severidade da ferrugem e atributos morfológicos do milho. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, v. 5, n. 2, p. 192-201, 2006.

TRANNIN, I.C.B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Atributos químicos e físicos de um solo tratado com biossólido industrial e cultivado com milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.12, n.3, p.223–230, 2008.

TSUTIYA, M. T. Alternativas de disposição final de biossólidos. *IN*: TSUTIYA et al. **Biossólidos na Agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001.

VANZ, A.; MIRLEAN, N.; BAISCH, P. Avaliação de poluição do ar por chumbo particulado: uma abordagem geoquímica. **Química Nova**, v. 26, p. 25-29, 2003.

VENTURINI, T.; API, MARTIN, T. N; HEINZ, T.. Principais indicativos da produção de milho no sudoeste do Paraná. **Anais... III Seminário: Sistemas de Produção Agropecuária UTFPR - Campus Dois Vizinhos**, 2009.

VIEIRA, L.S. **Manual da ciência do solo com ênfase aos solos tropicais**. 2 ed. SP: Agronômica Ceres, 1988.

VIEIRA, R. F.; CARDOSO, A. A. Variações nos teores de nitrogênio mineral em solo suplementado com lodo de esgoto. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v. 38, n. 7, p. 867-874, 2003.

VOLLENWEIDER, P; COSIO, C.; GUNTARDT-GOERG, M.S. & KELLER, C. Localization and effects of cadmium in leaves of a cadmium-tolerant willow (*Salix viminalis* L.) Part II Microlocalization and cellular effects of cadmium. **Environ. Exper. Bot.**, v.58, p.1-16, 2005.

WARMAN, P.R.; COPPER J.M. Fertilization of a mixed forage crop with fresh and composted chicken manure and NPK fertilizer: effects on soil and tissue Ca, Mg, S, B, Cu, Fe Mn and Zn. **Canadian Journal of Soil Science**, v.80, p. 345-352, 2000.

WELZ, B.; SPERLING, M. **Atomic Absorption Spectrometry**. 2 ed. Weinheim: Wiley-VCH, 1999.

WU, J.; NORVELL, W.A.; WELCH, R.M. Kriging on highly skewed data for DTPA-extractable soil Zn with auxiliary information for pH and organic carbon. **Geoderma**, n.134, p.187-199, 2006.

YAMADA, T.; ABDALLA, S. R. S. Como melhorar a eficiência da adubação nitrogenada do milho?. **POTAFOS - Associação brasileira para pesquisa da potassa e do fosfato**. Piracicaba, n.91, 2000.

YURUELA, I. Copper in plantas. **Brazilian Journal Plant Physiology**, Londrina, v.17 n.1, 2005.

XIE Y. CHIBA M, SHINOHARA A, WATANABE H, INABA Y. Studies on lead-binding protein and interaction between lead and selenium in the human erythrocytes. **Industrial Health**, v.36, p.234-239, 1998.

ZEITUNI, R. F. **Análise Crítica da norma CETESB P 4.230 - “Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – critérios para projeto”**. Campinas: 2005. 211 p Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Instituto Agrônomo de Campinas.