

**USO AGRONÔMICO DE RESÍDUO
CRÔMICO INDUSTRIAL: UM ESTUDO DE CASO**

DEDALUS - Acervo - EESC



31100006960

Arminda Saconi Messias

**TESE apresentada à Escola de Engenharia
de São Carlos, da Universidade de São
Paulo, como parte dos requisitos para
obtenção do título de Doutor em
Ciências da Engenharia Ambiental.**

ORIENTADOR: Prof. Dr. Silvio Crestana

São Carlos

Dezembro de 1997



Class.	TE. 57. - 60. 20
Cott.	3629
Tombo	10038/98

311 0000 69 60

S/S 943029

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento da
Informação do Serviço de Biblioteca - EESC-USP

Messias, Arminda Saconi
M585u Uso agrônômico de resíduo crômico industrial: um estudo
de caso
Arminda Saconi Messias. ---São Paulo, 1997

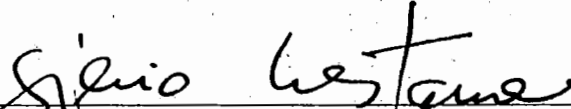
Tese (Doutorado). -- Escola de Engenharia de São Carlos
- Universidade de São Paulo, 1997.
Orientador: Prof. Dr. Silvio Crestana.

1. Crômio. 2. Solo. 3. Fertilizante orgânico. 4. Metal
pesado. I. Título.

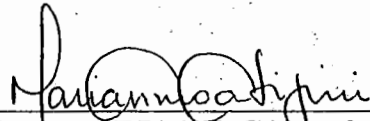
FOLHA DE APROVAÇÃO

Candidata: Bacharela ARMINDA SACONI MESSIAS

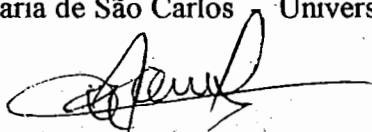
Tese defendida e aprovada em 12-12-1997
pela Comissão Julgadora:



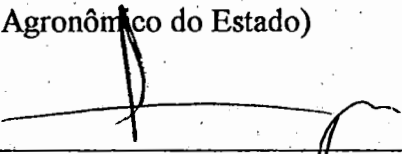
Prof. Doutor **SILVIO CRESTANA (Orientador)**
(CNPDIA/EMBRAPA)



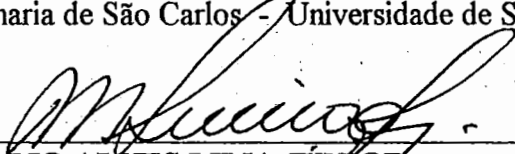
Profa. Doutora **MARIA DO CARMO CALJURI**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)



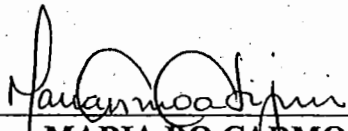
Prof. Doutor **OTAVIO ANTONIO DE CAMARGO**
(Instituto Agronômico do Estado)



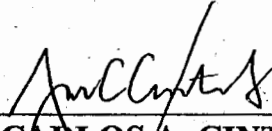
Prof. Titular **FAZAL HUSSAIN CHAUDHRY**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)



Prof. Doutor **MÁRIO ALVES LIMA JÚNIOR**
(Universidade Federal Rural de Pernambuco)



Profa. Doutora **MARIA DO CARMO CALJURI**
Coordenadora da Área de Ciências da Engenharia Ambiental



JOSE CARLOS A. CINTRA
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

Aos meus queridos,

Aparício

Arlindo

Francisco

Francismar

Genésio

Jarbas

Tereza

Lydia:

de palavras definitivas,
de forte presença,
de boas lembranças.

AGRADECIMENTOS

A Deus e aos meus protetores, pela iluminação;

Ao esposo, amigo e companheiro Jarbas, pela paciência, apoio e incentivo;

Ao Dr. Silvio Crestana, da EMBRAPA de São Carlos, SP, pela confiança e orientação;

À Dra. Maria do Carmo Calijuri, Coordenadora da Área de Ciências da Engenharia Ambiental, da USP de São Carlos, SP, pela amizade, apoio e colaboração;

Ao Dr. José Roberto Campos, da USP-EESC de São Carlos, pelo apoio;

À ALCOA, Itapissuma, PE, especialmente ao Dr. Maurício Firmento Born e à bióloga Marly Cavalcanti de Melo Novaes, pela colaboração e oportunidade de avaliar o lodo crômico;

Ao Pe. Theodoro Paulo Severino Peters, S.J. (Reitor), Prof. Erhard Cholewa (Pró-Reitor Acadêmico), Prof. Reginaldo Lourenço da Silva (Decano do CCT), Profa. Evânia Pincovski (Coordenadora do PPG), Profa. Clarice Travassos (PPG), da UNICAP, Recife, PE, pelo apoio e liberação das atividades acadêmicas;

Aos professores, colegas e funcionários do Departamento de Química da UNICAP, Recife, PE, pela colaboração; em especial, ao Prof. João Pedro de Oliveira Filho, pela ajuda na revisão sobre o elemento crômio;

À CAPES / PICDT, pela bolsa de estudo;

À FACEPE, Recife, PE, pelo auxílio concedido;

Ao IPA, Recife, PE, pela liberação das atividades técnicas;

Aos funcionários do IPA, Recife, PE: químicas Maria José Coêlho do Couto Soares e Anna Maria de Andrade Henriques Silva; pesquisadores Valdelice Correia Lima, Hélio Almeida Burity e José Nildo Tabosa; técnicos de laboratório Antonio

José Ramos Filho, Marilene Pimentel Ferreira e João Wanderlei da Costa Lima, bibliotecários Paulo Ricardo de Santana Aldênio Pimentel e Quitéria Sonia Cordeiro dos Santos; estatístico Venézio Felipe dos Santos, pela prestimosa colaboração;

Ao engenheiro agrônomo Júlio Sérgio de Oliveira Araújo, da LAGRI, Recife, PE, pela ajuda nas análises de solo e planta;

Aos Drs. Mário Alves Lima Júnior, Mateus Rosas Ribeiro e Antonio Fernando Magalhães, da UFRPE, Recife, PE, pela colaboração;

À Dra. Valdinete Lins da Silva, do Laboratório de Engenharia Ambiental da UFPE, Recife, PE, pela disciplina oferecida;

A todos os colegas, professores e funcionários do CRHEA da USP/ EESC-São Carlos, SP; em especial, para Claudete Aparecida Poianas da Silva, pela amizade e apoio;

À Sra. Maria Nazareth Gobato Röhm, Chefe Administrativo do PGR-USP/EESC-São Carlos, pela amizade e colaboração;

Ao químico Júlio César Trofino, do Laboratório de Saneamento da EESC-São Carlos, SP, pela leitura do crômio;

A todos que colaboraram positivamente com este trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	xi
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	xiv
LISTA DE SÍMBOLOS	xviii
RESUMO	xxiv
ABSTRAT	xxv
1 INTRODUÇÃO.....	26
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	28
2.1 A Matéria Orgânica do Solo.....	28
2.2 Fertilizantes Orgânicos.....	31
2.2.1 Efeitos da fertilização orgânica no solo.....	32
2.2.1.1 Propriedades físicas.....	35
2.2.1.2 Propriedades químicas.....	36
2.2.1.3 Propriedades biológicas.....	38
2.3 Resíduo Sólido.....	40
2.4 Metais Pesados.....	43
2.5 O Elemento Químico Crômio.....	49
2.5.1 Efeito do crômio na saúde animal.....	54
2.5.2 Comportamento do crômio no solo.....	55
2.5.3 Comportamento do crômio na planta.....	66
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	72
3.1 Solos Utilizados.....	72
3.2 Composto Urbano Utilizado.....	78

3.3 Lodo Crômico Testado.....	80
3.4 Planta-teste Utilizada.....	84
3.5 Condições Experimentais.....	86
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	105
4.1 Efeito do lodo crômico na dinâmica da microbiota dos solos (Experimento 1).....	105
4.2 Sorção do crômio, contido no lodo crômico, em solos de diferentes texturas (Experimento 2).....	110
4.3 Mobilidade do crômio nos solos (Experimento 3).....	120
4.4 Determinação do período de incubação do lodo crômico em solos de Pernambuco (Experimento 4).....	127
4.5 Avaliação agrônômica do lodo rico em crômio (Experimento 5).....	134
4.6 Avaliação do lodo crômico em campo (Experimento 6).....	147
5 CONCLUSÕES.....	165
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	166
ANEXOS.....	167
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	191

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01- Perfil de solos podzólico e latossolo.....	73
FIGURA 02- Mapa do estado de Pernambuco, indicando os locais de coleta dos solos utilizados nos experimentos.....	75
FIGURA 03- Leira da compostagem de resíduo sólido urbano.....	79
FIGURA 04- Fluxograma do processo de pré-tratamento de chapas de alumínio a serem pintadas, da ALCOA-Alumínio do Nordeste S/A, Itapissuma, PE.....	81
FIGURA 05- Lodo rico em cromo secando à temperatura ambiente.....	83
FIGURA 06- Casa de vegetação da sede do IPA, Recife, PE, utilizada num experimento.....	87
FIGURA 07- Vista geral do experimento em campo.....	88
FIGURA 08- Modelo esquemático do conjunto utilizado na determinação da biomassa microbiana.....	91
FIGURA 09- Montagem esquemática do experimento sobre a mobilidade do cromo.....	96
FIGURA 10- Montagem do experimento sobre a incubação do lodo cromo ..	98
FIGURA 11- Esquema do experimento com vasos, em casa de vegetação.....	100
FIGURA 12- Parcelas experimentais do campo.....	103
FIGURA 13- Biomassa microbiana obtida para os solos PVe1, PVe2, PAI e LAd, utilizando-se doses crescentes de lodo cromo.....	107
FIGURA 14- Isotermas de adsorção de Freundlich obtidas para os solos PVe1 e PVe2, a partir da solução de equilíbrio, sob agitação por oito horas.....	118

FIGURA 14A- Isotermas de adsorção de Freundlich obtidas para os solos PAI e LAd, a partir da solução de equilíbrio, sob agitação por oito horas	119
FIGURA 15- Curvas de lixiviação do crômio, para os solos PVe1, PVe2, PAI e LAd.....	125
FIGURA 16- Curvas de incubação do crômio, para os solos PVe1, PVe2, PAI e LAd.....	132
FIGURA 17- Concentração de crômio nos solos, antes do plantio e depois da coleta do experimento em casa de vegetação, na ausência e na presença de composto urbano.....	136
FIGURA 18- Aspecto geral do milho, em casa de vegetação.....	137
FIGURA 19- Absorção do crômio pelas parte aérea e raiz do milho, em casa de vegetação, utilizando-se os solos PVe1, PVe2, PAI e LAd.....	143
FIGURA 20- Curvas de resposta da parte aérea do milho às doses de lodo crômico empregadas, em casa de vegetação.....	145
FIGURA 20A- Curvas de resposta da raiz do milho às doses de lodo crômico empregadas, em casa de vegetação.....	146
FIGURA 21- Concentração de crômio no solo, após a coleta do milho, em campo.....	150
FIGURA 22- Teores de crômio absorvidos pelas partes do milho, em campo....	154
FIGURA 23- Resposta da parte aérea do milho às doses de lodo crômico empregadas, em campo.....	160
FIGURA 23A- Resposta da raiz do milho às doses de lodo crômico empregadas, em campo.....	161
FIGURA 24- Produção de milho, em campo.....	163

LISTA DE TABELAS

TABELA 01- Especificações dos fertilizantes orgânicos simples (reconhecidos pela Legislação Brasileira, correspondente à Tabela nº 2 da Portaria nº 1, do Decreto 86.955 de 18.08.82).....	33
TABELA 02- Especificações dos fertilizantes organomineral e composto (correspondente à Tabela nº 3 da Portaria nº 1, do Decreto 86.955 de 18.02.82).....	33
TABELA 03- Principais efeitos da matéria orgânica nos solos cultivados.....	39
TABELA 04- Classificação dos elementos de acordo com sua toxicidade.....	44
TABELA 05- Concentração de alguns elementos metálicos na crosta terrestre.....	46
TABELA 06- Configuração eletrônica do crômio.....	49
TABELA 07- Metais pesados empregados nas indústrias.....	57
TABELA 08- Análise química e de fertilidade dos solos utilizados, conforme a metodologia da EMBRAPA (EMBRAPA, 1979).....	77
TABELA 09- Análise física dos solos utilizados, conforme a metodologia da EMBRAPA (EMBRAPA, 1979).....	78
TABELA 10- Análise química dos fertilizantes orgânicos utilizados, segundo o método oficial do Ministério da Agricultura (BRASIL, 1983)....	84
TABELA 11- Características da cultivar de milho CMS 36 (BR-5036) - seleção IPA, utilizada nos experimentos.....	86
TABELA 12- Fertilização química recomendada para o milho.....	101
TABELA 13- Carbono na biomassa microbiana dos solos estudados, utilizando-se o método da fumigação e incubação.....	106
TABELA 14- Equações de regressão e coeficientes de determinação para a biomassa microbiana, em relação às concentrações e aos períodos, para os solos utilizados.....	110

TABELA 15- Dados obtidos para pH, condutividade elétrica e crômio total, na solução final de equilíbrio do experimento de sorção.....	111
TABELA 16- Coeficientes de determinação (r^2) para as funções de Langmuir (L) e de Freundlich (F) para a sorção do crômio, nos solos estudados.....	114
TABELA 17- Coeficientes de determinação, parâmetros e equação de Freundlich para a sorção do crômio, nos solos estudados	116
TABELA 18- Análise química do eluente, após percolação com água.....	121
TABELA 19- Equações de regressão para o crômio no experimento de mobilidade.....	124
TABELA 20- Crômio total retido nas duas camadas de solos das colunas de lixiviação.....	126
TABELA 21- Valores obtidos para o crômio, e outros elementos, através da incubação aeróbia dos solos com diferentes doses de lodo crômico, no período considerado, em condições de laboratório ...	128
TABELA 22- Valores de pH, condutividade elétrica e teores de crômio total obtidos para os solos, antes (A) do plantio e depois (D) da coleta, do experimento em casa de vegetação.....	134
TABELA 23- Equações de regressão polinomial para pH, condutividade elétrica e teor de crômio total para os solos utilizados, na presença e na ausência de composto urbano.....	135
TABELA 24- Nutrientes absorvidos pela parte aérea (PA) e pela raiz (R) do milho, após 35 dias de cultivo em casa de vegetação.....	139
TABELA 25- Produção de matéria seca da parte aérea (PA) e da raiz (R) do milho, em condições de casa de vegetação.....	144
TABELA 26- Análise química dos solos, após a coleta do milho aos 100 dias de cultivo em campo.....	148
TABELA 27- Nutrientes absorvidos pelo milho, em campo.....	151
TABELA 28- Medidas das alturas da planta e inserção da espiga, e peso de 100 grãos de milho, cultivar CMS 36 (BR-5036) - seleção IPA, em campo.....	157
TABELA 29- Produção de matéria seca das partes do milho, cultivado por 100 dias em campo.....	159

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A= textura arenosa

ABNT= Associação Brasileira de Normas Técnicas

AF= ácido fúlvico

AH= ácido húmico

ALCOA= Alumínio do Nordeste S/A

Ams²= clima tropical chuvoso de monção com verão seco, de Köppen

As²= clima tropical chuvoso com verão seco, de Köppen

B = biomassa microbiana, da equação de Stotzky

BR (5036) = Brasil

CAPES = Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior

CC = capacidade de campo

CCT = Centro de Ciências e Tecnologia

CETESB = Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental

Ci = concentração inicial, da equação de sorção

Cfe = concentração final de equilíbrio, da equação de sorção

CMS (36) = Centro do Milho e Sorgo

Conc. = concentração

CRHEA = Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada

CTC = capacidade de troca de cátions

d = subcamada eletrônica

3d = subcamada eletrônica da camada M

3d⁵ = subcamada eletrônica da camada M, com 5 e

Dap = densidade aparente

Dr = densidade real

DTPA = ácido dietilentriaminopentaacético

DTPA-TEA = DTPA com trietanolamina

DTPA-AB = DTPA com bicarbonato de amônio

E = equivalente, da equação de Stotzky

e^- = elétron

ϵ^0 = potencial de redução

EDTA = ácido etilendiaminotetraacético

EGTA = ácido etileneglicol, bis-2-aminoetileter tetraacético

Eh = potencial redox

EMBRAPA = Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

eq. = equação

E-SE = direção este-sudeste

etc. = *et cetera*

EUA = Estados Unidos da América

EVA = evapotranspiração anual

FA = textura franco arenosa

FACEPE = Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do estado de Pernambuco

FG = textura franco argilosa

FGA = textura franco argiloarenosa ou média

g = estado físico gasoso

IPA = Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária

LAd = Latossolo Amarelo distrófico

LAGRI = Laboratório de Análises Agrícolas Ltda

Mehlich-1 = solução extratora de H_2SO_4 0,025 mol l^{-1} + HCl 0,05 mol l^{-1}

Mehlich-3 = solução extratora de CH_3COOH 0,2 mol l^{-1} + NH_4NO_3 0,25 mol l^{-1} +
+ NH_4F 0,015 mol l^{-1} + HNO_3 0,013 mol l^{-1} + EDTA 0,001 mol l^{-1}

Morgan = solução extratora de NaOAc a 10% + HOAc a 3% + NH_4F 0,03N,
relação 1:4

Na_2EDTA = dois átomos de sódio complexado no EDTA

NBR = Norma Brasileira Registrada
nm = nanômetro
NTA = ácido nitrilotriacético
 $3p^6$ = subcamada eletrônica da camada M, preenchida com 6 e
PA = precipitação anual
PAI = Podzólico Amarelo Distrófico latossólico
PCZ = ponto de carga zero
PE = estado de Pernambuco
PGR = pós-graduação
PICDT = Programa Integrado de Capacitação de Docentes e Técnicos
PMP = ponto de murcha permanente
PPG = Programa de pós-graduação
PVC = policloreto de vinilo
PVe = Podzólico Vermelho Amarelo Eutrófico orto
rpm = rotação por minuto
s = estado físico sólido
S = soma de bases
S = sorção, da equação de Stotzky
4s = subcamada eletrônica da camada N
 $4s^1$ = subcamada eletrônica da camada N, com 1 e
 $3s^2$ = subcamada eletrônica da camada M, preenchida com 2 e
 $4s^2$ = subcamada eletrônica da camada N, preenchida com 2 e
SBCS = Sociedade Brasileira de Ciência do Solo
SP = estado de São Paulo
t = tonelada
 $t\ ha^{-1}$ = tonelada por hectare
V = volume, da equação de Stotzky
V = volts
UFPE = Universidade Federal de Pernambuco
UFRPE = Universidade Federal Rural de Pernambuco
UNICAP = Universidade Católica de Pernambuco

USP-EESC = Universidade de São Paulo-Escola de Engenharia de São Carlos

x = operação multiplicação

Z = número atômico

LISTA DE SÍMBOLOS

A^0 = angstrom

Ag = prata

Al = alumínio

Al^{3+} = alumínio trivalente

Al_2O_3 = óxido de alumínio

$\text{Al}(\text{SO}_4)_3$ = sulfato de alumínio

As = astato

atm = atmosfera

Au = ouro

B = boro

B12 = vitamina, com fórmula proposta igual a $\text{C}_{61-64} \text{H}_{86-92} \text{N}_{14} \text{O}_{13} \text{P Co}$

Ba = bário

BaCl_2 = cloreto de bário

Be = berílio

Bi = bismuto

Br = bromo

C = carbono

^0C = grau centígrado ou Celsius

Ca = cálcio

Ca^{2+} = cálcio bivalente

CaCl_2 = cloreto de cálcio

CaO = óxido de cálcio

$\text{Ca}(\text{OH})_2$ = hidróxido de cálcio

- C-CO₂ = carbono na forma de dióxido de carbono
- Cd = cádmio
- CHCl₃ = triclorometano ou clorofórmio
- CH₃COOH = ácido etanóico ou ácido acético
- CH₃COONH₄ = acetato de amônio ou etanoato de amônio
- Cl = cloro
- Cl₂ = molécula de cloro
- cm = centímetro
- cm s⁻¹ = centímetro por segundo
- C/N = relação carbono e nitrogênio
- Co = cobalto
- Co³⁺ = cobalto trivalente
- C=O = radical funcional carbonil das cetonas
- CO₂ = dióxido de carbono
- COOH = radical funcional carboxil dos ácidos carboxílicos ou orgânicos
- Cr = crômio
- ⁵¹Cr = crômio radioativo
- Cr_(s) = crômio sólido
- Cr²⁺ = crômio bivalente
- Cr³⁺ = crômio trivalente
- Cr (III) = crômio trivalente
- ⁵¹Cr (III) = crômio trivalente radioativo
- Cr⁶⁺ = crômio hexavalente
- Cr (VI) = crômio hexavalente
- ⁵¹Cr (VI) = crômio hexavalente radioativo
- Cr (C₆H₆)₂ = complexo crômio-difenil
- Cr (dipirila) = complexo crômio-dipirila
- CrCl₂ = cloreto de crômio bivalente
- CrCl₃ = cloreto de crômio trivalente
- Cr : Fe = relação crômio e ferro
- [Cr(H₂O)₆]³⁺ = íon hexaaquocrômio (III)

$\text{Cr}(\text{H}_2\text{O})_6\text{Cl}^{2+}$ = íon hexaaquoclorocrômio (II)

$\text{Cr}(\text{NH}_3)_6^{3+}$ = íon hexaamôniocrômio (III)

$\text{Cr}(\text{NH}_3)_4\text{Cl}^{2+}$ = íon tetraamônioclorocrômio (II)

CrO = óxido de crômio bivalente

CrO^{3+} = óxido de crômio trivalente

CrO_2^- = íon cromito

CrO_3 = trióxido de crômio

Cr_2O_3 = trióxido de dicrômio

CrO_4^{2-} = íon cromato

Cr_2O_7 = dicromato

$\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ = íon dicromato

CrOCl_3 = cloreto de cromila

$\text{Cr}(\text{OH})_3$ = hidróxido de crômio (III)

$\text{Cr}(\text{OH})_3 \cdot n \text{H}_2\text{O}$ = íon trihidroxo-n-aquocrômio (III)

$\text{Cr}(\text{OH})_4^-$ = íon tetrahidroxocromato (III)

$\text{Cr}(\text{SO}_4)_3$ = sulfato de crômio (III)

Cu = cobre

Cu^{2+} = cobre bivalente

F = flúor

Fe = ferro

$\text{Fe}(\text{II})$ = ferro bivalente

$\text{Fe}(\text{III})$ = ferro trivalente

FeCl_3 = cloreto férrico

FeO = óxido ferroso

Fe_2O_3 = óxido férrico

$\text{FeO} \cdot \text{Cr}_2\text{O}_3$ = minério cromita

FeCr_2O_4 = minério cromita

g = o grama

Ga = gálio

g dm^{-3} = grama por decímetro cúbico

g ha^{-1} = grama por hectare

g kg^{-1} = grama por quilograma

H = hidrogênio

H^+ = cátion hidrogênio

H_2 = molécula de hidrogênio

ha = hectare

HCl = ácido clorídrico

HCrO_4 = hidrogenocromato

H_2CrO_4 = óxido crômico

Hf = háfnio

Hg = mercúrio

Hg (I) = mercúrio monovalente

Hg (II) = mercúrio bivalente

HNO_3 = ácido nítrico

HOAc = ácido acético (CH_3COOH)

H_2O = água

$\text{H}_2\text{O}_{(g)}$ = água na fase gasosa

H_2O_2 = peróxido de hidrogênio ou água oxigenada

H_2SO_4 = ácido sulfúrico

Ir = irídio

K = potássio

K = coeficiente de permeabilidade

K = 1ª camada eletrônica

K_2CO_3 = carbonato de potássio

K_2CrO_4 = cromato de potássio

$\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ = dicromato de potássio

kg = quilograma

kg dm^{-3} = quilograma por decímetro cúbico

kg ha^{-1} = quilograma por hectare

KHSO_4 = sulfato ácido de potássio

km = quilômetro

K_2O = óxido de potássio

K_{ps} = produto de solubilidade

L = 2ª camada eletrônica

La = lantânio

Li = lítio

m = metro

M = 3ª camada eletrônica

M = molaridade, da equação de Stotzky

m² = metro quadrado

m² g⁻¹ = metro quadrado por grama

Mg = magnésio

mg = miligrama

mg C-CO₂ = miligrama de carbono na forma de dióxido de carbono

MgCl₂.6H₂O = cloreto de magnésio hexahidratado

mg dm⁻³ = miligrama por decímetro cúbico

mg ha⁻¹ = miligrama por hectare

mg kg⁻¹ = miligrama por quilograma

mg l⁻¹ = miligrama por litro

MgO = óxido de magnésio

ml = mililitro

mm = milímetro

mm cm⁻¹ = milímetro por centímetro

mmol dm⁻³ = milimol por decímetro cúbico

Mn = manganês

Mn²⁺ = manganês bivalente

Mn (II) = manganês bivalente

Mn (III) = manganês trivalente

Mn (IV) = manganês tetravalente

mV = milivolts

N = nitrogênio

N = 4ª camada eletrônica

N₂ = molécula de nitrogênio

Na = sódio

Na_2CO_3 = carbonato de sódio

Na_2CrO_4 = cromato de sódio

$\text{Na}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ = dicromato de sódio

NaHCO_3 = carbonato ácido de sódio

NaHSO_4 = sulfato ácido de sódio

NaOAc = acetato de sódio (CH_3COONa)

NaOH = hidróxido de sódio

Na_2SO_4 = sulfato de sódio

Nb = nióbio

NH_4Cl = cloreto de amônio

$(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$ = carbonato de amônio

$(\text{NH}_4)_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ = dicromato de amônio

NH_4F = fluoreto de amônio

NH_4NO_3 = nitrato de amônio

Ni = níquel

O = oxigênio

O_2 = molécula de oxigênio

$\text{O}_{2(g)}$ = molécula de oxigênio na fase gasosa

OH-fenólico = hidroxibenzeno ou ácido fênico

Os = ósmio

P = fósforo

Pb = chumbo

Pd = paládio

pH = potencial hidrogeniônico

pH (H_2O) = pH solúvel em água

PK = fósforo e potássio

PO_4^{3-} = cátion fosfato trivalente

P_2O_5 = anidrido fosfórico ou pentóxido de difósforo

Pt = platina

Rb = rubídio

Re = rênio
Rh = ródio
Ru = rutênio
S = enxôfre
Sb = antimônio
Se = selênio
Si = silício
SiO₂ = dióxido de silício ou sílica
SO₄²⁺ = cátion sulfato
Sn = estanho
Ta = tantálio
Tc = tecnécio
Te = telúrio
Ti = titânio
μg = micrograma
μmol l⁻¹ = micromol por litro
V = vanádio
Zn = zinco
Zn²⁺ = zinco bivalente
Zr = zircônio

RESUMO

MESSIAS, A.S. (1997). Uso agronômico de resíduo crômico industrial: um estudo de caso. São Carlos, 1997. 213p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Por meio de quatro experimentos em condições de laboratório, um experimento em casa de vegetação e outro em campo, procurou-se avaliar o efeito de um lodo crômico em algumas características biológicas e químicas de solos. A biomassa microbiana nos solos argilosos (PVe1 e PVe2) foi maior aos 21 dias de incubação com o lodo e nos solos arenosos aos 7 (PAI) e aos 14 (LAd) dias. Os parâmetros de Freundlich mostraram que o solo PVe1 apresentou as maiores condições de sorção e os maiores valores de energia de ligação para o crômio, em pH normal, ao contrário do solo LAd. As perdas de crômio por lixiviação, foram mínimas aos 45 dias nos solos PVe1 ($4,68 \text{ mmol dm}^{-3}$) e PVe2 ($6,76 \text{ mmol dm}^{-3}$) e, aos 30 dias nos solos PAI ($26,52 \text{ mmol dm}^{-3}$) e LAd ($18,20 \text{ mmol dm}^{-3}$). Quanto ao período de incubação, para todos os solos estudados, houve uma redução da solubilidade do crômio aos 45 dias para, em seguida, ocorrer um aumento. A dose equivalente a 80 t ha^{-1} de lodo crômico, na presença e ausência do composto urbano, em todos os solos, determinou a maior produção de matéria seca da parte aérea e da raiz do milho, em casa de vegetação. No campo, verificou-se a presença do crômio no milho, com exceção nos grãos e no sabugo. Por meio dos dados obtidos pode-se inferir que, os critérios adotados para o descarte do lodo crômico passa pelo conhecimento das propriedades do lodo, dos solos e das plantas, as quais influenciam a disponibilidade do crômio às culturas.

Palavras-chave: metal pesado, crômio, solo, fertilizante orgânico.

ABSTRACT

MESSIAS, A.S. (1997). Agricultural use of industrial chromium residue: one study of case. São Carlos, 1997, 213p. Doctoral Thesis - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Four experiments in laboratory conditions, one in a greenhouse and another in the field were carried out in order to evaluate the agricultural efficiency of chromium sludge when applied to soils with different physical and chemical properties. The microbe biomass in clay soils (PVe1 and PVe2) was greatest 21 after days' incubation of the chromium sludge and in sandy soils after 7 (PA1) and 14 (LAd) days. Freundlich's parameters showed that the PVe1 soil the greatest absorption conditions and the highest values of bonding energy of chromium, at normal pH, in contrast to soil LAd. Chromium losses by leaching reached a minimum after 45 days in the PVe1 ($4.68 \text{ mmol dm}^{-3}$) and PVe2 ($6.76 \text{ mmol dm}^{-3}$) soils and at 30 days in the PA1 ($26.52 \text{ mmol dm}^{-3}$) and LAd ($18.20 \text{ mmol dm}^{-3}$) soils. In all the soils studied there was a reduction in the solubility of chromium after 45 days of incubation, followed by an increase. The dose equivalent to 80 t ha^{-1} of chromium sludge, in both the presence and absence of urban compost produced the greatest dry matter yield of corn shoot and root, in the greenhouse. In the field, the chrome was not verified only in the grains and cob. It can be inferred that the criteria adopted in the disposal of chromium sludge involves knowledge of the properties of the sludge, soils and plants which influence the availability of chromium for crops.

Key words: heavy metal, chromium, soil, organic fertilizer.

1 INTRODUÇÃO

Atualmente, há uma grande preocupação com o destino final de vários tipos de resíduos, principalmente com aqueles que contêm metais pesados, por serem considerados danosos ao meio ambiente e, conseqüentemente, podendo passar a integrar a cadeia alimentar em altos teores, o que causaria danos à saúde dos animais e do homem.

Alguns estudos estão sendo realizados com lodo de esgoto (RITTER & EASTBURN, 1978 e MORTVEDT & GIORDANO, 1975), lodo de curtume (FISCH, 1992, GUNSÉ et al., 1992, FISCH, 1990, CETESB, 1980 e SHIVAS, 1980), composto urbano (STAMFORD et al., 1994 e MESSIAS, 1993) e escórias de siderúrgicas (AMARAL SOBRINHO et al., 1997 e 1994 e AMARAL SOBRINHO, 1993), a fim de avaliar e, se possível, minimizar o impacto de seus descartes em solos não preparados, adequadamente, para recebê-los, o que provocaria a contaminação dos lençóis freáticos, lagos, mares, rios.

Diante dessa expectativa, a aplicação desses rejeitos em solos agricultáveis e a sua utilização na recuperação de áreas degradadas estão sendo consideradas. Todavia, o uso racional desses resíduos vai depender das suas características, principalmente o seu potencial contaminador, e das características químicas, físicas e biológicas do solo e da cultura a ser explorada, prestando-se com sucesso como fertilizante para

culturas produtoras de fibras e essências florestais, as quais não são usadas para alimentação.

Atualmente a ALCOA- Alumínio do Nordeste S/A, Itapissuma, PE, dispõe de, aproximadamente, 3.600 toneladas de resíduo crômico em estoque, produzindo, aproximadamente, 190 kg dia⁻¹. Utilizando-se uma dose média de 20 t ha⁻¹, daria para recuperar 180 hectares de áreas degradadas de Mata Atlântica, em regiões próximas da indústria.

Considerando a disponibilidade de lodo crômico, a necessidade de um local para seu descarte, que é uma prática onerosa, e a carência de informações locais sobre o seu uso como fertilizante agrícola, foi desenvolvido o presente trabalho, com os objetivos de :

- (a) Caracterizar quali e quantitativamente o resíduo sólido industrial (lodo crômico) gerado no tratamento de águas crômicas da ALCOA- Alumínio do Nordeste S/A, Itapissuma, PE;
- (b) Avaliar os efeitos do lodo crômico em propriedades biológicas e químicas de solos representativos da Zona da Mata de Pernambuco e, a possibilidade do seu uso como fertilizante orgânico, por meio de experimentos em condições de laboratório, casa de vegetação e campo;
- (c) Avaliar, também, a possibilidade de seu uso para recuperação de solos degradados da Mata Atlântica, nas áreas próximas da indústria.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 A Matéria Orgânica do Solo

O solo apresenta quatro fases, que são a sólida, a líquida, a gasosa e a biológica. A interação dessas fases é que torna possível o desenvolvimento de vegetais no solo, graças a um conjunto de propriedades e processos que permitem a retenção de água e nutrientes, e sua liberação às raízes.

A matéria orgânica aparece no solo natural como consequência da atividade dos seres vivos e está constituída, de maneira geral, pela mistura de microrganismos e resíduos de vegetais e animais superiores em vários estágios de decomposição. Em condições naturais, copas e raízes de árvores, arbustos, gramíneas e outras plantas nativas fornecem, anualmente, grandes quantidades de resíduos orgânicos. Uma boa proporção das plantas é, geralmente, removida dos solos cultivados, porém, um décimo a um terço e, a totalidade das raízes, são neles deixados. À medida que estes materiais são decompostos e digeridos pelos diversos tipos de organismos do solo, transformam-se em fração dos horizontes, mediante infiltração ou incorporação física real. Assim, os tecidos das plantas superiores são a fonte primária, não só de nutrientes, carbono e, principalmente, energia para os diversos organismos, como também da matéria orgânica, que é essencial à formação do solo (BRADY, 1989).

Os animais são considerados como fontes secundárias de matéria orgânica, devido à sua menor biomassa, em comparação com os vegetais; todavia, são de mais fácil decomposição, em virtude das suas qualidades como fornecedores de nutrientes e energia. À medida que atacam os tecidos originais das plantas, contribuem com produtos residuais e deixam seus próprios corpos, quando se consumam os seus desenvolvimentos cíclicos (KIEHL, 1993).

Segundo TERRON (1995), nos solos cultivados ocorre adição de matéria orgânica de origem e características muito diversas, que somam-se aos resíduos naturais. A matéria orgânica fresca, pouco ou nada decomposta, sofre uma primeira evolução que a transforma em húmus (humificação), para, numa segunda etapa (mineralização), continuar se decompondo até converter-se em elementos minerais (CO_2 , H_2O , NO_3^- , Ca^{2+} , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , etc.). Existe, também, a liberação destes elementos, até em maior quantidade, na fase inicial da decomposição.

Os microrganismos para manterem ativo o processo de decomposição dos nutrientes orgânicos exigem, além do substrato orgânico, uma quantidade mínima de outros elementos necessários à sua constituição celular. Portanto, suas maiores necessidades são o carbono, a energia e o nitrogênio, como importante formador da estrutura celular (KIEHL, 1993).

Deve-se considerar que, a todo momento, coexistem no solo os dois processos: humificação e mineralização. A resultante determinará o equilíbrio húmico do solo. A velocidade de humificação e de mineralização e, em consequência, do equilíbrio húmico do solo depende da atividade biológica que, por sua vez, é função de condições climáticas (temperatura e umidade), edáficas (porosidade, textura, estrutura, permeabilidade, pH, conteúdo de nutrientes, etc.) e de cultivo (alternativas de cultivo, práticas conservacionistas, irrigação, fertilizantes, defesa contra a erosão, etc.), conforme a opinião de TERRON (1995).

A parte orgânica do solo compreende uma variedade de substâncias, que vão desde resíduos parcialmente decompostos até um material de composição indefinida, com teor aproximado de 58% de carbono, conhecida como húmus. O solo é uma entidade viva, com uma intensa vida microbiana. Esta vida microbiana é responsável pela formação dos produtos que constituem a parte orgânica do solo (COSTA, 1986). A biomassa microbiana é, também, considerada a fração ativa da matéria orgânica, responsável direta por toda a decomposição e síntese das substâncias orgânicas no solo.

Esta matéria é usualmente classificada como substância húmica, também chamada de húmus, e, substância não húmica. Sua diferenciação reside no fato de que as substâncias não húmicas são de natureza definida, como por exemplo, aminoácidos, carboidratos, proteínas e ácidos orgânicos, ao passo que, as substâncias húmicas são de estrutura química complexa, com altos pesos moleculares, que compõem um grupo de compostos heterogêneos (STEVENSON, 1994).

Pelo fato das substâncias húmicas possuírem uma natureza heterogênea e complexa, uma grande variedade de conceitos podem ser encontrados na literatura. Segundo BARROS (1991), o húmus é definido como a parte da matéria orgânica que, após várias transformações, permanece no ambiente, consistindo de uma mistura heterogênea, polifuncional e em diferentes graus de polidispersão. KIEHL (1985), definiu o húmus como um material transformado biologicamente em uma substância escura, de coloração variando de cinza escuro a preta intensa, insolúvel em água, com consistência amanteigada e aspecto de massa amorfa, apresentando propriedades coloidais, proporcionando, a esse novo material formado, propriedades físicas, químicas e físico-químicas inteiramente diferentes da matéria-prima original.

Segundo STEVENSON (1994), as substâncias húmicas são, usualmente, divididas em três principais frações: (a) ácido húmico (AH), solúvel em meio alcalino diluído e precipitado por acidificação do extrato alcalino; (b) ácido fúlvico (AF), solúvel em meio ácido e alcalino; e, (c) humina, fração húmica que não pode ser

extraída do solo por ácido ou base diluídos. As frações das substâncias húmicas são similares em estruturas, mas diferem em suas reações. A reatividade das substâncias húmicas é, principalmente, causada pelo alto teor de grupos funcionais que contêm oxigênio, incluindo COOH carboxílicos, OH-fenólico, C=O das quinonas, hidroquinonas e outros.

Portanto, muito mais importante que o valor absoluto que indica o conteúdo de matéria orgânica do solo, é a velocidade com que esta se transforma e, o equilíbrio entre a humificação e a mineralização. Assim, é de fundamental importância conhecer os fatores que condicionam os processos de humificação e de mineralização da matéria orgânica do solo, determinar o equilíbrio húmico dos solos cultivados, e conservar, ou corrigir, o estado húmico do solo mediante os adequados aportes de compostos orgânicos em forma de fertilizantes (TERRON, 1995).

2.2 Fertilizantes Orgânicos

Fertilizantes orgânicos são todos aqueles produtos que, adicionados ao solo, têm como objetivo fundamental fornecer nutrientes às plantas, produzir húmus e contribuir, desta forma, para manter, ou elevar, o equilíbrio húmico dos solos cultivados. É possível que esses produtos conttenham, também, outros nutrientes vegetais, porém, este aspecto deve ser considerado secundário (TERRON, 1995).

De acordo com KIEHL (1985), a Legislação Brasileira pelo Decreto 86.955 de 18.02.82, considera fertilizantes orgânicos os produtos de origem vegetal ou animal, classificados em três categorias: (a) fertilizante orgânico simples (fertilizante de origem vegetal ou animal contendo um ou mais nutrientes das plantas), (b) fertilizante organomineral (fertilizante procedente da mistura ou combinação de fertilizantes minerais e orgânicos), e (c) fertilizante composto ou, simplesmente,

composto (fertilizante obtido por processo bioquímico, natural ou controlado, com mistura de resíduos de origem vegetal ou animal).

Nas Tabelas 01 e 02, encontram-se as relações dos fertilizantes orgânicos reconhecidos pelo Ministério da Agricultura, segundo KIEHL (1985).

2.2.1 Efeitos da fertilização orgânica no solo

A recomendação de fertilizantes orgânicos na agricultura brasileira é uma prática antiga, mas a intensidade de utilização tem sido relativamente pequena no período de 1950 à 1980, devido à intensificação da fertilização mineral ou química. O aumento das pesquisas com fertilizantes químicos, cujos efeitos imediatos sobre a produtividade eram marcantes, reduziram, consideravelmente, os trabalhos com fertilização orgânica. A crise do petróleo e a recessão econômica mundial despertou novamente o interesse pelo assunto, como forma alternativa de substituir insumos cada vez mais caros. Conseqüentemente, demandas por informações a respeito da fertilização orgânica vêm crescendo rapidamente no País (KIEHL, 1985).

As informações disponíveis sobre fertilizantes orgânicos, dão ênfase ao efeito da aplicação de esterco de bovinos e aves, fertilizantes verdes, principalmente leguminosas, em culturas de café, milho, feijão, arroz, cana-de-açúcar, citros e abacaxi. A utilização de outras fontes, como os resíduos urbanos e industriais, recebem atenções esporádicas, em função da disponibilidade e de interesses localizados. Trabalhos com lodo de esgoto, lixo compostado, bem como a vinhaça tomaram impulsos recentemente, em função da crise energética e problemas ambientais causados por alguns desses produtos (MESSIAS & MORAES, 1992).

A maioria dos trabalhos tem buscado verificar o efeito dos fertilizantes orgânicos sobre a produtividade, comparando-se, em geral, com fertilização mineral

TABELA 01- Especificações dos fertilizantes orgânicos simples
(reconhecidos pela Legislação Brasileira, correspondente à
Tabela nº 2 da Portaria nº 1, do Decreto 86.955 de 18.02.82)

PRODUTOS PROCESSADOS DE	UMIDADE % MÁX	MATÉRIA ORGÂNICA % MÍN	pH MÍN	C/N % MÁX	N % MÍN	P ₂ O ₅ total % MÍN
Esterco Bovino	25	36	6	20/1	1	--
Esterco de Galinha	25	50	6	20/1	1,5	--
Bagaço de Cana	25	36	6	20/1	1	--
Palha de Arroz	25	36	6	20/1	1	--
Palha de Café	25	46	6	20/1	1,3	--
Borra de Café	25	60	6	20/1	1,8	--
Torta de Algodão	15	70	--	--	5	--
Torta de Amendoim	15	70	--	--	5	--
Torta de Mamona	15	70	--	--	5	--
Torta de Soja	15	70	--	--	5	--
Farinha de Ossos	15	6	--	--	1,5	20 (80 Sol.)
Farinha de Peixe	15	50	--	--	4	6 (total)
Farinha de Sangue	10	70	--	--	10	--
Turfa e Linhita	25	30	6	18/1	1	--

Legenda: máx= máximo; mín= mínimo; sol= solúvel em solução de ácido cítrico a 2%
FONTE: KIEHL (1985)

TABELA 02- Especificações dos fertilizantes organomineral e composto
(correspondente à Tabela nº 3 da Portaria nº 1, do Decreto
86.955 de 18.02.82)

GARANTIA	ORGANOMINERAL	COMPOSTO
Matéria Orgânica total	mínimo 15%	mínimo 40%
Nitrogênio total	conforme declarado no registro	mínimo 1%
Umidade	máximo 20%	máximo 40%
Relação C / N	-	máximo 18/1
pH	mínimo 6,0	mínimo 6,0
P ₂ O ₅	conforme declarado no registro	-
K ₂ O	conforme declarado no registro	-
Soma (NPK, NP, PK ou NK)	mínimo 6%	-

FONTE: KIEHL (1985)

completa (NPK) ou incompleta, incluindo corretivos do solo. Com raras exceções, a maioria dos estudos mostram efeitos da fertilização, tanto mineral como orgânica, em relação à testemunha, mas as diferenças entre fertilizantes minerais e orgânicos são variáveis, conforme as características do solo, doses de fertilizantes, culturas e local de estudo. De acordo com estudos realizados, os resultados esperados com fertilização orgânica e mineral, isoladamente, podem ser representados por uma curva do tipo quadrática, em que a produção relativa cresce com a dose (BIANCHINI & BERGAMO, 1992; RODRIGUES, 1990; MELLO & POMATTI, 1986; MALAVOLTA, 1981; RIBEIRO, 1978). A aplicação de compostos orgânicos de forma contínua eleva o nível de nitrogênio ao ponto de tornar dispensável a sua aplicação na forma de fertilizante químico. Em solos pobres, a incorporação de matéria orgânica poderá aumentar, consideravelmente, o seu potencial de produtividade. A restauração de solos degradados pelo excesso de uso e erosão, poderá ser bem sucedida com o uso de diferentes fertilizantes orgânicos (CORREA et al., 1982).

A velocidade e o grau de decomposição dos resíduos vegetais e animais pode ser medido através da análise da biomassa microbiana, que provoca conseqüências importantes no funcionamento do ecossistema e na qualidade do solo, refletindo, a longo prazo, na produtividade. Existe um número considerável de métodos (microscopia direta e técnicas de observação, fumigação e incubação, fumigação e extração, respiração induzida pelo substrato, entre outros), e suas variações, que devem ser escolhidos de acordo com as questões que necessitam de esclarecimentos, a disponibilidade de tempo, a natureza química e física do solo e o acesso a equipamentos e recursos, pois nenhum método tem aplicabilidade universal (WARDLE, 1995; PFENNING et al., 1992; KIEHL, 1985).

A eficiência dos fertilizantes orgânicos para melhorar a produtividade do solo depende de alguns fatores que devem ser considerados: (a) qualidade e quantidade de aplicação; (b) épocas e condições de utilização; (c) métodos de aplicação; (d) adequabilidade aos sistemas agrícolas predominantes na região; (e) principalmente, o

custo relativo de sua utilização, ou viabilidade econômica. A matéria orgânica favorece o aumento da produção, ao melhorar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (MESSIAS, 1993).

2.2.1.1 Propriedades físicas

Sobre as propriedades físicas do solo, a ação do húmus se manifesta nos seguintes aspectos: um dos efeitos mais importantes que ocorre com a incorporação do material orgânico é a estruturação, funcionando como agente cimentante, formação e estabilização dos agregados no solo, melhorando as condições de aeração e infiltração da água. A propriedade que tem os componentes do húmus - ácidos poliurônicos - em formar complexos com a argila, possibilita a formação dos agregados, pequenos torrões ou grumos, estáveis e resistentes à erosão. Muitos estudos têm sido conduzidos nesse sentido, demonstrando que os microrganismos desempenham um papel importante no processo, pela produção de substâncias que ligam as partículas do solo. A estabilidade dos agregados depende das condições e tipo de material orgânico utilizado, atividade microbiana, pH, elemento químico inorgânico presente, processos de umedecimento e secagem do solo, cultivo, etc.. A agregação do solo, geralmente, contribui para o aumento no volume de macroporos e diminuição no de microporos. Em solos argilosos, o aumento no volume de macroporos é vantajoso pela melhoria da estrutura e da aeração, favorecendo o desenvolvimento radical. A agregação das partículas aumenta a porosidade e a aeração e, diminui a densidade do solo (TERRON, 1995; MESSIAS, 1993; SANTOS, 1983).

A fertilização orgânica é, ainda, um fator importante na conservação e uso eficiente da água pelas plantas, pelo aumento da retenção de umidade no solo, principalmente às baixas tensões, ocorrendo um aumento consideravelmente maior no valor da capacidade de campo, em relação ao ponto de murcha permanente. O seu

efeito pode ser de várias maneiras: melhorando a infiltração e a drenagem em solos de textura argilosa e diminuindo as perdas por evaporação. Estes fatores condicionam um melhor desenvolvimento do sistema radical pelo maior volume de água disponível e, conseqüentemente, aumentam a produção por unidade de água evapotranspirada (KIEHL, 1993; MESSIAS, 1993).

De acordo com KIEHL (1993), a matéria orgânica é má condutora de calor, ou isolante; com isso, a temperatura do solo não varia muito (terreno sem matéria orgânica pode ter um aumento de temperatura de até 30°C num período de 24 horas, enquanto que com matéria orgânica, mantidas todas as outras condições, o aumento não passará de 10°C). Isso é importante porque altas temperaturas prejudicam a maioria das plantas cultivadas, secando-as ou fazendo gastar muita energia ao absorver água durante a evapotranspiração.

2.2.1.2 Propriedades químicas

Os efeitos da matéria orgânica nas propriedades químicas do solo têm sido bastante estudados. O húmus proveniente da decomposição de compostos orgânicos, apresenta marcante influência na capacidade de troca de cátions (CTC) do solo. Na prática, isso significa maior resistência do solo às mudanças de pH (poder tampão), melhor aproveitamento dos nutrientes nativos e dos fertilizantes, e maior disponibilidade de nutrientes para as plantas (MESSIAS, 1993).

Outro fator importante da matéria orgânica no solo é a formação de complexos organometálicos, solúveis e insolúveis. Os íons cobre, zinco, manganês, cobalto e outros metais, apresentam a propriedade de formar ligações de coordenação com moléculas orgânicas. Os compostos orgânicos de baixo peso molecular (ácido fúlvico) solubilizam os íons metálicos, afetando a mobilidade e o transporte para a zona das raízes. Em contraste, os de elevado peso molecular (ácido húmico)

funcionam como reservatório de cátions polivalentes. A formação desses complexos, conhecidos como quelatos, apresentam os seguintes efeitos no solo, que vão depender da natureza e condições do complexo formado e, do número de elétrons doados: (a) transporte de metais nos processos de pedogênese (formação do solo) e de lixiviação; (b) disponibilidade de micronutrientes e cátions cobre, zinco, manganês para as plantas e microrganismos; (c) diminuição da toxicidade de alguns metais; e, (d) aumento da resistência do húmus à decomposição (MALAVOLTA, 1976).

O húmus, também, pode reagir com outros compostos orgânicos, como os pesticidas (principalmente herbicidas), tornando-os menos ativos no solo e influenciando nas suas propriedades (MESSIAS, 1993). Estudos recentes têm mostrado que a interação das substâncias húmicas com compostos orgânicos antropogênicos pode ocorrer por meio do efeito hidrofóbico e de interações do tipo van der Waals, cujas intensidades são influenciadas pela proporção entre a fração aromática e a fração alifática das substâncias húmicas (ALMENDROS, 1995; MURPHY et al., 1994).

Qualquer que seja o resíduo orgânico, uma vez no solo, passa por transformações microbiológicas liberando, ou fixando, o nitrogênio, o fósforo, o enxofre e os micronutrientes na biomassa e, posteriormente, incorporando-o ao húmus. A mineralização da forma orgânica constitui em um importante fator para se conhecer a disponibilidade do nitrogênio para o crescimento normal das plantas. Os ácidos formados na decomposição da matéria orgânica (carbônico, nítrico, sulfúrico, cítrico e outros) atacam os calcários e fosfatos, solubilizando cálcio, fósforo, enxofre e outros nutrientes no solo, tornando-os disponíveis às plantas (TERRON, 1995; MESSIAS, 1993; MALAVOLTA, 1976).

O húmus e a argila são partículas coloidais eletronegativas, provocando, em solução, o fenômeno físico-químico da eletroforese (anaforese) que consiste numa retenção eletrostática do cátion, denominada adsorção. O húmus deve sua capacidade de adsorção, principalmente, aos grupos carboxílicos, fenólicos, enólicos e aminos. A elevada capacidade de adsorção do húmus em relação à caulinita, argila que ocorre na

maioria dos solos intemperizados, se deve à sua grande superfície específica que está em torno de $700\text{m}^2\text{ g}^{-1}$ (POMBO, 1995; KIEHL, 1985).

2.2.1.3 Propriedades biológicas

Sobre as propriedades biológicas dos solos, o húmus tem uma ação decisiva nos seguintes aspectos: o húmus é um composto amorfo da fração orgânica do solo, derivado, fundamentalmente, das plantas superiores que se decompõem pela ação dos microrganismos (bactérias, fungos, actinomicetos). Os microrganismos ativos na decomposição de resíduos vegetais e animais utilizam esses materiais para formação e multiplicação de suas células, aumentando a biomassa, a qual é incorporada como parte dos compostos orgânicos do solo (a biomassa não ultrapassa mais do que 4% do total de material orgânico do solo), segundo MALAVOLTA (1981).

É fato conhecido que as plantas cultivadas em solos fertilizados com matéria orgânica são mais resistentes às pragas e às doenças. Por exemplo, a mucuna-preta e o esterco fazem diminuir muito a população de nematóides nocivos; e, também, formigas cortadeiras se afastam das hortas onde se usa composto orgânico. As descobertas nesse campo são novas, mas já indicam que a matéria orgânica produz substâncias que aceleram o crescimento das plantas e outras que funcionam como antibióticos (TERRON, 1995; MESSIAS, 1993; MALAVOLTA, 1981).

Na Tabela 03, resumem-se os principais efeitos da matéria orgânica no solo. É necessário dizer que os diferentes tipos de húmus contribuem de maneiras diferentes para esses efeitos. Em geral, quanto mais avançado o nível de humificação (relação C/N mais baixa) mais próximos estarão seus efeitos aos assinalados na referida Tabela (TERRON, 1995).

TABELA 03- Principais efeitos da matéria orgânica nos solos cultivados

PROPRIEDADES DO SOLO	EFEITOS DA MATÉRIA ORGÂNICA HUMIFICADA
FÍSICAS	<p>Aumento da capacidade calorífica</p> <p>Solos mais quentes na primavera</p> <p>Redução das oscilações térmicas</p> <p>Agregação de partículas elementares</p> <p>Aumenta a estabilidade estrutural</p> <p>Proporciona coesão nos solos arenosos</p> <p>Aumenta as permeabilidades hídrica e gasosa</p> <p>Solos menos encharcados</p> <p>Facilita a drenagem</p> <p>Reduz a erosão</p> <p>Aumenta a capacidade de retenção hídrica</p> <p>Reduz a evaporação</p> <p>Melhora o balanço hídrico</p>
QUÍMICAS	<p>Aumento do poder tampão</p> <p>Regula o pH</p> <p>Aumenta a capacidade de troca catiônica</p> <p>Mantêm os cátions em formas trocáveis</p> <p>Formação de fosfohumatos</p> <p>Formação de quelatos</p> <p>Mantêm as reservas de nitrogênio</p>
BIOLÓGICAS	<p>Favorece a respiração radical</p> <p>Favorece a germinação das sementes</p> <p>Regula a atividade microbiana</p> <p>Fonte de energia para os microrganismos heterotróficos</p> <p>Modifica a atividade enzimática</p> <p>Melhora a nutrição mineral dos cultivos</p> <p>Ativa a rizogênese</p> <p>Favorece a solubilização de compostos minerais</p> <p>Inibe o efeito de algumas toxinas</p> <p>Favorece o estado sanitário dos órgãos subterrâneos</p>

FONTE: TERRON (1995)

Uma maneira de se diminuir a queda do teor de matéria orgânica e a degradação do solo e, portanto, preservar suas propriedades físicas, químicas e biológicas, é através de um melhor aproveitamento dos recursos naturais do local a ser utilizado, que compreendem as práticas integradas de manejo e conservação do solo (controle da erosão) somadas aos sistemas de consórcio e rotação de culturas (COSTA, 1986).

2.3 Resíduo Sólido

Modernamente, talvez desde meados dos anos 60, um novo jargão técnico foi adotado pelos sanitaristas, que passaram a utilizar a designação resíduo sólido para o nome próprio lixo. A palavra resíduo deriva do latim *residuu*, significando aquilo que resta de qualquer substância. Logo, porém, foi adjetivada de sólido para diferenciar dos restos líquidos lançados com os esgotos domésticos nos corpos de água e das emissões gasosas das chaminés à atmosfera (ROCHA, 1993).

De acordo com ROCHA (1993), o Glossário de Engenharia Ambiental de 1986, insere a seguinte definição para resíduo sólido: “material inútil, indesejável ou descartado, com conteúdo líquido insuficiente para que possa fluir livremente nos estados sólido e semi-sólido, resultantes de atividades da comunidade, sejam eles de origem doméstica, hospitalar, comercial, de serviços, de varrição e industrial”.

O avanço tecnológico, a diversidade de matérias-primas e de variadas formas de energia, induziram ao uso de adjetivações e especificações como resíduo sólido radioativo ou lixo atômico, resíduo sólido urbano ou lixo urbano, resíduo sólido industrial ou lixo industrial, e outros.

A Associação Brasileira de Normas Técnicas-ABNT (1987a), define como resíduo sólido, resíduos nos estados sólidos e semi-sólidos, que resultam de atividades

da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição, incluindo nesta definição os lodos provenientes de estações de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou que exijam para isso soluções tecnicamente inviáveis, em face da melhor tecnologia disponível.

Os resíduos sólidos são classificados, conforme a Norma Brasileira Registrada- NBR10.004, em perigosos (classe I), não inertes (classe II) e inertes (classe III), de acordo com sua periculosidade e suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, patogenicidade e toxicidade. Essa classificação está baseada na análise do lixiviado (NBR10.005) e do solubilizado (NBR10.006) nas amostras de resíduos coletadas, segundo NBR10.007 (ABNT, 1987a,b,c,d).

O lodo crômico gerado na linha de pintura de chapas de alumínio da ALCOA - Alumínio do Nordeste S/A, enquadrado na definição anterior, pertence à classe II, e é disposto, na sua totalidade, em aterros projetados conforme NBR 10.157 (ABNT, 1987e), até que surjam novas alternativas de disposição, objeto desta pesquisa. A produção desse resíduo é de, aproximadamente, 180 toneladas por ano.

Apesar de não existirem soluções definitivas para a disposição final de resíduos sólidos, a mais utilizada é o aterro que, segundo a Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental-CETESB (1993), é definido como “um processo utilizado para a disposição de resíduos sólidos no solo, particularmente o lixo domiciliar, que fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permite uma confinamento segura, em termos de controle da poluição ambiental ou proteção ao meio ambiente”.

Como alternativa, está surgindo, ainda ao nível experimental, a possibilidade de emprego do resíduo sólido na agricultura, após a devida compostagem. Esta

prática, além de solucionar um problema sério de ordem sanitária, proporciona a produção de um fertilizante orgânico de qualidade, isento de patógenos, que se conhece pelo nome de composto urbano (EDWARDS & DANIEL, 1992; FISCH, 1992; GOLUEKE, 1992; GUNSE et al., 1992; KAYHANIAN & TCHOBANOGLOUS, 1992; LEITE, 1992; SELBACH et al., 1991; MAZUR et al., 1983a,b; SWEETEN, 1980; GOLUEKE, 1977).

Modernamente, a compostagem é definida como um processo aeróbio controlado, desenvolvido por uma colônia mista de microrganismos, efetuada em duas fases distintas: a primeira, quando ocorrem as reações bioquímicas de oxidação mais intensas predominantemente termofílicas; a segunda, ou fase de maturação, quando ocorre o processo de humificação. O período de compostagem depende do processo utilizado e do tipo de material a ser compostado. Geralmente, varia de 25 a 35 dias para a primeira fase e de 30 a 60 dias para a segunda (MESSIAS & MORAIS, 1996; MESSIAS et al., 1996; PEREIRA NETO, 1989).

Com relação à presença de cromo, a Legislação norte-americana estabelece (CETESB, 1980) que, nos casos em que a concentração deste metal no lixiviado ultrapassar $0,5\text{mg l}^{-1}$ de cromo total, os resíduos deverão ser dispostos em aterros industriais com as seguintes características: (a) existência de uma camada de solo argiloso (coeficiente de permeabilidade $K \leq 10^{-7} \text{ cm s}^{-1}$) de, no mínimo, 3,0m de espessura, diretamente sob a superfície do aterro; (b) distância mínima de 4,5m entre a superfície inferior do aterro e o mais alto nível histórico do lençol freático (coeficiente de permeabilidade máxima $K = 10^{-4} \text{ cm s}^{-1}$); e, (c) evapotranspiração anual na área selecionada (EVA) maior que a precipitação anual (PA), tal que $EVA > PA + 500\text{mm}$.

FISCH (1992 e 1990), não tem receio de utilizar, na agricultura, o lodo de curtimento contendo cromo, pois o mesmo encontra-se complexado e a planta não o absorve. Atualmente, embora com esta convicção, vem utilizando este lodo em

culturas energéticas, acreditando que o uso do lodo crômico na agricultura é uma questão que precisa, ainda, ser melhor estudada.

2.4 Metais Pesados

Dos 106 elementos conhecidos, 65 deles, excluindo os transurânicos, apresentam caráter metálico. O termo metal designa um elemento que é bom condutor de eletricidade e cuja resistência elétrica é diretamente proporcional à temperatura absoluta. Além destas características, os metais apresentam propriedades físicas, tais como: alta condutividade térmica, alta densidade, maleabilidade e ductibilidade. Tipicamente, os metais são mais densos que os não metais. Segundo FÖRSTNER & WITTMAN (1983), a densidade acima de 5 g cm^{-3} tem sido, freqüentemente, estabelecida para distinguir os metais pesados, que é o conjunto de elementos químicos, e suas formas iônicas, que pertencem aos grupos de transição e não-transição da Tabela Periódica dos Elementos Químicos.

Atualmente, com o maior conhecimento acerca das influências positivas, ou negativas, de certos elementos sobre plantas, animais e seres humanos, as palavras metais-traço, metais pesados, traços inorgânicos, microelementos e micronutrientes, têm sido usadas como sinônimos de elementos-traço (ALLOWAY, 1990).

Embora a idéia de metais esteja associada à ação tóxica, nem todos os metais representam risco para o meio ambiente. Alguns são essenciais para a vida humana e são caracterizados segundo sua função biológica; outros, embora tóxicos, são muito escassos ou seus compostos são insolúveis. Assim, na Tabela 04, pode-se observar os três critérios de classificação para os elementos químicos, propostos por WOOD (1974): (a) não-crítico; (b) muito tóxico e relativamente acessível; (c) tóxico mas muito insolúvel ou muito raro.

É interessante notar que alguns metais considerados muito tóxicos, são, também, essenciais à manutenção da vida. Como exemplos, tem-se o cobalto (Co) que é utilizado pelo corpo humano através da vitamina B12, que é um complexo de Co^{3+} ; o cobre (Cu), onde o Cu^{1+} é encontrado em enzimas capazes de transportar oxigênio, utilizada na formação do sangue; o zinco (Zn) que é o mais abundante dos elementos essenciais, onde o Zn^{2+} ocupa locais de baixa simetria nas enzimas, sendo um constituinte essencial de várias delas, tendo função na síntese e no metabolismo de proteínas e de ácidos nucleicos e, na divisão mitótica das células (LESTER, 1987).

TABELA 04- Classificação dos elementos de acordo com sua toxicidade

Não crítico			Muito tóxico e relativamente acessível			Tóxico mas muito insolúvel ou muito raro	
Na	C	F	Be	As	Au	Ti	Ga
K	P	Li	Co	Se	Hg	Hf	La
Mg	Fe	Rb	Ni	Te	Tc	Zr	Os
Ca	S	Sr	Cu	Pb	Pd	W	Rh
H	Cl	Al	Zn	Ag	Sb	Nb	Ir
O	Br	Si	Sn	Cd	Bi	Ta	Ru
	N			Pt		Re	Ba

FONTE: WOOD (1974)

Os metais essenciais, tornam-se tóxicos quando o suprimento nutricional é excessivo. De uma maneira geral, pode ser dito que o sub-suprimento conduz a uma deficiência, o suprimento resulta em condições ótimas, mas o sobre-suprimento leva a efeitos tóxicos e à letalidade. Finalmente, é importante destacar que a forma física e química na qual o elemento ocorre no meio ambiente (especiação) pode ser mais importante do que as concentrações do metal total (WOOD, 1974).

Embora a poluição com metais esteja associada à ação antropogênica, a presença deles na crosta terrestre ocorre naturalmente, seja em altas concentrações ou ao nível de traços. Na Tabela 05, encontra-se a concentração de alguns elementos metálicos na crosta terrestre (DAMASCENO, 1996).

Geralmente, é possível distinguir cinco diferentes fontes (FÖRSTNER & WITTMAN, 1983) de poluição de metais: (a) geológica; (b) efluentes de mineração; (c) efluentes industriais; (d) lixiviação de metais de depósitos de resíduos sólidos; (e) excreção animal ou humana a qual contém metal.

Como previamente destacado, a poluição por metais é extremamente complexa, em particular devido à diversidade de formas nas quais eles podem ser encontrados no ambiente. O solo possui uma grande capacidade de retenção de metais pesados, porém, se essa capacidade for ultrapassada, os metais em disponibilidade no meio tanto podem penetrar na cadeia alimentar dos organismos vivos como serem lixiviados, colocando em risco a qualidade dos sistemas subjacentes de água subterrânea (ELLIOT et al., 1986).

KORTE et al. (1976), sugerem que os metais na forma catiônica estão sujeitos à retenção, principalmente, devido ao teor de argila, à superfície específica e ao teor de óxidos de ferro. Cátions metálicos podem formar pares iônicos, complexos e quelatos com ânions inorgânicos ou orgânicos. Dessa associação, podem resultar compostos positiva ou negativamente carregados ou, mesmo, sem carga elétrica. Os complexos assim resultantes podem ser fracamente adsorvidos à superfície dos minerais ou, ainda, mais fortemente que o elemento em sua forma iônica livre.

Entre os compostos orgânicos com os quais tem sido associada a ocorrência de complexos metálicos móveis, estão os ácidos fúlvicos, sendo solúveis em ampla faixa de valores de pH. Os quelatos de ocorrência natural nos solos podem desempenhar importante papel na mobilidade dos metais, como o citrato e o oxalato.

TABELA 05- Concentração de alguns elementos metálicos na crosta terrestre

METAIS	CONCENTRAÇÃO (mg kg ⁻¹)	POSIÇÃO ENTRE OS ELEMENTOS
ABUNDANTES		
Alumínio	81.300	3
Ferro	50.000	4
Cálcio	36.300	5
Sódio	28.300	6
Potássio	25.900	7
Magnésio	20.900	8
Titânio	4.400	9
Manganês	1.000	12
TRAÇOS		
Bário	425	14
Vanádio	135	19
Crômio	100	21
Níquel	75	24
Zinco	70	25
Cobre	39	26
Chumbo	16	36
Berílio	2,8	46
Urânio	2,7	48
Cádmio	0,2	67
Prata	0,07	68
Ouro	0,004	71

FONTE: DAMASCENO (1996)

A mobilidade dos complexos organometálicos parece ser governada pela sua constante de estabilidade. Metais com grande afinidade pelos agentes quelantes e complexantes orgânicos estarão, assim, mais sujeitos à lixiviação (CUNHA et al., 1996).

A presença de metais pesados em ambientes aquáticos tem demandado inúmeras pesquisas e investigações. A crescente preocupação de estudiosos, como

CHEREMISINOFF & HABIB (1972), com o lançamento de metais pesados nos cursos d'água, pode ser resumida, considerando que: (a) o comportamento de metais em água e sedimentos, ainda, não está totalmente controlado na prática; (b) as intoxicações por metais pesados desenvolvem-se lentamente e, muitas vezes, só podem ser identificadas após anos; (c) além disso, os metais não podem degradar-se nem biológica nem quimicamente, provocando bioacumulação na cadeia alimentar.

Os estudos recentes procuram quantificar e conhecer os mecanismos dos metais nos diferentes ecossistemas (ANWAR et al., 1994; FERNANDES et al., 1994; PRUDENTE et al., 1994). No entanto, parece existir um consenso entre esses pesquisadores que é fundamental o desenvolvimento de novas tecnologias para prevenir a presença dos metais tóxicos no meio ambiente, seja utilizando métodos limpos na produção, incluindo a reciclagem de material, seja através da substituição de metais ou compostos metálicos nos produtos manufaturados.

A poluição do solo por metais pesados está ligada a processos de acúmulo e transporte dessas espécies que dependem, em grande parte, das suas interações com a fase sólida do sistema. Tal interação é bastante complexa, envolvendo reações de adsorção e ou dessorção, precipitação, dissolução, complexação e oxirredução, tanto com a fase inorgânica quanto com a orgânica dos mesmos (AMARAL SOBRINHO et al., 1997; AMARAL SOBRINHO, 1993).

Segundo PIERZYNSKI & SCHWAB (1993), TAYLOR et al. (1992), BOON & SOLTANPOUR (1991); HAQ et al. (1980) e BAKER & CHESNIN (1975), algumas soluções vêm sendo testadas para extrair os metais pesados do solo, incluindo água, agentes extratores ácidos, quelantes e redutores.

Mais recentemente, de acordo com ABREU et al. (1995), com a adoção da técnica multielementar de espectrometria de emissão em plasma, métodos contendo soluções capazes de extrair vários elementos têm sido preferidos pelos laboratórios de análise de solo de rotina, inclusive para análise de metais pesados. RAIJ (1994) cita

aqueles contendo as soluções extratoras de acetato de amônio, Morgan, Mehlich-1, Mehlich-3, DTPA-TEA e DTPA-AB como os mais usados. O uso de alguns desses métodos para avaliar a disponibilidade de metais pesados, tais como Pb, Cd, Cr e Ni, têm tido sucesso, principalmente em solos contaminados (PIERZYNSKI & SCHWAB, 1993; BOON & SOLTANPOUR, 1991; MULCHI et al., 1991; DANG et al., 1990).

Conforme GALRÃO (1995), o extrator Mehlich-1, por permitir a extração simultânea de Cu, Fe, Mn, Zn, P e K, é adotado pelos laboratórios de análise de solo da região dos Cerrados. Nos trabalhos de LINDSAY & COX (1985), os extratores de Mehlich-1 e HCl 0,1 mol l⁻¹ são amplamente usados na determinação do zinco em solos ácidos.

FERREIRA & CRUZ (1992), em 30 amostras de solos, tendo o milho como planta-teste, constataram que os extratores salinos (CaCl₂.2H₂O 0,5 mol l⁻¹, MgCl₂.6H₂O 2 mol l⁻¹, CH₃COONH₄ 1 mol l⁻¹ a pH 4,8, CH₃COONH₄ 1 mol l⁻¹ a pH 6,0) foram os menos eficientes, enquanto os extratores ácidos (HCl 0,05 mol l⁻¹, HCl 0,1 mol l⁻¹, H₂SO₄ 0,025 mol l⁻¹) e os complexantes (DTPA em pH 7,3 e 6,0, Na₂EDTA 10 g l⁻¹, EDTA + (NH₄)₂CO₃ em pH 8,6, EDTA + CH₃COOH + CH₃COONH₄ em pH 4,65), foram igualmente eficientes.

De acordo com HOWARD & SHU (1996), RAMOS et al. (1994), SAEKI et al. (1993), SALOMONS (1993) e TESSIER et al. (1979), informações quali e quantitativas sobre o comportamento de metais nos solos, sedimentos e lodos podem ser obtidas através da extração seqüencial.

Esse método é usado na avaliação da especiação e da capacidade dos vários constituintes do solo em acumular contaminantes e predizer a mobilidade dos poluentes no meio ambiente (AMARAL SOBRINHO et al., 1997; MILLER et al., 1986; NAKAJIMA, 1982; KITANO et al., 1980; TESSIER et al., 1979; GIBBS, 1973; McLAREN & CRAWFORD, 1973; CHAO, 1972).

2.5 O Elemento Químico Crômio

Existe uma série de elementos entre os grupos IIA e IIIA da Tabela Periódica dos Elementos, conhecidos como metais de transição, cujas configurações eletrônicas dos átomos resultam do preenchimento de uma camada interna de elétrons. Um dos metais do grupo VIB é o crômio (número atômico $Z = 24$), onde ocorre a transferência de um elétron de uma subcamada 4s completa para uma incompleta 3d. A configuração $3d^5 4s^1$ do crômio reflete o fato de que as energias 3d e 4s estão muito próximas entre si e que uma subcamada d semicheia fornece estabilidade suficiente para produzir a configuração apresentada na Tabela 06 (RUSSEL, 1981).

TABELA 06- Configuração eletrônica do crômio

CRÔMIO (Cr)	
Z	24
População:	
camada K 2	$1s^2$
camada L 8	$2s^2$
	$2p^6$
camada M $3s^2$	$3s^2$
	$3p^6$
	$3d^5$
camada N $4s^2$	$4s^1$

FONTE: RUSSEL (1981)

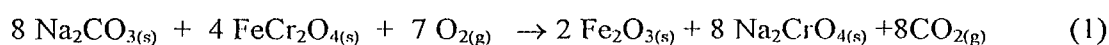
O cromo metálico é um metal branco e prateado. Em forma compacta é bastante resistente à corrosão, embora seja bem reativo sob a forma de pó; muito duro, mas um tanto frágil quando puro e de ponto de fusão elevado (1860°C), segundo McGRATH & SMITH (1990).

O cromo, representando 0,02% da crosta terrestre, com uma concentração média de 100 mg kg⁻¹, é encontrado principalmente no minério cromita (FeO.Cr₂O₃ ou FeCr₂O₄) presente em rochas do tipo das piroxenitas, incluídas no grupo das ígneas ultrabásicas (MITCHELL, 1975).

A cromita pode ser reduzida diretamente por aquecimento com carbono, de modo a fornecer ferrocrômio (solução sólida de Cr em Fe), para ser adicionado a ligas de aço. Aços com baixo teor de cromo (até 1% de Cr) são bastante duros e fortes; aços com alto teor de cromo (até 30% de Cr), ou aços inoxidáveis, são muito resistentes à corrosão (SIENKO & PLANE, 1968).

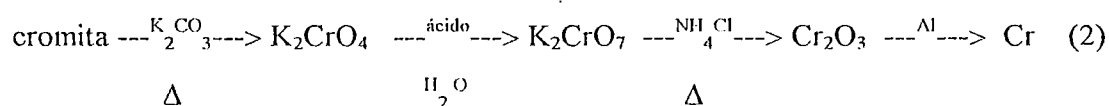
A composição de vários minérios fontes de cromo varia entre 42 e 56% de Cr₂O₃, 10 e 20% de FeO, juntamente com somas variadas de MgO, Al₂O₃ e SiO₂, sendo estes minérios reconhecidos em três grupos, de acordo com o seu uso, conforme DAMASCENO (1996): (a) minérios para uso metalúrgico: teor de Cr₂O₃ de 48% e relação Cr:Fe de 3:1; (b) minérios para uso em indústrias de refratários: teor de Fe deve ser baixo e deve conter altos teores de Cr₂O₃ e Al₂O₃; (c) minérios para as indústrias químicas: altos teores de Cr₂O₃, mas baixos de SiO₂ e Al₂O₃.

A maior parte da cromita, entretanto, é convertida em cromato de sódio, Na₂CrO₄, por aquecimento com Na₂CO₃ ao ar, de acordo com a eq. (1):



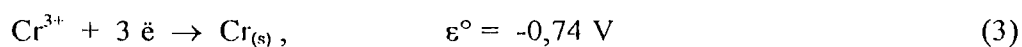
O cromato de sódio é, então, tratado com excesso de ácido, formando $\text{Na}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, que é um importante agente oxidante (espécie capaz de aceitar elétron).

A produção industrial do crômio envolve a transformação do minério no óxido e, posteriormente, a redução (o ganho de elétron por parte de uma espécie reagente) deste pelo processo "termite", esquematizado na eq.(2):

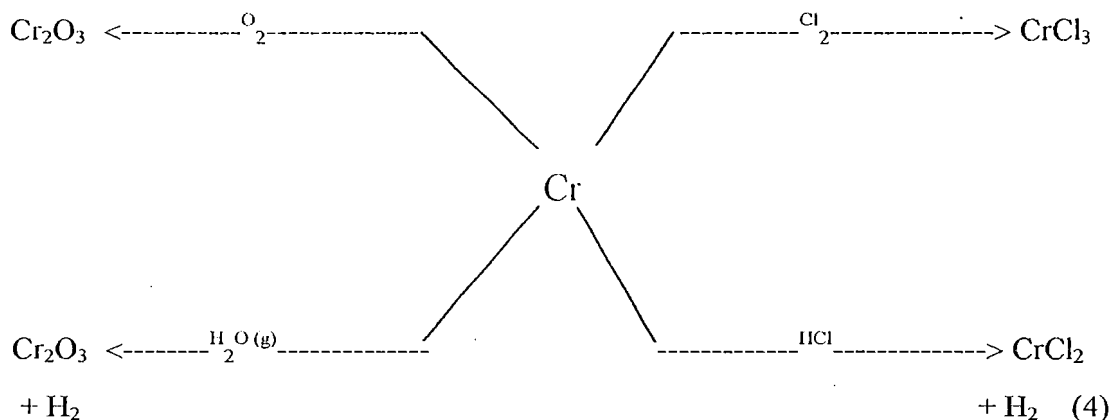


O crômio tem um grande brilho (para-choques cromados), que perdura devido à formação de uma película invisível de óxido que protege o metal do ataque químico. Conseqüentemente, ele encontra aplicação em galvanoplastia, tanto por seu efeito decorativo (0,0000005m de espessura) como por seu efeito protetor (0,000075m de espessura). O revestimento é geralmente feito por eletrólise (processo no qual uma reação não-espontânea, $\Delta G > 0$, é forçada a ocorrer por meio do fornecimento de energia de uma fonte externa), mergulhando-se o objeto em um banho de $\text{Na}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ e H_2SO_4 em água (BUENO et al., 1978).

O potencial de redução para a eq. (3), é suficientemente negativo, de

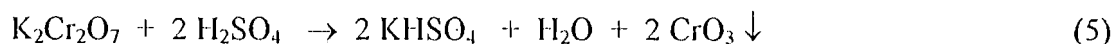


maneira que se poderia esperar que ele reduzisse a água e se oxidasse durante o processo. Deste modo, não se dissolve em HNO_3 e dissolve-se lentamente a frio, em HCl e H_2SO_4 diluídos. À temperatura elevada é fortemente atacado por oxigênio, cloro, ácido clorídrico e vapor de água, conforme esquema da eq. (4).



Os compostos de crômio são todos coloridos, fato que sugeriu o nome Crômio, da palavra grega Chroma, cor. Os óxidos de crômio conhecidos são: CrO_3 (vermelho escuro), Cr_2O_3 (verde) e CrO (preto).

O CrO_3 não pode ser obtido por combinação direta dos elementos, mas, sim, pela interação de uma solução saturada de dicromato de potássio com ácido sulfúrico concentrado (solução de limpeza química para material de vidro), conforme a eq.(5):



O CrO_3 , de caráter ácido, interage com água formando o ácido crômico, H_2CrO_4 .

O Cr_2O_3 , o mais estável dos óxidos, é obtido pela oxidação do metal ou pela decomposição de dicromato de amônio, de acordo com a eq.(6):



Como ele é um óxido de caráter anfótero, dissolve-se em ácidos formando o íon $[\text{Cr}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$ e, em bases fortes origina o íon $\text{Cr}(\text{OH})_4^-$.

O CrO , de caráter básico, é obtido a partir da amálgama de cromo, do qual se extrai o mercúrio, com ácido nítrico diluído.

Os estados de oxidação do cromo são : 0, 1+, 2+, 3+, 4+, 5+ e 6+. Dentre eles o 3+ e o 6+ são os mais importantes. Os estados 0 e 1+, relativamente raros, são encontrados em alguns complexos, como por exemplo, $\text{Cr}(\text{C}_6\text{H}_6)_2$ e $\text{Cr}(\text{dipirila})^+$. O íon cromo, Cr^{2+} , está entre os agentes redutores mais fortes existentes em solução aquosa. O estado de oxidação 5+ é encontrado no íon cromila, CrO^{3+} , por exemplo o cloreto de cromila, CrOCl_3 (VOGEL, 1992).

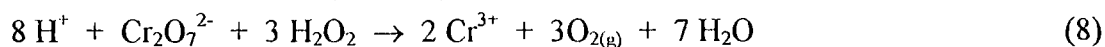
O íon crômico, Cr^{3+} , é extremamente estável; todavia, é oxidado e reduzido. É um complexo hexaaquo violeta em solução aquosa e nos sais sólidos, tal como $\text{Cr}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$. Adicionando-se grandes concentrações de íon cloreto a essas soluções, parte da água de hidratação é substituída e lentamente as soluções ficam verdes, devido à formação de um complexo com cloro. O íon crômico forma um grande número de íons complexos de relativa inércia cinética em soluções aquosas (SHIVAS, 1978), nos quais o átomo de cromo está rodeado por seis outros átomos dispostos nos vértices de um octaedro. Alguns complexos octaédricos do íon crômico são $\text{Cr}(\text{NH}_3)_6^{3+}$, $\text{Cr}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ e $\text{Cr}(\text{H}_2\text{O})_5\text{Cl}^{2+}$, $\text{Cr}(\text{NH}_3)_4\text{Cl}_2^+$. A característica destes complexos é formarem-se e dissociarem-se muito lentamente (BUENO et al., 1978).

Em valores de pH entre 5 e 12 o $\text{Cr}(\text{III})$ precipita na forma de hidróxido, muito pouco reativo, devido ao baixo produto de solubilidade (8×10^{-31}). Acima de pH 12, o íon solúvel CrO_2^- é formado e pode ocorrer a oxidação do cromo na presença do íon manganês (SHIVAS, 1978).

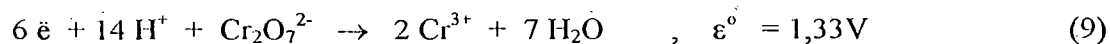
No estado de oxidação 6+, o cromo é conhecido, popularmente, sob a forma de cromatos (amarelos) e dicromatos (alaranjados), que, em solução aquosa, existem em equilíbrio, como na eq.(7):



Em soluções ácidas, a conversão (redução) do Cr(VI) em Cr(III) ocorre na presença de H_2O_2 , de acordo com a eq.(8) ou a eq.(9), sendo esta redução espontânea e favorecida pelo aumento da concentração do íon H^+ . Isto ocorre porque a redução de Cr(VI) envolve a adição de íons H^+ ao complexo, à medida que $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ se transforma em $\text{Cr}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$.



ou



Segundo COTTON & WILKINSON (1972), o cromo (VI) em soluções com pH acima de 6 forma o íon CrO_4^{2-} (dicromato); entre pH 2 e 6, os íons HCrO_4^- e CrO_7^{2-} estarão em equilíbrio; e, abaixo do pH 4, a principal forma é H_2CrO_4 .

2.5.1 Efeito do cromo na saúde animal

O cromo é um elemento essencial ao homem e animais, sendo identificado, em 1959, como um ativo ingrediente no metabolismo de carboidratos (TEIXEIRA, 1981; ALLAWAY, 1968) e do glicogênio (MERTZ, 1969). O tecido animal possui o elemento em concentrações variáveis dependendo da espécie, idade e área do corpo (YASSI & NIEBOER, 1988; FISHBEIN, 1984; DOISY et al., 1976). Concentrações elevadas têm sido encontradas no cérebro e, particularmente, na medula vertebral, bem como em tumores e tecidos carcinogênicos, enquanto que, no cabelo de crianças diabéticas foram encontradas concentrações inferiores às encontradas em crianças normais (MERTZ, 1969).

Parece que o crômio é necessário para a prevenção de diabete e arteriosclerose, sendo absorvido através dos tratos gastrointestinal e respiratório. O efeito tóxico do crômio depende de sua valência, onde o Cr(III) é a sua forma essencial ao ser humano e, o Cr(VI), seria a forma tóxica (ainda é bastante indefinido o limite de toxidez). O crômio (VI) é reconhecido como carcinogênico, apresentando ação corrosiva (dermatites e úlceras) na pele e mucosas, e causando câncer no trato digestivo e nos pulmões, conforme citações de ALLAWAY (1968), SALVADOR FILHO et al. (1980), KABATA-PENDIAS & PENDIAS (1984) e WHO (1984). Níveis de Cr^{6+} de 10 mg kg^{-1} de peso corporal podem causar necroses no fígado, nefrites e morte; níveis inferiores podem causar irritações na mucosa gastrointestinal (DAMASCENO, 1996).

BRAILE & CAVALCANTE (1993) afirmam, entretanto, que a ocorrência natural de sais de Cr(VI) é muito rara, de modo que, quando estão presentes na água, devem originar-se da poluição por despejos industriais. A dose tóxica para o homem seria de 0,5 mg de bicromato de potássio; contudo, não se conhece, ainda, a quantidade de íon cromato que pode ser ingerida, a longo prazo, sem conseqüências adversas. O crômio não se acumula no organismo humano.

2.5.2 Comportamento do crômio no solo

A retenção temporária no solo de ambos os estados de oxidação do crômio (III e VI), pode acontecer pela adsorção; a retenção mais permanente resulta da precipitação do Cr(III), ou, da redução do Cr(VI) para Cr(III) com posterior precipitação (SALOMONS, 1993).

O conteúdo de crômio na superfície do solo tem aumentado devido à poluição por várias fontes (Tabela 07), onde as principais fontes geradoras desta carga

poluidora são as indústrias de galvanoplastia, de curtumes e os lodos de esgoto doméstico (PRIMAVESI et al., 1982).

A concentração média de cromo em solos minerais situa-se entre 5 e 250 mg de Cr_2O_3 por quilograma de solo (MERTZ, 1969; SILVA, 1989).

Já MALAVOLTA (1976), afirma que essa concentração varia de 5 a 1.000 mg kg^{-1} , sendo, geralmente, menor que 100 mg kg^{-1} .

As maiores concentrações de cromo são encontradas em solos originados de basalto e serpentinitos (média de 0,2 a 0,4% , até 1%). De acordo com KABATA-PENDIAS & PENDIAS (1984), o conteúdo médio de cromo nos solos norte americanos é de 54 mg kg^{-1} e nas demais partes do globo é de 65 mg kg^{-1} .

Esse aumento do teor de cromo nos solos pode estar relacionado com os fertilizantes fosfatados com Cr, emissões de indústrias metalúrgicas, combustão de carvão, produção de tijolos refratários e aço, lodo de esgoto, deposição atmosférica, disposição de cinzas contendo cromo, efluentes industriais (McGRATH & SMITH, 1990).

De acordo com a revisão feita por TEIXEIRA (1981), os teores de cromo no solo são muito variáveis: SHIVAS, obteve o valor de 37 mg kg^{-1} como a moda de 863 amostras de solos dos EUA e valores entre 20 a 125 mg kg^{-1} em solos do Canadá. SOANE & SANDER, em trabalho com 9 amostras de solos da Rodésia encontraram valores de cromo total entre 0,055 a 4,6%. Na mesma época, PRINCE

TABELA 07- Metais pesados empregados nas indústrias

EMPREGO	Cd	Cr	Ni	Hg	Pb	Sn	Cu	Fe	Mn	Zn
Papel	-	X	X	X	X	-	X	-	-	X
Petroquímica e química orgânica	X	X	-	X	X	X	-	X	-	X
Química inorgânica, álcalis, cloreto	X	X	-	X	X	X	-	X	-	X
Fertilizante	X	X	X	X	X	-	X	X	X	X
Refinaria de petróleo	X	X	X	-	X	-	X	X	-	X
Fundição de aço	X	X	X	X	X	X	X	X	-	X
Fundição de não-ferrosos	X	X	-	X	X	-	X	-	-	X
Cimento, vidro	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
Têxtil	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
Curtume	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-

FONTE: PRIMAVERSI et al. (1982)

determinou os teores de vários elementos em 10 solos de New Jersey e encontrou para o crômio valores entre 20 a 75 mg kg⁻¹. MITCHELL & SWAINE, encontraram valores entre 300 a 3.500 mg kg⁻¹ de crômio em solos da Escócia e, BUTLER, chegou a resultados entre 32 a 76 mg kg⁻¹ de crômio em sete solos da Inglaterra, na região de Lancashire.

Os baixos teores de crômio no solo estão associados às condições do solo, que resultam em absorção insuficiente pelas plantas, devido, provavelmente, à: (1) adsorção do crômio pelos minerais do solo, principalmente pelas cargas negativas de argila; (2) complexação pela matéria orgânica e pelos átomos de oxigênio e nitrogênio contidos em ligantes orgânicos; (3) insolubilidade dos sais de crômio como Fe-Cr₂O₄, óxidos mistos de crômio, alumínio e ferro ou em grades de silicatos, ou, (4) formação de complexos orgânicos insolúveis, como o Cr(OH)₃, nas raízes das plantas (TREBIEN, 1994; SILVA, 1989; MORTVEDT & GIORDANO, 1975).

De acordo com KABATA-PENDIAS & PENDIAS (1984), o Cr(III) apresenta uma pequena mobilidade em meio muito ácido e, é quase que totalmente

precipitado em pH 5,5; assim, seus compostos são considerados muito estáveis no solo. Em contrapartida, o Cr(VI) é muito instável nos solos e é facilmente mobilizado, tanto em condições alcalinas como em ácidas. Afirmaram, também, que o crômio adicionado ao solo, geralmente, se acumula em uma fina camada na superfície, e que, após 80 anos de irrigação do solo com lodo de esgoto contendo 112 mg kg^{-1} de crômio, a concentração de crômio na superfície aumentou de 43 para 113 mg kg^{-1} .

De acordo com LUND et al. (1976), muito pouco se sabe sobre o movimento dos metais pesados no solo. BOSWELL (1975) observou o movimento do Cr, Cd, Cu e Pb até 0,15 m e Zn até 0,30 m em amostra de solo ácido tratados com $16,8 \text{ t ha}^{-1}$ de resíduo de esgoto. ANDERSSON & NILSSON (1976), mostraram que os elementos Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Pb, Cd, Hg, As e Se permaneceram nos 0,20 m superficiais do solo, com aplicação de 84 t ha^{-1} de resíduos, por um período superior a 12 anos.

LUND et al. (1976) encontraram resultados semelhantes aos anteriores, quando evidenciaram o movimento de Cr, Cu, Cd, Pb, Ni e Zn até 0,15 m em solos tratados com doses entre 44 e 166 t ha^{-1} de resíduos, por um período superior a três anos. Observaram, também, o movimento de Cr a mais de 3 m de profundidade, sob o leito de tanques de secagem de lodo de estações de tratamento de esgoto em utilização por, aproximadamente, 20 anos. Este fato se deve aos complexos orgânicos solúveis de crômio que podem ser translocados no perfil do solo pela ação da água de percolação.

Entretanto, devido à capacidade de formar complexos com proteínas e à faixa restrita de pH normalmente encontrada no solo (4,5 a 8,0), o Cr(III) é muito pouco móvel (SHIVAS, 1978; BOSWELL, 1975), mesmo quando o resíduo orgânico contendo este íon é aplicado em areia (SHIVAS, 1979).

BARTLETT & KIMBLE (1976a), observaram que com o aumento do pH a solubilidade do Cr(III) no solo diminuía e, em valores próximos a 5,5 ocorria completa precipitação. A presença de teores mais elevados de matéria orgânica

favorecia a complexação do Cr(III), impedindo a formação de compostos insolúveis. Nos tratamentos onde o crômio era adicionado posteriormente ao fósforo, a fração deste elemento complexada pela matéria orgânica decrescia, provavelmente, pela formação de hidróxidos e fosfatos de crômio.

KABATA-PENDIAS & PENDIAS (1984), afirmaram que o comportamento do crômio é governado pelo pH do solo e pelo potencial redox. Sob o mesmo potencial redox de 500 mV, o Cr(III) predominou em pH 5,0, o Cr(OH)₃ foi formado entre pH 5,0 e pH 7,0 e Cr(VI) ocorreu em pH >7,0.

BARBOSA (1996), ressaltou que a adsorção do crômio por argilas, também, é dependente do pH do solo. Enquanto a adsorção do crômio (VI) diminui com a elevação do pH, ocorre o oposto com o crômio (III). O comportamento do crômio nos solos pode ser modificado por complexos orgânicos de crômio; contudo, o efeito predominante da matéria orgânica é a redução de Cr(VI) a Cr(III).

A alta estabilidade de complexos organo-Cr(III) adicionados, ou mesmo formados no solo em condições de baixo pH, é confirmada por se manter estável e solúvel com a elevação do pH a níveis em que a expectativa é que o crômio estivesse precipitado (SILVA, 1989; JAMES & BARTLETT, 1983).

ROSS et al. (1981), observaram que a decomposição dos complexos organo-Cr(III) no solo ocorre de forma muito lenta, indicando que estes são de baixa disponibilidade como fonte de energia, ou que têm efeito muito tóxico aos microrganismos.

A maioria dos pesquisadores preconiza a formação de hidróxidos insolúveis como a reação predominante do crômio no solo, com base nas quantidades de crômio extraídas em análises seqüenciais e pelo baixo produto de solubilidade do Cr(OH)₃, $K_{ps} = 2,9 \times 10^{-29}$, cuja precipitação é esperada a partir de pH > 6,0 (SILVA, 1989; JAMES & BARTLETT, 1983; CARY et al., 1977a).

No estado de Guanajuato, México, cromo total, tri e hexavalente foram determinados em uma área altamente poluída com cromo, coletando-se amostras na superfície e à 0,30 m de profundidade. Quatro amostras, também, foram analisadas por extração sequencial. Observaram que nas partes mais poluídas, o cromo foi fixado, preferencialmente, nos hidróxidos de Fe e óxidos de Mn e, nas partes menos poluídas, o cromo estava associado aos sulfetos e à fração orgânica. O Cr(III) foi retido, preferencialmente, na camada superficial do solo. Com a profundidade, a concentração das diferentes formas de cromo fica dependente das características físicas do solo, da relativa abundância dos vários componentes do solo e das características e origem dos contaminantes (ARMIENTA et al., 1996).

Mais frequentemente, pode-se utilizar como agente quelante o EDTA (ácido etilendiaminotetraacético), o NTA (ácido nitrilotriacético), o EGTA (ácido etileneglicol, bis-2-aminoetileter, tetraacético), e o DTPA (ácido dietilenotriaminopentaacético), segundo SIPPOLA & MAKELA-KURTTO (1993); URE et al. (1993); XIAO-QUAN & BIN (1993); McGRATH & CEGARRA (1992); BELL et al. (1991); KIM & FERGUSON (1991); BELL (1977); MOTTOLA (1974); PERRIN (1974); RINGBOM (1963) e GLOVER (1961).

As relações de Eh (potencial redox) e pH (potencial hidrogeniônico) da maioria dos solos aráveis é mais favorável à presença de cromo no estado de oxidação Cr(III) do que no estado Cr(VI), e o cátion trivalente, Cr^{3+} , é a forma predominante no solo. Pequenas variações nessa relação podem causar grandes modificações nesses sistemas (STUMM & MORGAN, 1981).

O comportamento do Cr^{3+} é similar ao do cátion Al^{3+} , e pode substituir o alumínio hexacoordenado em aluminossilicatos, embora tenha raio atômico maior, 0,65 e 0,47 Å (CARY et al., 1977a). O ácido cítrico, o ácido dietilenotriamina pentaacético (DTPA), o ácido fúlvico e a matéria orgânica solúvel de solo seco ao ar, são exemplos de ligantes que podem reter o Cr(III) na solução em pH acima de 5,5 (JAMES & BARTLETT, 1983). Teores de Cr^{3+} entre 10 e 100 mg kg⁻¹ em solos de

textura média (franco) afetam a população de microrganismos do solo, causando decréscimo na evolução de CO_2 (SHIVAS, 1978).

Os ânions de Cr(VI) competem com os demais ânions da solução do solo por sítios de troca na superfície de óxidos ou outros colóides de carga superficial positiva. Parece ser consenso, entre os pesquisadores, que a redução dos compostos do Cr(VI) a Cr(III) é a reação predominante do Cr(VI) no solo. Essa redução é favorecida em solo ácido (GROVE & ELLIS, 1980) e é espontânea na presença de compostos orgânicos, que atuam como fonte de elétrons; e, em solos com alto teor de matéria orgânica a redução de quase todo Cr(VI) é ocasionado num período de incubação de 5 semanas.

A presença de fosfato diminui a concentração de Cr(VI) em equilíbrio, quando os solos possuem altos teores de matéria orgânica, provavelmente, porque o ortofosfato provoca, a princípio, o deslocamento do Cr(VI) para a solução, sendo este reduzido a Cr(III) e adsorvido nesta forma (BARTLETT & KIMBLE, 1976b).

No subsolo o Cr(VI) é reduzido por Fe(II) contido nos minerais; posteriormente, é hidrolisado e precipitado na forma de hidróxido (EARY & RAI, 1991).

TEIXEIRA (1981), observou que a adsorção de Cr(VI) em caulinita e montmorilonita diminuiu com o aumento do pH, sendo nula em valores próximos a 8,5. Concluiu que a montmorilonita adsorvia 2 a 3 vezes mais que a caulinita e que este mecanismo, nos dois casos, era dependente da concentração de HCrO_4^- em solução. No mesmo trabalho, ficou evidenciado que a adsorção de Cr(VI) em relação a Cr(III) foi relativamente baixa, mesmo em condições ácidas onde a adsorção de Cr(VI) se torna mais efetiva.

As reações redox envolvendo minerais do solo e materiais da solução são importantes processos em química ambiental, mas estas somente têm sido

caracterizadas em soluções aquosas. O manganês possui uma superfície reativa muito importante, constituindo, juntamente com a matéria orgânica, os componentes abióticos de maior atividade redox em muitos sedimentos e solos (RISSER & BAILEY, 1992; EARY & RAI, 1991).

COUCE et al. (1985) constataram que a toxicidade do crômio depende do seu estado de oxidação, sendo a forma crômio (VI) bem mais tóxica que o crômio (III), e, que sua disponibilidade é afetada pelas interações com outros metais, sobretudo com o ferro, o zinco e o manganês.

BARTLETT & JAMES (1979) mostraram que, em amostras de solo úmido recém coletado, a oxidação de Cr(III) a Cr(VI) ocorre facilmente nas condições de umidade predominantes a campo, em muitos solos; e, que essa oxidação está intimamente correlacionada com a redução de óxidos de manganês, Mn (III e IV), que atuam na reação como receptores de elétrons. Também observaram que, o processo de secagem das amostras de solo aumenta significativamente a quantidade de manganês extraída com CaCl_2 , supostamente Mn(II), proveniente da redução de óxidos de Mn. Quando esses mesmos autores trabalharam com solos contendo altos teores de Mn, observaram que, em condições ácidas, todo o Cr(III) era oxidado a Cr(VI) e, aproximadamente, 20% do crômio oxidado era adsorvido. Com o aumento do pH, a quantidade de Cr(VI) formado diminuía, o mesmo acontecendo com o Cr(VI) adsorvido.

A grande eficiência dos óxidos de Mn em adsorver cátions de metais pesados é atribuída à sua elevada área superficial específica (280 a 530 m^2 por grama) e ao baixo ponto de carga zero (PCZ). A afinidade de adsorção de metais pesados em óxidos de Mn, em geral, segue a seguinte ordem: $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Mn} > \text{Co} > \text{Zn} > \text{Ni}$ (McKENZIE, 1989). Verifica-se, portanto, que o crômio não consta da relação de afinidade de adsorção de cátions metálicos a sítios de troca na superfície de óxidos de Mn. O crômio não é acumulado em nódulos de óxidos de Mn, a exemplo do Co, Ni, V ou Pb (TAYLOR, 1968), mas é encontrado em mistura com óxidos de Fe(III).

Possivelmente, isto pode ser explicado pela rápida oxidação do crômio quando adsorvido em óxidos de manganês. Neste processo o Mn (III e IV) é reduzido e liberado para a solução do solo, assim como o Cr(VI).

FENDORF et al. (1994) propuseram investigar o mecanismo de sorção do alumínio (Al) na superfície do manganês e seus efeitos sobre a oxidação do Cr(III). Concluíram que o Al não influencia a oxidação do Cr(III); somente em valores de pH menores que 4,0; e que, reagindo Al com Mn antes da introdução do Cr(III) resulta em menor oxidação do que quando ambos, Al e Cr(III), foram adicionados simultaneamente para reagir com Mn. Os resultados de FENDORF & ZASOSKI (1992) indicaram que a oxidação do Cr(III) pelo Mn era limitada a pH acima de 4,0 quando a concentração de Cr(III) excedia $77 \mu\text{mol l}^{-1}$.

FENDORF et al. (1992) e MANCEAU & CHARLET (1992) indicaram a formação de $\text{Cr(OH)}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ na superfície do Mn a pH igual ou acima de 4,0 quando a concentração de Cr(III) em solução excedia $400 \mu\text{mol l}^{-1}$. O aparecimento dessa nucleação de superfície, na região interfacial, é necessária para inibir a oxidação do Cr(III), pois a distância proíbe a transferência de elétrons entre a superfície do Mn(IV) e do Mn(III) com o Cr(III) interfacial.

MIRA DAS et al. (1990), afirmaram que o ferro, também, pode favorecer a oxidação do crômio no solo e concluíram, a partir de resultados experimentais em solos de cultivo de arroz na Índia, que a disposição de resíduos que contêm crômio (III) no solo pode representar riscos de poluição ao ambiente, se os solos apresentarem formas oxidadas de manganês e de ferro, que servirão de receptores de elétrons na reação.

OTTABONG (1990), afirmou que a toxicidade ao crômio aumentou em presença de sílica. Esta acentuação da toxicidade pode ser atribuída à habilidade da sílica de inibir a redução do Cr(VI) a Cr(III) nos tecidos vegetais. Processos

fisiológicos podem ter sido interrompidos com uma absorção passiva concomitante de elementos.

O solo é um sistema heterogêneo e quimicamente complexo, onde grande número de reações ocorrem simultaneamente, podendo ser concorrentes ou aditivas à reação de oxidação de Cr(III) a Cr(VI). São exemplos de reações concorrentes com a oxidação de Cr(III), a dissolução redutiva de óxidos de Mn por oxidação de compostos orgânicos (poluentes fenólicos), a formação de complexos orgânicos estáveis com o Cr(III) adicionado ao solo (indisponível como doador de elétrons), e a redução do Cr(VI) formado no solo por oxidação de compostos orgânicos (promovem a dissolução redutiva de óxidos de Mn facilmente reduzíveis - que é a fração de óxidos de Mn reduzida por solução de hidroquinona $0,02\text{mol l}^{-1}$), de acordo com TREBIEN (1994).

Ainda segundo TREBIEN (1994), a reação de oxidação do Cr(III) no solo ocorre na interface do sólido com a solução, de acordo com o seguinte mecanismo: (a) formação de um complexo precursor, caracterizado pela adsorção de Cr(III) à superfície do óxido de Mn; (b) transferência de elétrons do Cr(III) para Mn (III e IV), formando o complexo sucessor, com Mn(II) e Cr(VI) e (c) ruptura do complexo sucessor, com liberação de Cr(VI) e Mn(II) para a solução do solo.

Estudos cinéticos da reação de Cr(III) em solos e óxidos de Mn, em reatores com intensa agitação, revelam que a fase inicial (muito rápida) de formação de Cr(VI) atinge a velocidade máxima de reação em intervalo de tempo inferior a 60 minutos e, que a velocidade da reação é limitada por fenômenos de transporte associados a um processo difusivo, como a difusão superficial ou de migração para o interior do agregado e, à formação ou ruptura de ligações químicas ao longo do caminho difusivo (SPARKS, 1989).

Para RISSER & BAILEY (1992), a velocidade da reação de oxidação do Cr(III) com óxidos de Mn, na fase decrescente de formação de Cr(VI), é limitada por

redução de área superficial, devido à dissolução redutiva dos óxidos de Mn e, pela lenta difusão do íon Mn^{2+} da superfície da partícula em direção à solução do solo. O controle dessa velocidade pode estar associado ao aumento da carga superficial positiva, na superfície dos óxidos de Mn, que resulta de maior adsorção de Mn^{2+} à medida em que a reação progride.

Os resultados obtidos por SHIVAS (1980) empregando resíduos de curtume em diferentes faixas de pH (2 a 11), em diferentes fontes de iluminação e de temperatura e, em presença ou não de ar, indicaram que o pH foi o item mais importante. Em pH igual ou menor que 7,0 em presença de substâncias redutoras, o Cr(VI) é reduzido a Cr(III). Em pH acima de 7,0 o Cr(III) é oxidado a Cr(VI), quando uma fonte de oxigênio está presente. A presença de luz não é requerida para oxidação de Cr(III) a Cr(VI), embora uma fonte de luz possa acelerar a oxidação. Enfatiza a importância de se depositar resíduos contendo crômio em solos com pH abaixo de 9,0 e que os resíduos sejam enterrados, de modo a minimizar condições alcalinas e aeróbias que favoreçam a produção de Cr(VI).

KABATA-PENDIAS & PENDIAS (1984) e GROVE & ELLIS (1980), sugeriram estratégias de manejo para reduzir a toxicidade de solos poluídos com Cr(VI). Afirmaram que a incorporação de agentes acidificantes como enxofre, e de agentes redutores como folhas de liteiras ou compostos ácidos, podem ser utilizados para agilizar a redução do crômio (VI). Em seguida à completa redução, é conveniente fazer uma calagem no solo, para a precipitação dos compostos de crômio (III).

O efeito tóxico do crômio (e dos metais pesados) é mais acentuado quando este é aplicado ao solo na forma de sais (CUNNINGHAM et al., 1975c; MORTVEDT & GIORDANO, 1975), sendo seu efeito nocivo mais prolongado do que na aplicação de resíduos orgânicos.

2.5.3 Comportamento do crômio na planta

Segundo SKEFFINGTON et al. (1976), MENGEL & KIRKBY (1987) e KABATA-PENDIAS & PENDIAS (1984), a absorção e a translocação do crômio em plantas são baixas, acumulando-se mais na região radical que na parte aérea e, sendo até inexistente nos grãos. SHIVAS (1978) afirma que a formação de complexos nas raízes ocorre até 0,001 m dentro das mesmas.

A absorção de crômio pelas plantas e, conseqüentemente, seu efeito tóxico, diminui com o tempo. No trabalho de MORTVEDT & GIORDANO (1975), a toxidez nas plantas desapareceu na terceira cultura (após 20 meses de aplicação). Isto se deve à inativação dos metais no solo, embora a extração com solução de HCl 0,5 mol l⁻¹ não mostre decréscimo nos teores trocáveis ou solúveis destes.

Para WALLACE (1989), a diagnose foliar é questionável para se avaliar o "status" de micronutrientes em plantas, pois, na maioria das vezes, estes elementos podem estar mais concentrados nas raízes. O autor propõe quatro categorias de acumulação de micronutrientes em órgãos vegetais. Na categoria 1, a maior acumulação ocorre nas raízes e muito pouco se acumula nas partes aéreas (chumbo, estanho, titânio, vanádio, prata, crômio, zircônio, gálio, arsênio, berílio); na categoria 2, a maior acumulação ocorre nas raízes, mas concentrações razoáveis são, também, encontradas nas partes aéreas (ferro, cobre, alumínio, cádmio, cobalto, molibdênio, silício); na categoria 3, a distribuição entre raízes e partes aéreas são razoavelmente uniformes (zinco, manganês, níquel, selênio); na categoria 4, a maior acumulação ocorre nas partes aéreas (boro, lítio, algumas vezes manganês).

As plantas absorvem, preferencialmente, o crômio do solo na forma de Cr⁶⁺ (CARY et al., 1977b). O Cr³⁺ possui baixa mobilidade no solo e seu movimento através da membrana biológica é muito restrito. A reação do Cr(III) com proteínas e outros colóides forma compostos, relativamente grandes, que possuem baixa

permeabilidade em membranas, razão pela qual quantidades superiores a 85% do Cr(III) permanecem na camada externa de 0,001 m da superfície da raiz (SHIVAS, 1978). O crômio absorvido pelas plantas é acumulado nas raízes juntamente com o ferro (III), transformando-se em barreiras de translocação para a parte aérea da planta (TREBIEN, 1994).

ALLAWAY (1968), relata que formas quelatadas de Cr(III) são usualmente menos estáveis do que os quelatos de ferro com os mesmos ligantes, indicando que em solos aráveis formas complexadas de crômio não são disponíveis para as plantas.

A condução de experimentos em solução nutritiva levou alguns pesquisadores aos seguintes resultados, de acordo com BARBOSA (1996): MENGEL & KIRKBY, observaram a presença de crômio nos exsudados do xilema de tomateiros (*Lycopersicum esculentum*) em níveis equivalentes a 10% da solução nutritiva. RAMACHANDRAN et al., indicaram que, em geral, as concentrações de ⁵¹crômio (III) nas partes aéreas e raízes em culturas de ervilha (*Pisum sativum*), feijão (*Phaseolus vulgaris*), tomate (*Lycopersicum esculentum*), milho (*Zea mays*) e cevada (*Hordeum vulgare*), foram maiores que as de ⁵¹crômio (VI); que a absorção de ⁵¹crômio (III) pelas partes aéreas diminuiu com o aumento do pH da solução e que a acumulação de ⁵¹crômio (III) nas raízes foi significativamente menor em pH > 7,0. Efeitos similares foram observados para ⁵¹crômio (VI). HUFFMAN & ALLAWAY, constataram que ao atingir a maturidade, o feijão (*Phaseolus vulgaris*) continha aproximadamente 55% do ⁵¹crômio adicionados e as plantas de trigo (*Triticum aestivum*) removeram 81%. As raízes do feijão continham 92%, e as de trigo, 95% do total de ⁵¹crômio das plantas. HUFFMAN & ALLAWAY, verificaram que não ocorreram diferenças consistentes na produtividade, aparência e crescimento entre as plantas de alface (*Lactuca sativa*), trigo (*Triticum aestivum*) e feijão (*Phaseolus vulgaris*) tratadas com $3,8 \times 10^{-4}$ $\mu\text{mol l}^{-1}$ de crômio e o tratamento testemunha. WALLACE et al., afirmaram que o Cr⁶⁺ (Cr₂O₇) na concentração de 10^{-5} mol l⁻¹ foi tóxico às plantas de feijão (*Phaseolus vulgaris*), enquanto que na forma de Cr³⁺ pareceu não ser, porque é menos solúvel e, conseqüentemente, induz uma menor

absorção. A maioria do crômio, nas duas valências, permaneceu nas raízes ($49,6 \text{ mg kg}^{-1}$). HARA & SONODA, trabalharam com repolho (*Brassica oleracea*) e observaram que as distribuições de vanádio, crômio (III) e (VI), ferro, cobre, mercúrio (I) e (II) foram muito maiores nas raízes e, a concentração de crômio (III) foi excepcionalmente pequena nas partes aéreas. SKEFFINGTON et al., observaram que a translocação do ^{51}Cr da raiz à parte aérea da cevada (*Hordeum vulgare*) foi maior para o crômio hexavalente e que, em relação ao total de ^{51}Cr nas plantas, esta proporção foi extremamente baixa. McGRATH, comentou que a adição de concentrações equivalentes a 2 até $200 \mu\text{mol l}^{-1}$ na aveia (*Avena sativa*) aumentaram a concentração de crômio nas raízes, mas a valência do crômio não apresentou diferenças significativas. Na parte aérea, concentrações de crômio (VI) foram maiores que as concentrações de crômio (III); entretanto, valores elevados foram obtidos apenas no tratamento com $200 \mu\text{mol l}^{-1}$.

TURNER & RUST (1971), estudando o efeito do Cr(VI) no crescimento e na nutrição mineral da soja (*Glycine max*) em solução nutritiva, observaram um decréscimo na concentração e nos totais de Ca, K, P, Fe e Mn na parte aérea, e de K, Mg, P, Fe e Mn nas raízes em doses superiores a $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$. Em vasos com solo, foram observadas interferências na acumulação de Ca, K, Mg, P, B e Cu na parte aérea e, praticamente, nenhum efeito na absorção de Fe, Mn e Zn. O sintoma de toxidez observado foi um secamento da parte aérea na dose de 5 mg kg^{-1} em solução nutritiva, e 10 mg kg^{-1} de Cr(VI) em vasos com solo. Nestes últimos, as plantas que receberam 30 e 60 mg kg^{-1} de Cr(VI) morreram devido a alta dose deste elemento.

A aplicação de sulfato de crômio ao solo (600 g ha^{-1}) ou diretamente na videira (200 mg por planta) aumentou a produção de uva em 21%, o tamanho em 18% e o teor de açúcar em 23% (MERTZ, 1969).

BARTLETT & KIMBLE (1976b) não detectaram efeitos visíveis de toxidez em plantas de milho (*Zea mays*) e tomate (*Lycopersicon esculentum*) cultivadas em solo com adição de 500 mg de Cr(VI) por kg de solo.

MORTVEDT & GIORDANO (1975) obtiveram menor rendimento de milho (*Zea mays*) com a adição de 80 mg de Cr(VI) por kg de solo, através de resíduos de estações de tratamento de esgoto de cidades, sendo, também, constatada toxidez de Cr(III) em níveis superiores a 320 mg kg⁻¹.

McGRATH (1982) aplicou 750 µg de cromo por grama de solo seco, utilizando a aveia (*Avena sativa*) como planta-teste e, observou que o cromo (VI) resultou em uma elevada e tóxica concentração na solução do solo; contudo, o cromo (III) resultou em menores concentrações na solução do solo, ocorrendo aumentos na absorção de cromo e redução na produtividade.

RITTER & EASTBURN (1978), encontraram teores normais de cromo nos tecidos vegetais de milho (*Zea mays*) e soja (*Glycine max*), na dose de 90 t ha⁻¹ de esgoto aplicada ao solo.

CUNNINGHAM et al. (1975a) observaram efeitos depressivos no crescimento de milho e azevém em doses iguais ou superiores a 251 t de resíduo de estações de tratamento de esgotos por hectare. Estes autores atribuíram a toxidez, principalmente, ao cobre; o experimento não permitiu separar claramente o efeito nocivo dos metais pesados Cd, Cu, Cr, Ni e Zn presentes no resíduo. No nível de 251 t ha⁻¹ tinham sido aplicados 2.896 mg kg⁻¹ de cromo.

Em trabalho posterior de CUNNINGHAM et al. (1975b), foram controlados, independentemente, os teores desses metais, observando-se um efeito benéfico da adição de cromo ao resíduo de esgoto, atribuído à inibição pelo cromo da absorção de Cu e Zn em nível tóxico pelas plantas.

SOON et al. (1980), trabalhando com resíduos, após digestão anaeróbia e adição de Ca(OH)₂, Al(SO₄)₃ ou FeCl₃, observaram que o milho e a cevadilha não apresentaram sintomas de toxidez por metais pesados, não se observando aumento

nas concentrações de Cr e Pb nos tecidos vegetais, quando aplicadas doses de 680 kg de cromo por hectare e 310 kg de chumbo por hectare.

ANDERSSON & NILSSON (1976) estudando a acumulação de metais pesados no solo e a sua absorção por aveia e cevada, em área que recebeu durante 18 anos a aplicação de resíduos de estações de tratamento, num total de 120 t ha⁻¹ (base seca), concluíram que as quantidades de Cr, Pb e Hg no solo aumentaram significativamente, enquanto que no tecido vegetal e grãos, praticamente, não se observou aumento das concentrações destes elementos.

WALLACE et al. (1976) aplicaram 50 mg kg⁻¹ de cromo em um solo não calcário e plantaram o feijão (*Phaseolus vulgaris*), verificando que não ocorreram reduções na produtividade e que o cromo se acumulou predominantemente nas raízes, sendo que muito pouco se translocou para as folhas.

SALVADOR FILHO et al. (1980) afirmaram que a adição ao solo de 600.000 mg ha⁻¹ de Cr₂(SO₄)₃, aumentou o peso, o tamanho e o teor de açúcar de uvas (*Vitis vinifera*) em 21, 18 e 21%, respectivamente. Citam, também, que a aplicação de um fertilizante contendo 4.300 mg Cr por quilograma, resultou em aumento de crescimento do linho (*Linum usitatissimum*) cultivado em terreno arenoso e que acetato de cromo adicionado em concentrações de até 500 mg l⁻¹ beneficiou o desenvolvimento da cenoura (*Daucus carota*), da cevada (*Hordeum vulgare*) e do pepino (*Cucumis sativus*).

BIDDAPPA et al. (1987) através de diagnose foliar, avaliaram os efeitos da adição de metais pesados em raízes de palmeiras, nas concentrações de elementos essenciais contidos nas folhas. Concluíram que a aplicação de cromo aumentou a concentração de potássio e cálcio nas folhas, mas provocou redução nas concentrações de fósforo e magnésio.

SARKUNAN et al. (1989) estudaram a toxicidade do Cr(VI) em cultura de arroz (*Oryza sativa*) desenvolvida sob condições de inundação em um solo aluvial, em estações seca e chuvosa. Observaram que as adições de níveis (0, 25, 50, 100, 200, 400, 800 e 1.000 mg kg⁻¹) elevados de crômio (VI) reduziram a produtividade de grãos e palhas nas duas estações, sem mostrar nenhuma tendência definitiva. A aplicação de Cr(VI) em concentrações em torno de 200 mg kg⁻¹ foram tóxicas às plantas; porém, os efeitos residuais fitotóxicos não foram observados nem no nível mais alto de aplicação (1.000 mg kg⁻¹).

Os sintomas de toxicidade das plantas em relação ao crômio são caracterizados pela murcha dos brotos, clorose nas folhas jovens, injúria nas raízes e folhas vermelho-amarronzadas. O crômio é transportado nas plantas como complexos aniônicos, os quais têm sido identificados nos extratos dos tecidos vegetais e no fluido do xilema (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1984).

3 MATERIAL E MÉTODOS

Ao iniciar este capítulo, vale salientar que toda a Tese foi confeccionada de acordo com USP-EESC (1996), utilizando-se das unidades do Sistema Internacional preferidas e aceitas para publicações da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS, 1995). As metodologias utilizadas nas análises estão detalhadas no ANEXOS.

3.1 Solos Utilizados

Como o lodo crômico testado foi proveniente da Região Nordeste do Brasil, especificamente do estado de Pernambuco, houve por bem desenvolver os experimentos em local próximo da coleta desse material e com solos latossolo e podzólicos (Figura 01) representativos da região que, provavelmente, serão usados como receptores.

Os latossolos ou Oxissolos apresentam perfis bastante profundos (mais de dois metros), acidez elevada, carência de bases trocáveis, baixa saturação por bases, baixa reserva de minerais primários (mica, feldspato). Possuem baixa diferenciação morfológica dos horizontes (cores difusas) e ausência do horizonte A₂ eluvial.



FIGURA 01- Perfil de solos podzólico e latossolo

Os solos podzólicos apresentam B textural ou argílico, consequência da remoção de argilas e compostos de ferro de uma camada superior (A₂ eluvial) para uma camada inferior (B iluvial ou de acumulação). Possuem visível diferenciação morfológica de horizontes, tanto em cor como em textura, e riqueza química e mineralógica (minerais primários) nos horizontes inferiores, a depender do material de origem e grau evolutivo do perfil. Fazem parte dessa classificação os Ultissolos (baixa saturação de bases; $V < 30\%$ = distrófico, $30\% < V < 50\%$ = mesotrófico) e os Alfissolos (alta saturação de bases; $V > 50\%$ = eutrófico).

Assim, amostras da camada superficial (0 a 0,20m de profundidade) de solos representativos da Zona do Litoral do estado de Pernambuco (Figura 02) foram coletadas e apresentaram os seguintes atributos (RIBEIRO*, 1997; CAMARGO et al., 1987; KOFFLER et al., 1986; BRASIL, 1979; BRASIL, 1973)

PVe 1 e 2: Podzólico Vermelho Amarelo Eutrófico orto, fase floresta subcaducifólia, relevo ondulado, material de origem são o saprolito de gnaiss e granitos gnaissicos, texturas franco argilosa (1) e franco argiloarenosa (2), drenagem interna boa a moderada, com média susceptibilidade à erosão, de alta fertilidade, com 10% de representatividade do estado. A amostra desse solo foi coletada no município de Vitória de Santo Antão, onde predomina o tipo climático As' de Köppen, tropical chuvoso com verão seco. A temperatura média anual é de 24,2°C, com média máxima de 30°C e média mínima de 19,3°C. As temperaturas mais baixas ocorrem entre junho e setembro. A precipitação pluviométrica média anual é de 870,9 mm, com um longo período seco nos meses de setembro a janeiro. A chuva anual com 75% de probabilidade de ocorrência está ao redor de 680 mm. Os ventos são leves, da ordem de 105 km por dia, predominando a direção E-SE. A umidade relativa do ar é alta, 81% em média, e a evaporação do tanque Classe "A" é de 1.869 mm anuais.

*RIBEIRO, M.R. (1997). (UFRPE-Universidade Federal Rural de Pernambuco). **Comunicação pessoal.**

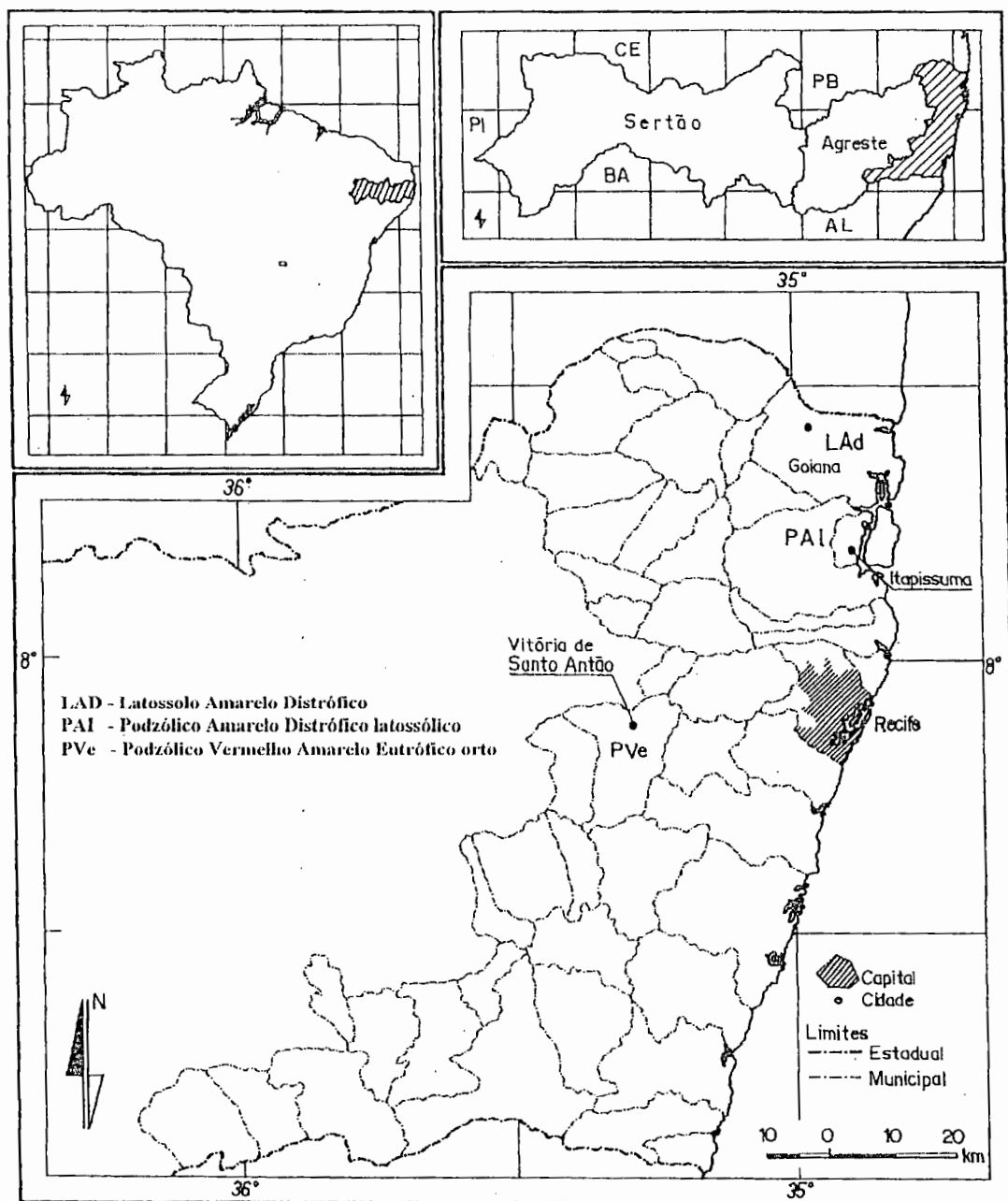


FIGURA 02- Mapa do estado de Pernambuco, indicando os locais de coleta dos solos utilizados nos experimentos

PAI : Podzólico Amarelo Distrófico latossólico, fase floresta subperenifólia, relevo plano a suave ondulado, material de origem são sedimentos do Grupo Barreiros (Terciário), textura franco arenosa, drenagem interna boa a moderada, não susceptível à erosão, de baixa a média fertilidade, com 10% de representatividade do estado. A amostra desse solo foi coletada nas proximidades do aterro industrial da ALCOA-Alumínio do Nordeste S/A, no município de Itapissuma, pertencente à Zona Litoral Norte, localizada na porção nordeste do estado de Pernambuco, onde predomina o clima Ams' de Köppen, tropical chuvoso de monção com verão seco. A temperatura média anual é de 24,8°C, com máxima média de 30,2°C e mínima média de 19,3°C. As temperaturas mais baixas ocorrem no período de junho a setembro. A precipitação pluviométrica anual é de 1.715,7 mm, com período mais seco entre outubro e dezembro. Os ventos são leves, apresentando velocidade média de 159 km por dia, predominando a direção E-SE. A umidade relativa do ar é alta, 83% em média, e a evaporação do tanque Classe "A" é de 2.122 mm anuais.

LAd : Latossolo Amarelo Distrófico, fase floresta subperenifólia, relevo plano a suave ondulado, material de origem são sedimentos do Grupo Barreiros (Terciário), textura arenosa, drenagem interna boa, não susceptível à erosão, com 40% de representatividade do estado. A amostra desse solo foi coletada na Estação Experimental de Itapirema, pertencente à Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária - IPA, no município de Goiana e, faz parte da Zona Litoral Norte do estado de Pernambuco, cujas características já foram descritas no solo PAI, acima.

Após a coleta de amostras na camada arável de, aproximadamente, uma tonelada de cada tipo de solo, as mesmas foram bem misturadas, secas ao ar, destorroadas e tamizadas em peneira de 0,004 m. Algumas características químicas e de fertilidade, e físicas dos solos (EMBRAPA, 1979) encontram-se nas Tabelas 08 e 09, respectivamente.

TABELA 08- Análise química e de fertilidade dos solos utilizados, conforme a metodologia da EMBRAPA (EMBRAPA,1979)

DETERMINAÇÕES	PVe1	PVe2	PAI	LAd
pH(H ₂ O) - 1:2,5	5,8	6,4	5,6	5,5
P assimilável - mg kg ⁻¹	2,2	3,8	0,3	0,2
K trocável - mg kg ⁻¹	180	160	18	26
Na trocável - mg kg ⁻¹	157,5	175,0	28,8	80,0
Zn - mg kg ⁻¹	11	5	16	9
Cu - mg kg ⁻¹	50	6	8	8
Fe - mg kg ⁻¹	140	240	200	110
Mn - mg kg ⁻¹	450	230	6	26
H trocável - mmol _c kg ⁻¹	27,8	19,9	27,4	26,1
Al trocável - mmol _c kg ⁻¹	5,0	0,0	5,0	0,0
Ca trocável - mmol _c kg ⁻¹	28,0	34,5	15,0	10,0
Mg trocável - mmol _c kg ⁻¹	18,0	8,5	2,0	3,5
S - mmol _c kg ⁻¹	48,2	33,5	25,2	19,1
CTC - mmol _c kg ⁻¹	77,2	66,3	44,9	40,9
V - %	63,34	69,98	28,98	24,96
Carbono orgânico - g kg ⁻¹	11,0	10,2	8,6	7,9
Matéria orgânica - g kg ⁻¹	23,5	19,0	17,6	13,6
Nitrogênio total - g kg ⁻¹	10	10	8,0	6,0

onde:

S = Soma de cátions trocáveis ; CTC = Capacidade de Troca de Cátions; V = saturação por bases. PV e 1 e 2 =Podzólico Vermelho Amarelo Eutrófico orto; PAI = Podzólico Amarelo Distrófico latossólico; LAd= Latossolo Amarelo Distrófico.

TABELA 09- Análise física dos solos utilizados, conforme a metodologia da EMBRAPA (EMBRAPA, 1979)

DETERMINAÇÕES	PVe1	PVe2	PAI	LAd
Dap - kg dm ⁻³	1,22	1,24	1,37	1,41
Dr - kg dm ⁻³	2,64	2,60	2,55	2,66
Porosidade - %	54	52	46	47
Areia grossa - g kg ⁻¹	320	370	620	650
Areia fina - g kg ⁻¹	120	150	200	230
Silte - g kg ⁻¹	190	150	20	80
Argila - g kg ⁻¹	370	330	160	40
Argila natural - g kg ⁻¹	40	20	40	40
Grau flocculação - %	89	94	75	50
Classe textural	FG	FGA	FA	A
Umidade residual - %	2,50	2,50	2,00	0,15
CC(0,33 atm) - kg kg ⁻¹	18,07	15,55	7,41	4,96
PMP(15 atm) - kg kg ⁻¹	12,42	11,47	5,35	3,38
Água disponível - %	5,65	4,08	2,06	1,58
Água disponível - mm cm ⁻¹	0,69	0,51	0,28	0,22

onde: Dap= densidade aparente; Dr= densidade real; FGA= Franco argiloarenoso (média); FG= Franco argiloso; FA= Franco arenoso; A= Arenoso; CC= capacidade de campo; PMP= ponto de murcha permanente; PVe 1 e 2= Podzólico Vermelho Amarelo Eutrófico orto; PAI= Podzólico Amarelo Distrófico latossófico; LAd= Latossolo Amarelo Distrófico.

3.2 Composto Urbano Utilizado

O composto urbano usado neste trabalho foi proveniente da Composteira de Bonsucesso, estrada de Bom Sucesso, número 306, Olinda, Pernambuco, que utiliza a compostagem aeróbia, termofílica, dinâmica e acelerada, a céu aberto (Figura 03),



FIGURA 03- Leira da compostagem de resíduo sólido urbano

para processar bioquimicamente o resíduo sólido urbano (lixo) da Cidade Alta de Olinda, que compreende os bairros de Bonsucesso, Amaro Branco, Alto da Sé, Bonfim, Carmo, Monte, Rosário e Amparo.

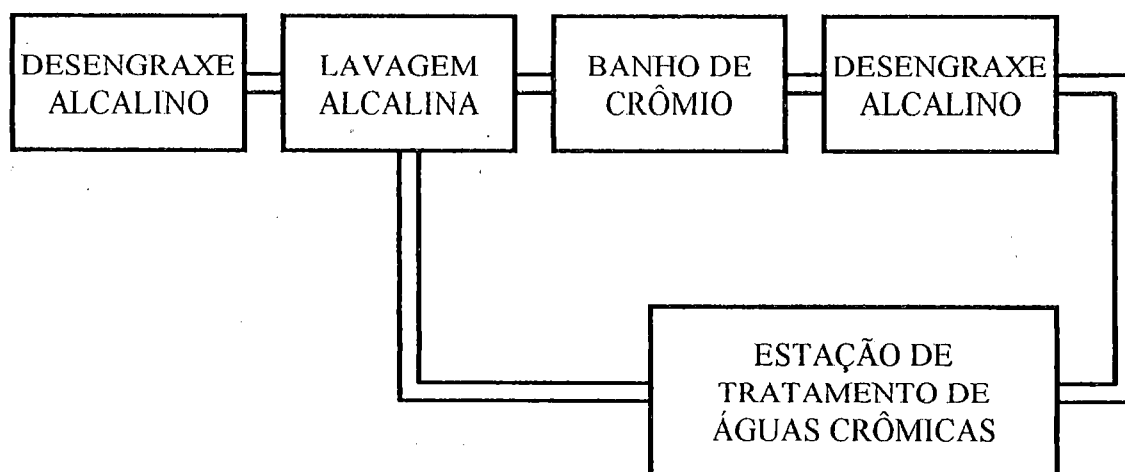
Logo após a compostagem, por 67 dias, (MESSIAS & MORAIS, 1996; MESSIAS & MORAES, 1992), o composto urbano foi peneirado em malha de 0,004 m. Algumas características químicas do composto urbano determinadas pela metodologia descrita em BRASIL (1983), encontram-se na Tabela 10.

3.3 Lodo Crômico Testado

A amostra de lodo ou lama crômica testada, foi coletada no tanque de decantação proveniente da linha de pintura de chapas de alumínio da ALCOA - Alumínio do Nordeste S/A, Rodovia PE 35, km 03, município de Itapissuma, Pernambuco, com uma geração de resíduos em torno de 180 toneladas por ano, sendo enterrados, na sua totalidade, no aterro industrial localizado no espaço físico da empresa, conforme NBR 10.157 (ABNT, 1987e).

De acordo com a metodologia empregada na ALCOA, esquematizada na Figura 04, a remoção do crômio hexavalente utilizado no processo de pintura de chapas de alumínio, é feita pela redução química para crômio trivalente, com posterior precipitação do composto formado. Esse método é largamente utilizado em tratamentos de efluentes ricos em crômio. O processo é bastante seguro, uma vez que é capaz de uma remoção quase completa, sem interferência de qualquer composto químico dissolvido ou suspenso no meio, quando preparado para ser sedimentado e filtrado (TAYLOR et al., 1979; CHEREMISINOFF & HABIB, 1972).

O agente redutor utilizado no processo é o bissulfito de sódio (agente redutor forte) com o qual ocorre a reação mostrada na eq.(10):



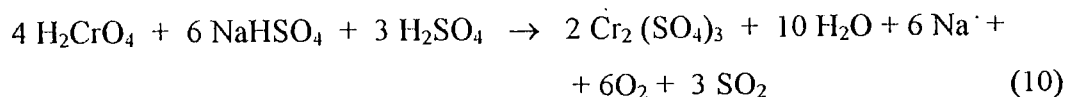
ALCOA

ALCOA - ALUMÍNIO DO NORDESTE S. A.

Rodovia PE 35 - Km3

53700-000 - Itapissuma - PE - Brasil

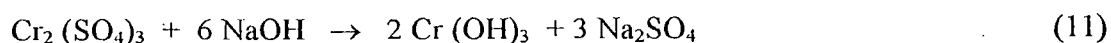
FIGURA 04- Fluxograma do processo de pré-tratamento de chapas de alumínio a serem pintadas, da ALCOA-Alumínio do Nordeste S/A, Itapissuma, PE



Como o tempo da reação depende do pH, este deve ser ajustado entre 2 e 3.

Depois da redução, é feita uma neutralização destinada a precipitar o crômio trivalente. O íon crômico, em suas várias formas é solúvel a um pH 10,5 ou abaixo de 7. Portanto, para se atingir o seu produto de solubilidade é necessário manter o pH do meio na faixa entre 8 e 10.

Utilizando-se o hidróxido de sódio (soda cáustica) como alcalinizante (DI FIORI & SANTORO, 1992), a reação, conforme a eq.(11), nesta fase é a seguinte:



O hidróxido de crômio formado é altamente insolúvel. Ele é um cristal muito pequeno havendo necessidade do uso de polímeros, que visa essencialmente acelerar a deposição do precipitado.

Após o tratamento químico, o efluente passa por um decantador onde água, isenta de crômio, é retirada pela parte superior. O crômio trivalente precipitado fica na parte inferior e é encontrado na lama de decantação, que deverá ser retirada para os filtros, secada e, depois, enterrada.

A amostra de lodo crômico coletada para os testes foi seca ao ar (Figura 05), triturada e passada em peneira de malha de 0,004 m, para análise química (BRASIL, 1983), cujos dados estão apresentados na Tabela 10.

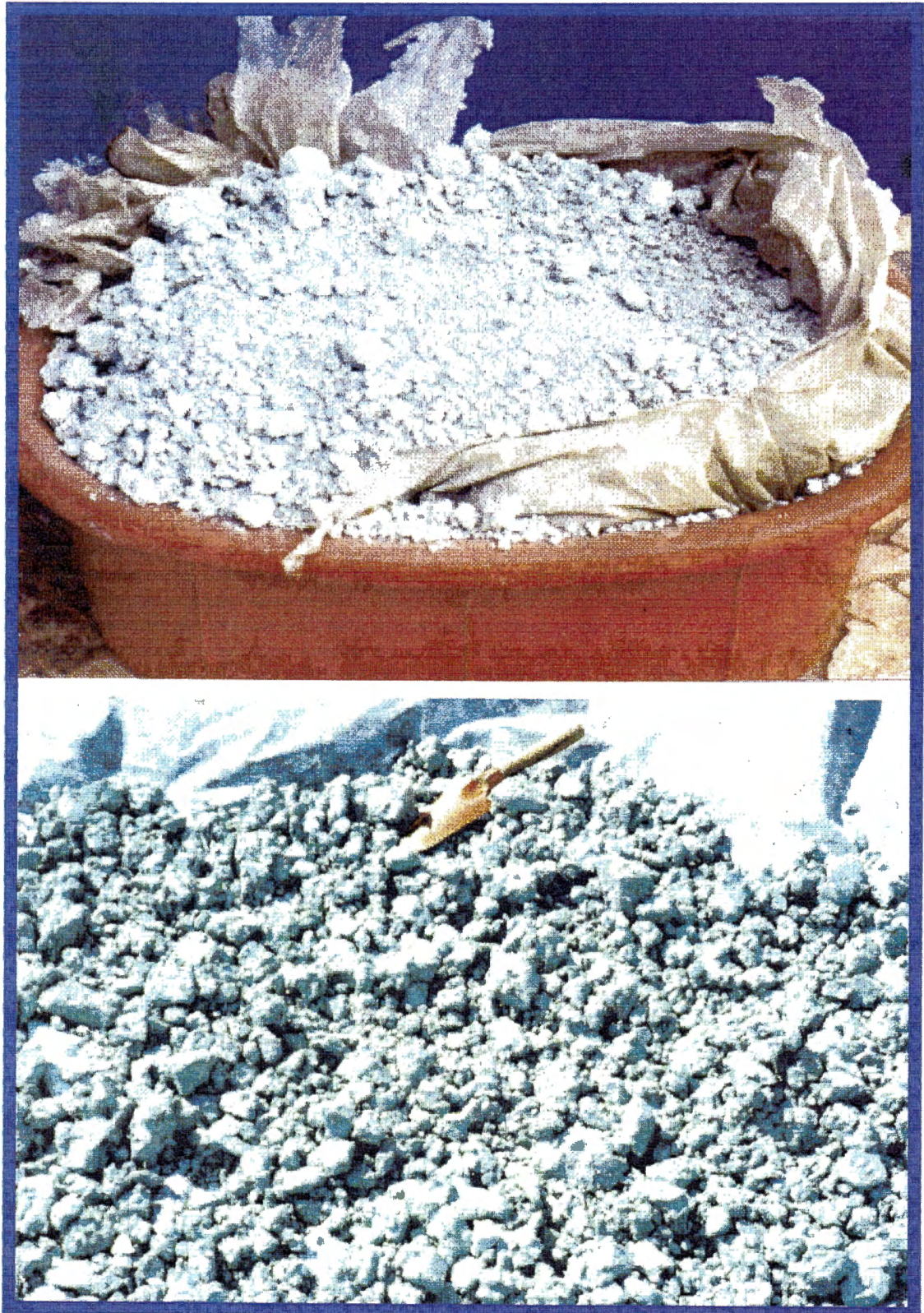


FIGURA 05- Lodo rico em cromo secando à temperatura ambiente

TABELA 10- Análise química dos fertilizantes orgânicos utilizados, segundo o método oficial do Ministério da Agricultura (BRASIL, 1983).

DETERMINAÇÕES	COMPOSTO URBANO	LODO CRÔMICO
Nitrogênio total - g kg ⁻¹ N	10,5	4,3
Fósforo total - g kg ⁻¹ P	4,0	48,4
Potássio total - g kg ⁻¹ K	8,5	2,5
Sódio total - g kg ⁻¹ Na	1,3	16,5
Cálcio total - g kg ⁻¹ Ca	4,0	1,2
Magnésio total - g kg ⁻¹ Mg	2,0	0,5
Umidade - %	16,80	44,70
Matéria orgânica - %	14,16	11,80
Cinza - %	69,04	43,50
Zn - mg kg ⁻¹	20	19
Cu - mg kg ⁻¹	150	172
Fe - mg kg ⁻¹	8400	140
Mn - mg kg ⁻¹	130	120
Cr - mg kg ⁻¹	-	69
pH (H ₂ O) - 1: 2,5	7,6	6,3

3.4 Planta-teste Utilizada

A planta-teste, utilizada nos experimentos, foi o milho (*Zea mays L.*), cultivar CMS 36 (BR-5036) - seleção IPA (TABOSA et al., 1992), que é uma espécie usada, normalmente, como planta-teste em experimentos de fertilidade do solo e nutrição de plantas, tradicionalmente cultivada em todo o Brasil, tanto para fins da alimentação humana como animal, sendo que mais de um terço da produção nacional de cereais e oleaginosas vem do milho. Na indústria, este cereal é empregado como

matéria-prima para a produção de amido, óleo, farinha, glicose, produtos químicos, rações animais e na elaboração de formulações alimentícias. Estima-se que existam, atualmente, cerca de 600 produtos onde o milho participa como matéria-prima (ALMEIDA, 1993; BULL, 1993; PINAZZA, 1993)

Esta gramínea é originária da América, provavelmente da região onde hoje se situa o México, e foi domesticada num período entre 7.000 e 10.000 anos atrás. Como resultado da seleção, tanto artificial como natural, o homem civilizado herdou dos povos mais antigos cerca de 300 raças (raça, em termos genéticos, significa um grupo de indivíduos com um significativo número de genes em comum, tendo as raças maiores um menor número em comum do que as sub-raças) de milho, caracterizadas pelas mais diversas adaptações, tanto para condições ambientais como para os vários usos do cereal. Acrescentando-se, ainda, a diversidade de variedades intra-raciais e a enorme quantidade de genes identificados, o milho torna-se a espécie botânica de maior diversidade genética na natureza (PATERNIANI, 1993; ANDERSON & CUTLER, 1942).

Com relação ao cultivo, em condições de salinidade o milho é considerado uma espécie moderadamente tolerante e, vem sendo cultivado em muitas regiões onde o nível de sais no solo é um fator limitante da produção (WILLADINO et al., 1994). Segundo LOGAN & CHANEY (1993), o milho é considerado uma planta muito tolerante a metais tóxicos.

Algumas características da cultivar utilizada encontram-se na Tabela 11.

TABELA 11- Características da cultivar de milho CMS 36 (BR-5036) -
-seleção IPA, utilizada nos experimentos

ALTURA MÉDIA DA PLANTA.....	2,30 m
ALTURA MÉDIA DE INSERÇÃO ESPIGA.....	1,25 m
Nº.MÉDIO DIAS PARA ATINGIR FLORESCIMENTO.....	65 dias
PRODUTIVIDADE MÉDIA EXPERIMENTAL.....	2500 a 4500 kg ha ⁻¹
PRODUTIVIDADE MÉDIA DE LAVOURA.....	2300 kg ha ⁻¹
TIPO DE GRÃO.....	meio dente
COR DO GRÃO.....	amarela
PESO MÉDIO DE 100 SEMENTES.....	32 g

FONTE: TABOSA et al. (1992)

3.5 Condições Experimentais

Após a caracterização química do lodo rico em crômio (primeiro objetivo do trabalho), foram propostos quatro experimentos em condições de laboratório (biomassa microbiana, sorção, mobilidade e incubação), para se ter uma idéia do comportamento deste lodo, quando adicionado a solos com diferentes características como textura, teor de matéria orgânica, pH, carbono orgânico, conteúdo de nitrogênio, teor de sexquíóxido de ferro, teor de manganês.

De acordo com os dados obtidos no laboratório, montou-se um experimento em condições de casa de vegetação (Figura 06), para avaliar, preliminarmente, a possibilidade de uso do referido lodo como fertilizante orgânico (segundo objetivo proposto).

Os melhores resultados obtidos em casa de vegetação foram levados a campo (Figura 07), a fim de se avaliar o comportamento do crômio no metabolismo do milho, para que se pudesse obter subsídios para sugerir os critérios de utilização do lodo crômico (terceiro objetivo desta pesquisa).

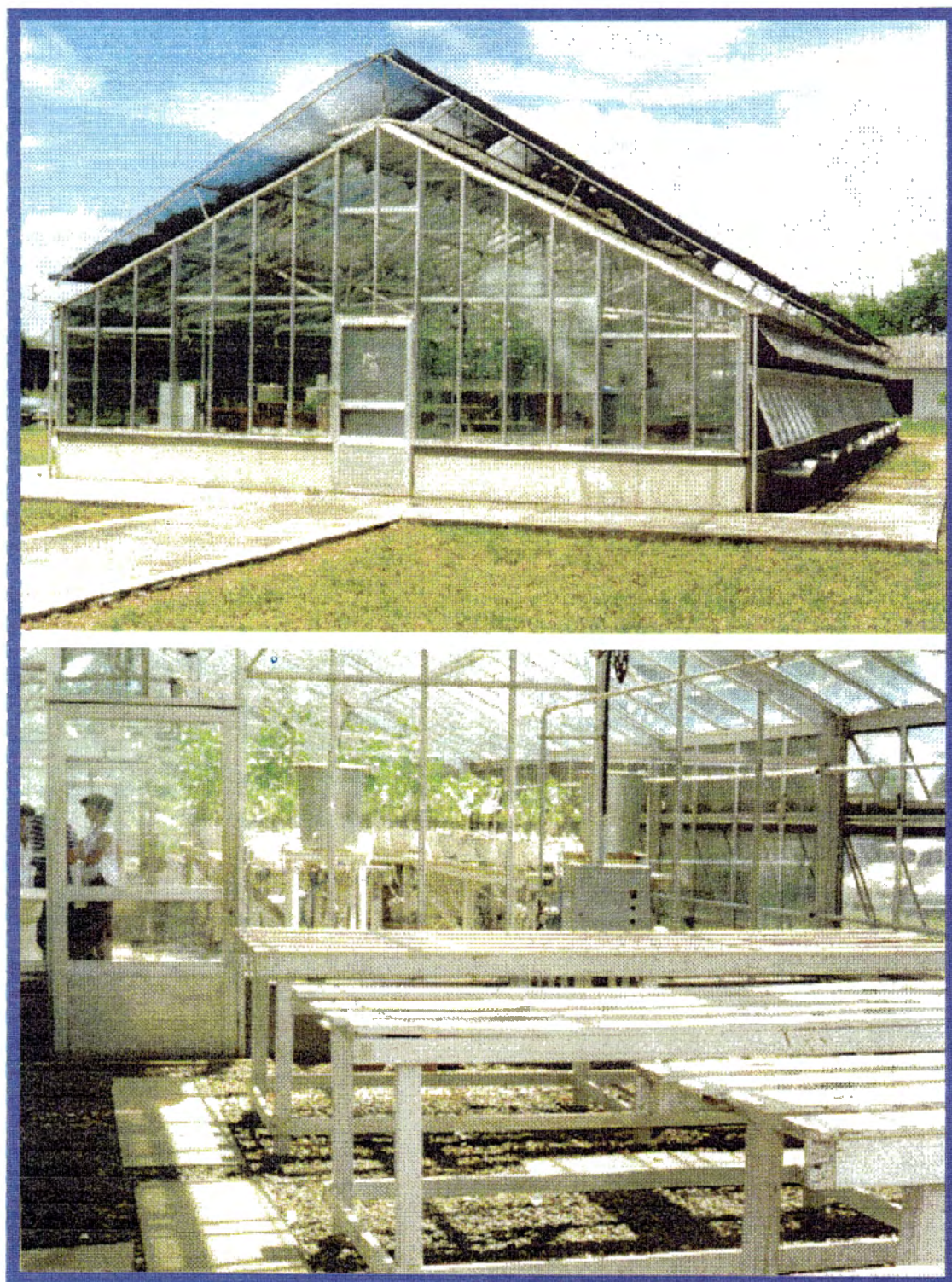


FIGURA 06- Casa de vegetação da sede do IPA, Recife, PE, utilizada num experimento

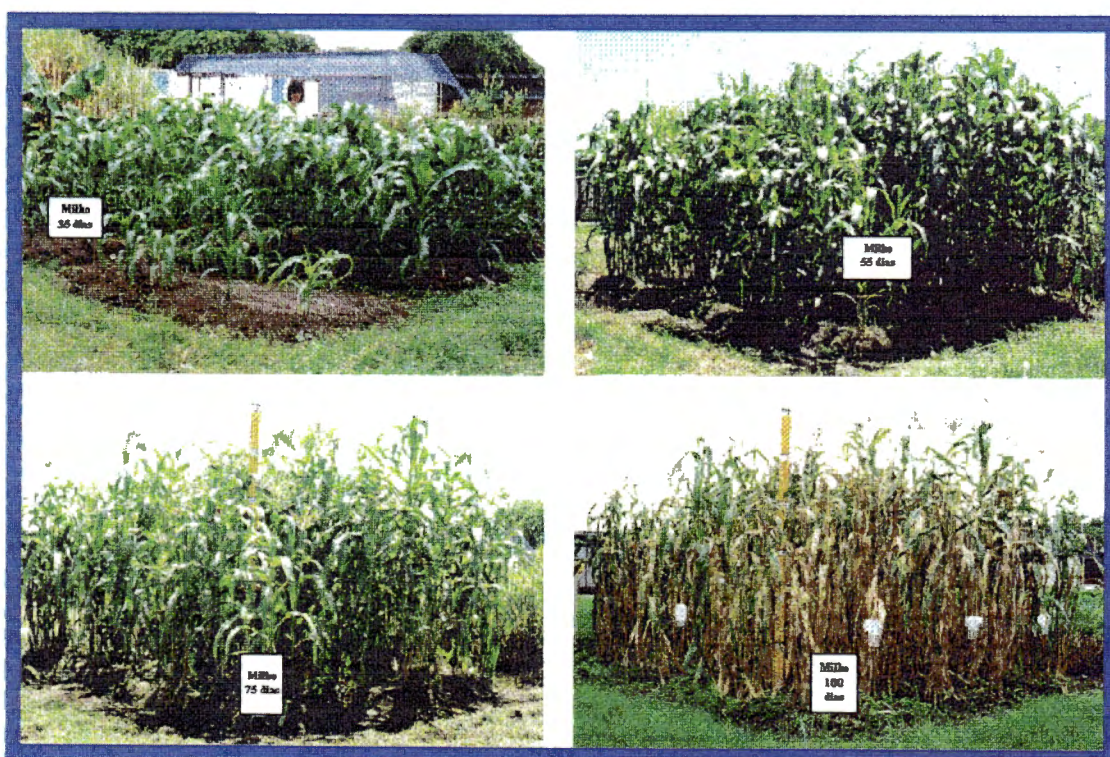


FIGURA 07- Vista geral do experimento em campo

Em seguida, abordar-se-ão os procedimentos empregados e as metodologias utilizadas na condução dos seis experimentos.

EXPERIMENTO 1- Influência do lodo rico em crômio na biomassa microbiana, estimada pelo método da fumigação e incubação

A manutenção e a produtividade primária de muitos ecossistemas e agrossistemas estão, diretamente, relacionadas com o processo de decomposição de restos de plantas e animais no solo e, a conseqüente mineralização de nutrientes vegetais. O acréscimo de nutrientes no solo, proveniente desse processo de decomposição, é particularmente importante em solos mineralologicamente pobres, como os estudados neste trabalho, principalmente os latossolos. A decomposição está relacionada às estimativas da biomassa da população microbiana do solo, que é indicadora de parte da energia armazenada no ecossistema, servindo como reservatório de importantes nutrientes no solo, como nitrogênio, fósforo, enxofre e micronutrientes vegetais (MINHONI et al., 1996; GERALDES et al., 1995; RODRIGUES et al., 1994; PFENNING et al., 1992; ROSS, 1990; GRISI & GRAY, 1986; GRISI, 1984; MARUMOTO et al., 1982).

Para a montagem deste experimento foi adotado o método da fumigação e incubação, proposto por JENKINSON & POWLSON (1976), com algumas modificações (SAMPAIO & SALCEDO, 1982), por permitir a obtenção de resultados referentes à taxa de respiração do solo, quando necessária, além de estimar a biomassa microbiana pela diferença da taxa de emissão de C-CO₂ entre os solos fumigado e não fumigado (TATE et al., 1988).

O experimento foi desenvolvido no Laboratório de Química do Solo da Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária -IPA, Recife, PE, nos meses de agosto a outubro de 1995, com temperatura variando entre 26 e 30°C.

O delineamento experimental foi o de blocos ao acaso, com seis repetições: três repetições para solos não fumigados e três para solos fumigados com clorofórmio (CHCl_3). Às amostras de 20,00g dos quatro solos (Tabelas 08 e 09) fumigados e não fumigados contidas em placas de Petri, com 100% da capacidade de retenção de água, foram misturadas doses equivalentes a zero, 20, 40, 80 160 e 320 t ha^{-1} de lodo crômico (Tabela 10), além da prova em branco para os solos.

A fumigação dos solos foi realizada colocando-se as placas de Petri, com os tratamentos, em dessecador, junto com 50 ml de clorofórmio e fazendo o vácuo até que o clorofórmio borbulhasse. As placas permaneceram em contato com os vapores de CHCl_3 por 24 horas, em ambiente escuro. Logo após, efetuou-se a renovação dos gases no interior do dessecador, por meio de vácuo, repetidas vezes, até eliminar todo o odor de clorofórmio.

Em seguida, as placas fumigadas e as não fumigadas foram postas em 148 recipientes de vidro transparente, tipo Pirex, de boca larga e tampa plástica, untadas, nas borda e tampa, com graxa de silicone, para evitar trocas gasosas com o exterior. No fundo do recipiente de incubação colocou-se um béquer com 10 ml de solução padronizada de NaOH 1 mol l^{-1} para absorver o dióxido de carbono liberado do solo. Para manter o ambiente saturado com vapor de água, foi adicionado água destilada no fundo do recipiente, até, aproximadamente, 0,01m de altura. O esquema da montagem do recipiente de incubação pode ser observado na Figura 08.

Depois de uma, duas, três, quatro, cinco e treze semanas de incubação, foi determinado o CO_2 evoluído destas amostras por titulometria, com solução padronizada de HCl 1 mol l^{-1} (SAMPAIO & SALCEDO, 1982), após a adição de 1 ml de solução saturada de BaCl_2 , para precipitar o bicarbonato de sódio, NaHCO_3 , formado na reação entre NaOH e CO_2 . Como indicador da viragem de cor, foram utilizadas três gotas da solução de fenolftaleína a 0,1% (1 g dm^{-3}). Esse método

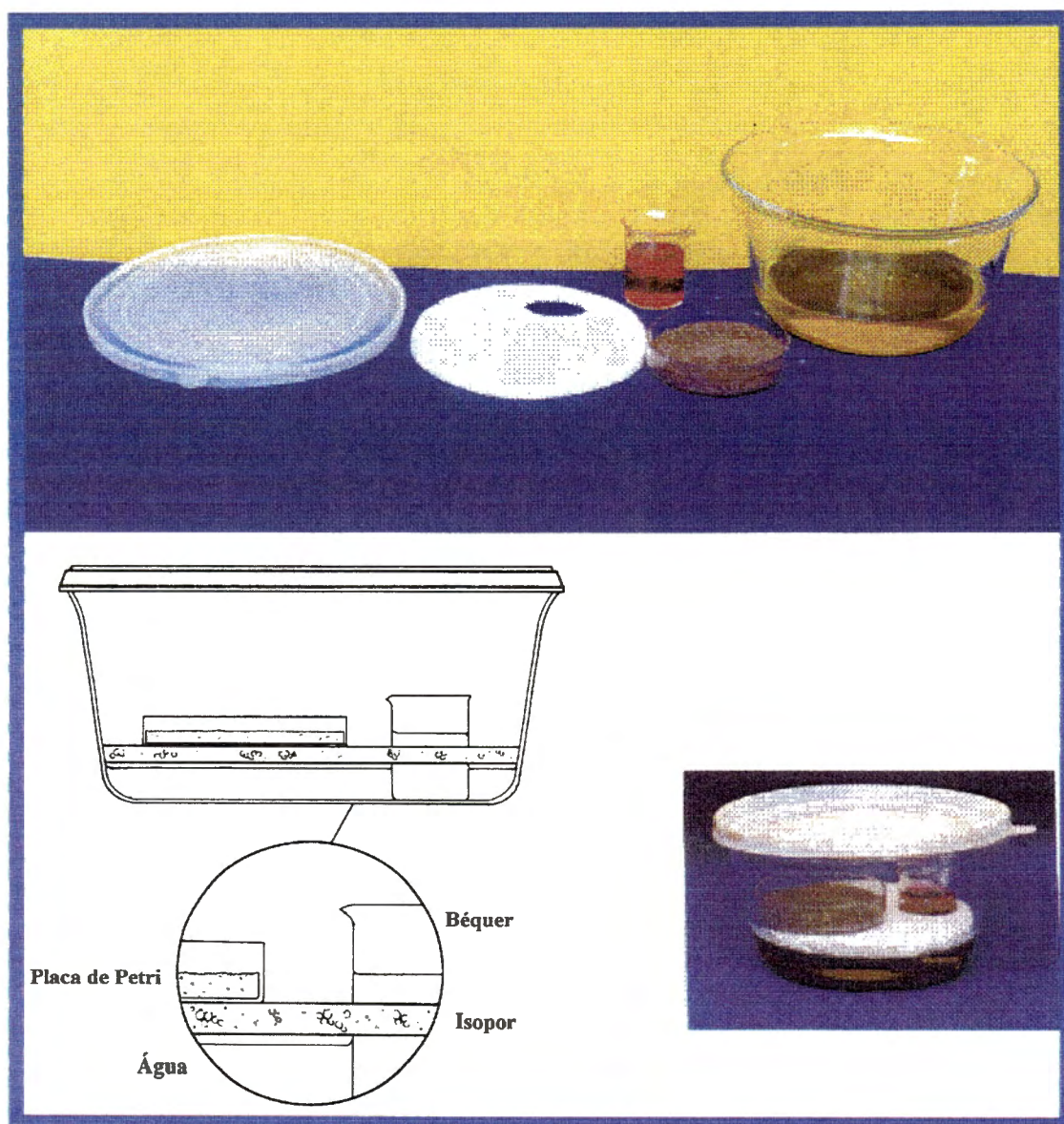


FIGURA 08- Modelo esquemático do conjunto utilizado na determinação da biomassa microbiana

bioquímico por ser simples, de fácil aplicação e de baixo custo, tem sido amplamente aceito e utilizado pelos pesquisadores (SPARLLING, 1990; GRISI, 1984).

O cálculo da quantidade de carbono ou CO₂ evoluído, foi feito através da eq. (12), proposta por STOTZKY(1965):

$$\text{mg C ou mg CO}_2 = (B-V) .M.E , \quad (12)$$

onde: V = volume, ml, de ácido gasto na titulação dos tratamentos;

B = volume, ml, de ácido gasto na titulação do branco;

M = molaridade do ácido utilizado;

E = equivalente-grama. Se os dados forem expressos em C, E=6; se forem expressos em CO₂, E=22.

Os resultados de CO₂ emanados foram submetidos à análise estatística, segundo GOMES (1970), utilizando-se o programa estatístico SANEST (ZONTA et al., 1984).

EXPERIMENTO 2: Sorção do crômio, contido no lodo crômico, em solos de diferentes texturas

A poluição do solo por metais pesados, neste caso o crômio, quando adicionados em condições e quantidades inadequadas, está ligada a processos de acúmulo e transporte dessas espécies, que dependem, em grande parte, de suas interações (adsorção, dessorção, precipitação, dissolução, complexação, oxirredução)

com a fase sólida, inorgânica e orgânica, do sistema. Tais interações são complexas e dependem das características intrínsecas do elemento e das propriedades dos solos (POMBO, 1995 e 1992; AMARAL SOBRINHO et al., 1994; ALLOWAY, 1990; BRADY, 1989; SPARKS, 1989; MARTINS, 1984).

Para avaliar o critério adequado de descarte do lodo crômico nos solos, e sua provável interação química, faz-se necessário estudar a situação individual dos solos e do crômio, pela sua sorção, utilizando a metodologia apresentada por POMBO (1995), com modificações.

Neste experimento, realizado no Laboratório de Nutrição Vegetal e Sanidade Animal, do IPA, no mês de setembro de 1995, com temperatura média de 30°C, foram utilizadas amostras de solos com diferentes texturas (Tabelas 08 e 09) com pH normal e com pH mais elevado, conseguido pela adição de uma dose equivalente a 40 t ha⁻¹ de composto urbano (Tabela 10) e, também, pela adição da dose recomendada para correção da acidez dos respectivos solos (Tabela 08), com uma mistura de CaO e MgO, na relação 3:1.

A 5,00g da amostra de cada solo foram adicionadas doses crescentes do lodo crômico (zero, 20, 40, 80, 160 e 320 t ha⁻¹), colocadas em 24 tubos de centrífuga de 50 ml e acrescidas de água destilada até completar o volume. Foi feita a agitação da suspensão (de 150 a 220 rpm) por 8 horas e, em seguida, amostrado o extrato para determinação do crômio total por espectrofotometria de absorção atômica, do pH (pH-Meter E520, Metrohm Herisau) e da condutividade elétrica (Konduktometer E386, Metrohm Herisau). Após a amostragem, completou-se o volume com água destilada, até 50 ml, deixou-se em repouso por 16 horas e, após esse período, agitou-se, novamente, por mais 8 horas e, assim sucessivamente, até completar 40 horas de agitação.

A quantidade de crômio sorvida pelos solos foi calculada pela eq.(13):

$$S = C_i - C_{fe}, \quad (13)$$

onde : S = quantidade sorvida de crômio, em mg kg^{-1} ;

C_i = concentração inicial de crômio, em mg dm^{-3} ;

C_{fe} = concentração final de crômio na solução de equilíbrio, em mg dm^{-3} .

Com os dados obtidos foram calculados os parâmetros de Langmuir, b e β , e de Freundlich, K e $1/n$, assim como as isotermas de adsorção do crômio, para cada solo.

EXPERIMENTO 3: Mobilidade do crômio em solos da Zona da Mata de Pernambuco

A mobilidade dos metais pesados pode ser esclarecida, em parte, pelo conceito de potencial iônico (razão entre a valência e o raio iônico) porque fatores como o pH (deve exceder 6,5 para minimizar a mobilidade das formas de mais baixas valências), o potencial de oxirredução do meio ambiente, a especificidade dos sítios de adsorção (argilominerais, compostos orgânicos formados, óxidos de Fe, Al e Mn), o conteúdo de matéria orgânica (responsável por 30 a 65% da CTC dos solos minerais e mais de 80% da CTC dos solos arenosos e orgânicos), a quelação (importante mecanismo de ligação em solos), têm forte influência neste processo (MATOS et al., 1996; KING, 1988; BRUGGENWERT & KAMPHORST, 1979; SHUMAN, 1977).

Para avaliar a mobilidade do crômio no horizonte arável dos solos coletados, montou-se um experimento no Laboratório de Química do Solo, do IPA, nos meses de setembro a dezembro de 1995, com temperatura variando de 26 a 32°C.

Foram montadas 24 colunas de solo, com tubos de PVC de 0,10 m de diâmetro e 0,21 m de altura. Nos fundos dos tubos foram colocadas telas de nylon (malha de 0,003 m) e drenos plásticos (canudinhos) para facilitar a aeração e drenagem do efluente (Figura 09).

Cada coluna de PVC foi preenchida com amostras dos solos de diferentes texturas (Tabelas 08 e 09), restabelecendo-se por compactação a densidade natural das amostras, até a altura de 0,20m.

As quantidades correspondentes aos tratamentos foram misturadas com as amostras de solos, nos primeiros 0,05 m, simulando a disposição do resíduo contaminado na superfície, nas doses (escolhidas aleatoriamente entre as já utilizadas nos experimentos anteriores) equivalentes a zero e 160 t ha^{-1} , em delineamento experimental de blocos ao acaso, com três repetições.

Cada coluna foi conservada na capacidade de campo de cada solo (Tabela 09), adicionando-se água destilada, diariamente, sendo os efluentes coletados sob a base da coluna, quinzenalmente (100ml), para análise química utilizando-se a metodologia da EMBRAPA (1979). O restante do extrato foi acidificado com HNO_3 concentrado até pH próximo a 2, para a determinação do cromo total (Espectrofotometria de absorção atômica).

Após 90 dias de lixiviação, cada coluna foi seccionada em duas partes, de 0,10 m cada, secas, misturadas e amostradas para a determinação do teor de cromo total mediante extração com Mehlich-1, e a leitura feita em espectrofotômetro de absorção atômica, pela metodologia modificada de MALAVOLTA et al. (1989).

Os dados obtidos, nas análises do efluente e do solo, foram submetidos à análise estatística, conforme a metodologia de GOMES (1970), utilizando-se o programa estatístico SANEST (ZONTA et al., 1984).

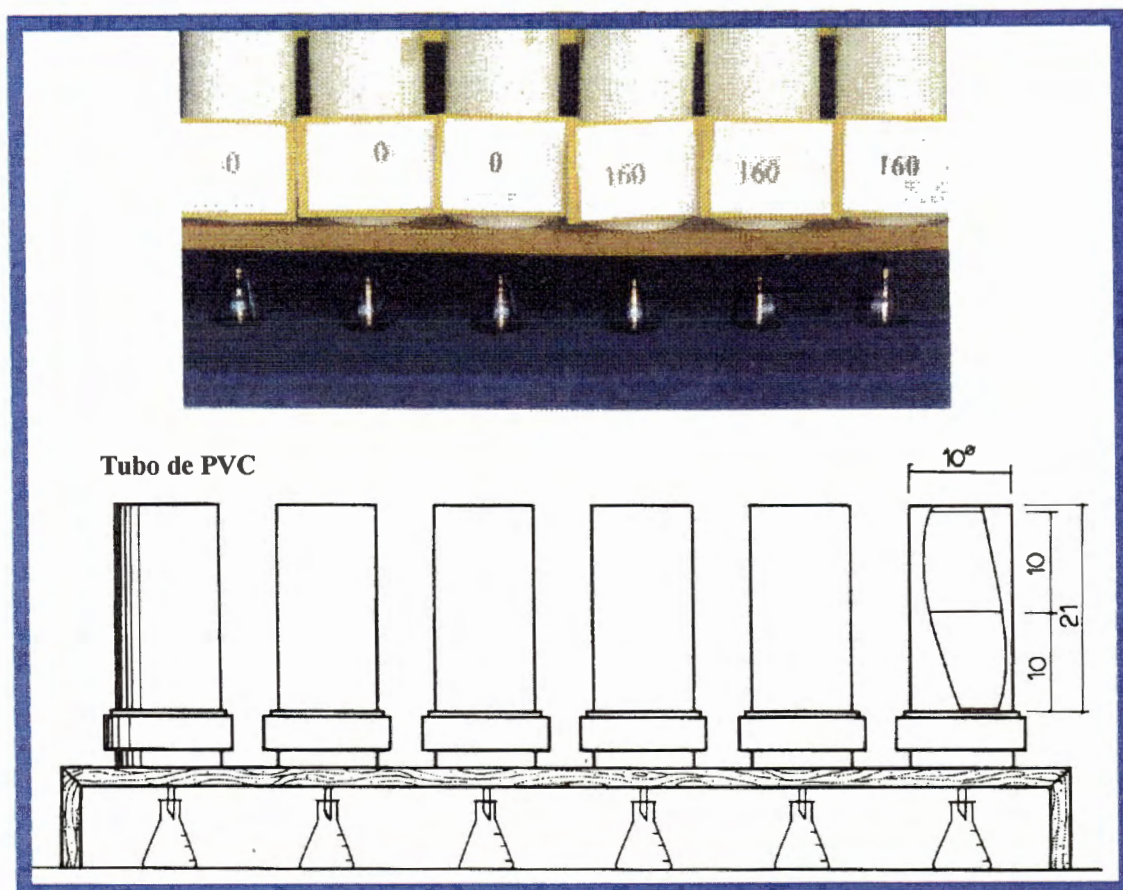


FIGURA 09 - Montagem esquemática do experimento sobre a mobilidade do cromo

EXPERIMENTO 4: Determinação do período de incubação do lodo crômico em quatro solos de Pernambuco

Segundo AMARAL SOBRINHO et al. (1994), STAMFORD et al. (1994) e CATTELAN & VIDOR (1990), o conhecimento das interações (Experimento 2) e da cinética envolvida no processo de biodegradação do resíduo crômico, constitui requisito importante no entendimento do controle das concentrações do cromo na solução do solo e da sua mobilidade (Experimento 3) em tal sistema e, a previsão de toxicidade para as plantas e a possível contaminação de aquíferos, rios, lagos e mares. A velocidade de decomposição da matéria orgânica (tempo de incubação) depende da microflora local e da decomposição do material incorporado, bem como da influência dos fatores ambientais na atividade da biomassa do solo (Experimento 1).

Para se determinar o tempo necessário de incubação do lodo crômico nos diferentes solos utilizados foi montado, no Laboratório de Química do Solo, do IPA, nos meses de novembro de 1995 a janeiro 1996, com temperatura média de 30°C, um experimento disposto em um delineamento experimental inteiramente casualizado, com quatro repetições, utilizando-se 96 sacos plásticos pretos, com capacidade para 3 litros de solos, cujas características estão nas Tabelas 08 e 09 (Figura 10).

Os tratamentos constaram de doses equivalentes a zero, 20, 40, 80, 160 e 320 t ha⁻¹ de lodo crômico (Tabela 10) misturados na camada de 0 a 0,20 m de profundidade, mantidos na capacidade de campo de cada solo (Tabela 09), por meio de pesagens diárias dos sacos e adição de água destilada para complementar o teor de umidade.

Essa mistura de solo e lodo crômico permaneceu incubada por 90 dias. Quinzenalmente foram determinados o pH (H₂O), a condutividade elétrica, o sódio, o potássio, o cálcio, o magnésio, o cloreto, o carbonato, o bicarbonato (EMBRAPA, 1979) e o cromo total (Espectrofotometria de Absorção Atômica), no extrato aquoso da amostra incubada.

Os dados obtidos foram submetidos à análise estatística, utilizando-se o programa estatístico SANEST (ZONTA et al., 1984).

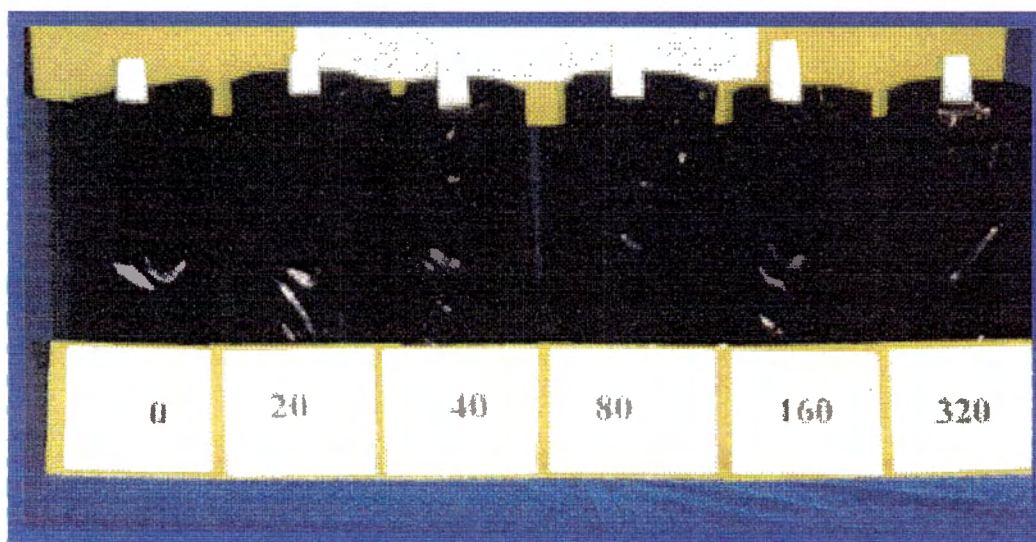


FIGURA 10- Montagem do experimento sobre a incubação do lodo crômico

EXPERIMENTO 5: Avaliação agrônômica do lodo rico em crômio

Baseando-se nos resultados obtidos nos experimentos de laboratório (biomassa microbiana, sorção, mobilidade e incubação), foi efetuado um experimento em condições de casa de vegetação, na sede do IPA, nos meses de abril a agosto de 1996, com temperatura média de 33°C, para verificar a eficiência, preliminar, do lodo crômico quando aplicado em solos com diferentes características.

Assim, foi montado um experimento com 120 vasos de polietileno com 8 litros de solo (Figura 11), utilizando-se quatro solos de diferentes texturas (Tabelas 08 e 09), em delineamento de blocos ao acaso, com três repetições.

Após a incubação, por 10 dias, de uma dose (presença e ausência) equivalente a 40 t ha⁻¹ de composto urbano (Tabela 10) juntamente com a dose de sulfato de manganês necessária para nivelar (450 mg kg⁻¹ Mn para PVe1) os teores de Mn dos solos (Tabela 08), realizou-se a incorporação de doses correspondentes a zero, 40, 80, 160 e 320 t ha⁻¹ de lodo crômico (Tabela 10).

Durante todo o experimento, a umidade dos solos foi mantida na capacidade de pote (Tabela 09), através de pesagens dos vasos e regas diárias com água destilada.

Logo após o período de incubação (45 dias) do lodo crômico (Experimento 4) foi retirada uma subamostra do solo de cada vaso, para a determinação do pH (H₂O), da condutividade elétrica e a análise do teor de Cr trocável nos extratos obtidos com o extrator Mehlich-1 (H₂SO₄ 0,025 mol l⁻¹ + HCl 0,05 mol l⁻¹), na proporção solo:solução de 1:10, e agitação, por cinco minutos, em agitador horizontal. A leitura foi feita em espectrofotômetro de absorção atômica.



FIGURA 11- Esquema do experimento com vasos, em casa de vegetação

Em seguida, foi realizada uma fertilização básica de plantio, sugerida pelo Laboratório de Fertilidade do Solo da Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária - IPA, Recife, PE, para os solos utilizados, conforme a Tabela 12, utilizando-se sulfato de amônio (fonte de nitrogênio), superfosfato simples (fonte de fósforo) e cloreto de potássio (fonte de potássio).

Após três dias da adição dos fertilizantes, foram plantadas seis sementes de milho, cultivar CMS 36 (BR-5036) - seleção IPA, por vaso. Após sete dias da germinação, fez-se o desbaste, deixando-se uma planta por vaso, durante 35 dias.

TABELA 12- Fertilização química recomendada para o milho

SOLOS	FUNDAÇÃO			COBERTURA			UNIDADE
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	
PVe1	20	30	-	30	-	-	Kg ha ⁻¹
PVe2	20	60	-	30	-	-	Kg ha ⁻¹
PAI	20	60	30	30	-	-	Kg ha ⁻¹
LAd	20	60	30	30	-	-	Kg ha ⁻¹

FONTE: Laboratório de Fertilidade do Solo da Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária-IPA, Recife, PE. PVe1 e 2 = Podzólico Vermelho Amarelo Eutrófico orto; PAI = Podzólico Amarelo Distrófico latossólico; LAd = Latossolo Amarelo Distrófico.

Após esse período, foram coletadas a parte aérea e a raiz (lavada com água destilada), separando-as na altura do colo da planta. Feito isso, todo o material foi acondicionado, separadamente, em sacos de papel, seco em estufa com circulação de ar, a 60°C, por 72 horas (peso constante), para se determinar o rendimento da matéria seca da parte aérea e da raiz.

Logo após, o material foi moído, em moinho tipo Wiley, provido de peneira com abertura de 0,00042 m para, por meio de digestão nitroperclórica,

determinarem-se os teores dos elementos absorvidos (P, K, Ca, Mg e Na) assim como o crômio total, o manganês, o ferro, o cobre e o zinco (leitura no espectrofotômetro de absorção atômica), e o nitrogênio total pelo método Kjeldahl. Uma amostra de solo, também, foi coletada para análise química completa (EMBRAPA, 1979) e determinações do Cr, Zn, Fe, Cu, e Mn extraíveis com a solução extratora Mehlich-1 e leitura no espectrofotômetro de absorção atômica .

Os dados obtidos foram submetidos à análise estatística, conforme GOMES (1970), utilizando-se o programa SANEST de ZONTA et al.(1984).

EXPERIMENTO 6 : Avaliação do lodo crômico em campo

No campo experimental da sede da Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária-IPA, Recife, PE, foi escolhida uma área que correspondeu a um solo de textura franco argilosa, a fim de ser preparado adequadamente, mediante capinação, para nos meses de janeiro a junho de 1997, receber os seis canteiros experimentais.

Cada parcela experimental constituiu-se de canteiro com 2m de comprimento por 1m de largura por 0,30m de altura, sendo composta de 2 fileiras espaçadas de 0,80m, com 10 covas por fileira, distanciadas a cada 0,20m (Figura 12).

Utilizou-se um delineamento experimental com arranjo fatorial 3x2 (3 doses de lodo crômico e 2 doses de composto urbano), com seis tratamentos correspondentes às doses equivalentes a zero, 40 e 80 t ha⁻¹ de lodo crômico (Tabela 10), na presença e na ausência de uma dose correspondente a 40 t ha⁻¹ de composto urbano (Tabela 10). A incubação do composto urbano durou 10 dias e a do lodo crômico 45 dias, conforme o Experimento 4.



FIGURA 12- Parcelas experimentais do campo

Após a incubação, plantaram-se quatro sementes de milho, cultivar CMS 36 (BR-5036)-seleção IPA (TABOSA et al., 1992), por cova e, depois de sete dias da germinação fez-se o desbaste, deixando-se duas plantas por cova, totalizando-se 40 plantas por canteiro, até o final do experimento (100 dias).

Aos 15 e 45 dias da germinação do milho, aplicou-se o fertilizante químico 20-20-20, num sulco central, entre as linhas.

Neste experimento foram avaliados os seguintes parâmetros, de acordo com a sugestão de TABOSA* (1997): altura de planta, altura de inserção de espiga, peso seco da raiz e da parte aérea (colmo, folhas, panícula, palha, sabugo e grãos) e peso de 100 grãos, amostrados no terço médio das espigas de milho.

Foi retirada uma amostra de solo, de cada canteiro, para análise química (EMBRAPA, 1979) e dos elementos Fe, Cu, Zn, Mn e Cr total, por meio de extração com Mehlich-1 e leitura em espectrofotômetro de absorção atômica.

Os dados obtidos foram submetidos à análise da variância, utilizando-se o programa estatístico SANEST (ZONTA et al., 1984).

*TABOSA, J.N. (1997). (IPA- Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária). **Comunicação Pessoal.**

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os dados obtidos foram analisados estatisticamente, sendo apresentados e discutidos a seguir, de acordo com os experimentos realizados e seguindo-se a ordem estabelecida no capítulo anterior, a fim de facilitar o entendimento.

4.1 Efeito do lodo crômico na dinâmica da microbiota dos solos (Experimento 1)

De acordo com a quantificação do carbono na biomassa microbiana apresentada nas Tabela 13 e Figura 13, verifica-se que, para os solos com texturas franco argilosa (PVe1) e franco argiloarenosa (PVe2), houve uma liberação mais intensa de carbono aos 21 dias de incubação do lodo crômico. Para o solo com textura arenosa (LAd) a evolução do CO_2 foi maior aos 14 dias e, para o solo com textura franco arenosa (PAI), nos primeiros sete dias de incubação. Esses valores encontrados foram independentes dos tratamentos utilizados (zero, 20, 40, 80, 160 e 320 t ha⁻¹ de lodo crômico). Após o período inicial, provavelmente, se instalou uma nova população (especificidade) mais apta a decompor o substrato.

TABELA 13- Carbono na biomassa microbiana dos solos estudados, utilizando-se o método da fumigação e incubação

DOSES	PERÍODO DE INCUBAÇÃO (dias)					
	07	14	21	28	35	91
t ha ⁻¹	mg C-CO ₂ 100g ⁻¹ de solo.....					
PVe1-PODZÓLICO VERMELHO AMARELO EUTRÓFICO ⇒ FG (100,83B; 11,59)						
0L	150aC	220bB	297bA	121aC	55bD	33bD
20L	161aC	224bB	286bA	194aBC	114aD	77aD
40L	158aC	216bB	290bA	227aB	106aD	95aD
80L	99bC	194bB	271bA	220aB	106aC	77aC
160L	191aC	271aB	363aA	227aC	128aD	88aD
320L	-18cC	40cB	132cA	92bA	-29cC	-26cC
PVe2-PODZÓLICO VERMELHO AMARELO EUTRÓFICO ⇒ FGA (151,45A; 15,78)						
0L	143abB	209abA	242aA	29cC	-4cCD	-26dD
20L	158aB	224aA	242aA	92bC	29bcD	59dD
40L	150aB	183bcAB	202bA	103bC	73aC	99bC
80L	106bCD	136dBC	213abA	147aB	70aD	117abBC
160L	125abB	154cdB	220abA	154aB	62abC	139aB
320L	-51cC	18eB	15cB	-70dC	-224dD	92abA
PAI-PODZÓLICO AMARELO DISTRÓFICO LATOSSÓLICO ⇒ FA (60,91D; 16,41)						
0L	183bA	136abcB	95bC	-7cDE	-18aE	26cdD
20L	227aA	165aB	143aB	70aC	-4aD	44bcC
40L	205abA	143abB	143aB	66aC	-15aD	66abC
80L	169bcA	117bcB	95bB	51abC	-29aD	81abCD
160L	132cA	99cAB	66bB	18bcC	-33aD	88aB
320L	40dA	-18dB	-40cBC	-70dC	-235bD	-7dB
LAd-LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO ⇒ A (92,07C; 14,88)						
0L	220aA	257aA	249aA	59cB	-4aC	29bBC
20L	194abA	238aA	235abA	70bcB	-26abC	62abB
40L	169bcB	216abA	198bcAB	121aC	-55bD	84aC
80L	139cAB	158cAB	183cA	114abBC	-59bD	84aC
160L	132cB	183bcA	191bcA	132aB	0aC	92aB
320L	-77dD	7dAB	-18dBC	-51dCD	-246cE	33bA

Legenda : FG= textura franco argilosa; FGA= textura franco argiloarenosa; FA= textura franco arenosa; A= textura arenosa. Médias seguidas de letras maiúsculas (período dentro de cada concentração) nas linhas e minúsculas (concentração dentro de cada período) nas colunas, não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey a 5%. Os valores entre parêntesis após o tipo de solo, correspondem à média geral por solo (mg C-CO₂ 100g⁻¹ de solo) e ao coeficiente de variação (%). L= lodo crômico.

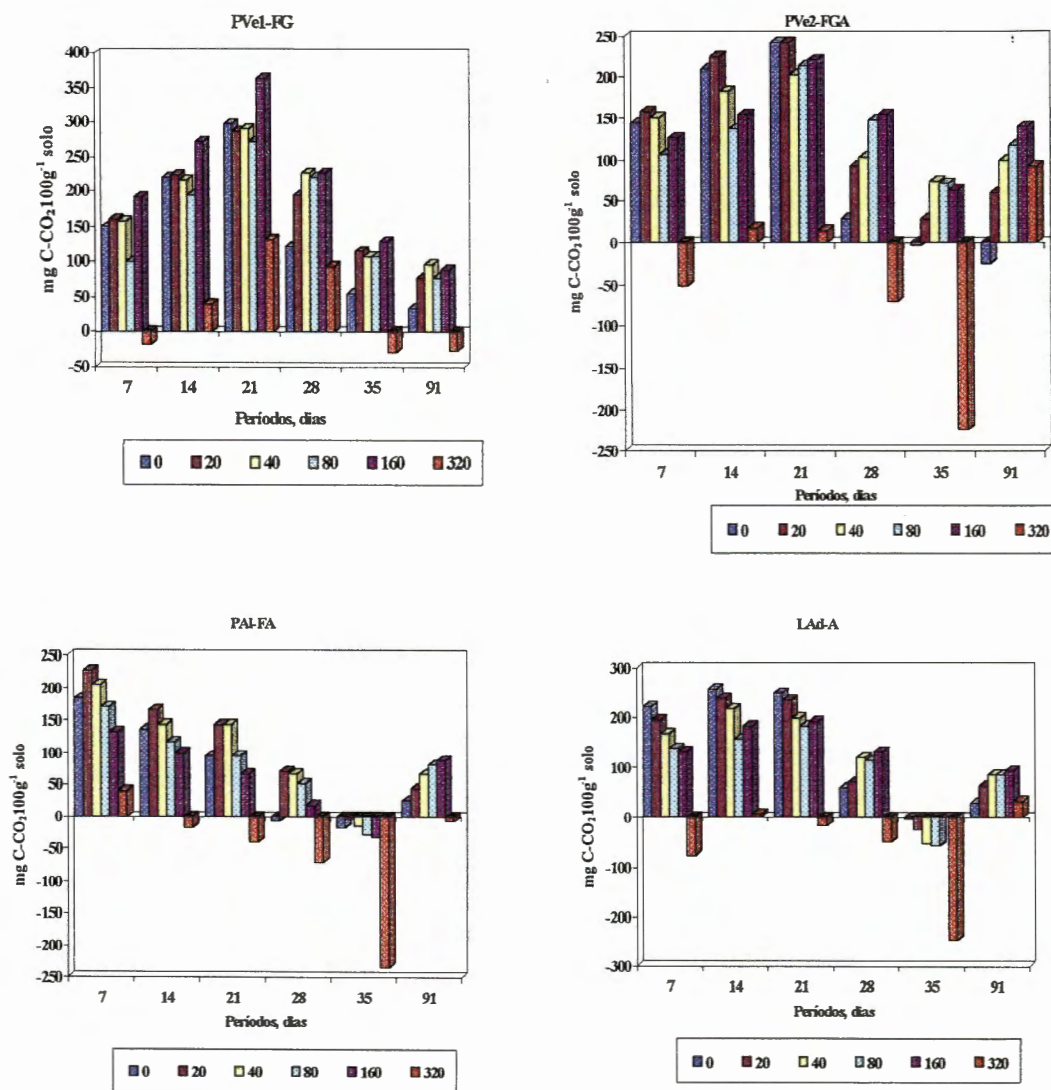


FIGURA 13- Biomassa microbiana obtida para os solos PVe1, PVe2, PAL e LAd, utilizando-se doses crescentes de lodo crômico

A liberação do carbono nos solos arenosos (PAI e LAd) tornou-se mais pronta devido ao maior acesso e disponibilidade do substrato, em consequência da sua menor estabilização no complexo coloidal do solo, favorecendo o ataque microbiológico. A recalcitrância apresentada pelos solos argilosos (PVe1 e PVe2) foi, provavelmente, devido à inacessibilidade espacial, provocada pela carga total eletronegativa apresentadas pelas bactérias e argila. Com isso, e na opinião de LYNCH (1986), o acesso microbiológico só poderia ser efetivado quando as cargas na célula e na argila fossem polarizadas ou, alternativamente, quando um íon metálico (nesse caso, o crômio) formasse uma ponte entre elas.

Alguns pesquisadores, como MINHONI et al. (1996), ANDRADE et al. (1995) e SAMPAIO & SALCEDO (1982), também encontraram em seus experimentos essa tendência de altas taxas de respiração nos primeiros dias de incubação, refletindo a rápida decomposição do substrato pelos microrganismos, comum quando se adiciona uma fonte de carbono (lodo crômico) ao solo.

Como os valores obtidos para o carbono na biomassa microbiana foram encontrados, também, na testemunha, JENKINSON & POWLSON (1976) sugerem que esse mecanismo de respiração seja consequência do reumedecimento e manuseio dos solos, sem adição recente de substratos, e sim dos compostos orgânicos nativos, ou já existentes no solo.

Logo após a alta taxa de biomassa nos primeiros dias de incubação, nota-se uma queda progressiva dos valores até os 35 dias quando, em seguida, nos solos PVe2, PAI e LAd, ocorreu uma readaptação metabólica. Esse retorno à atividade dos microrganismos metabolizadores, aos 91 dias de incubação, não se verificou na amostra do solo PVe1, que possui um teor de argila de 370 g kg^{-1} e uma quantidade de água disponível de 5,65% (Tabela 09), corroborando com as opiniões de ANDRADE et al. (1995) e PFENNING et al. (1992), que indicam o alto teor de argila aliada à umidade como uma dificuldade ao metabolismo microbiano.

De uma maneira geral, observa-se que houve uma tendência das menores doses (20 e 40 t ha⁻¹) de lodo crômico serem as responsáveis pela evolução do CO₂ até o período estatisticamente indicado para os solos. Após esse período, prevaleceram as maiores doses (80 e 160 t ha⁻¹), mostrando que a quantidade de substrato disponível é que é limitante, e não, a atividade dos microrganismos do solo que se ajusta às possibilidades de decomposição (Tabela 13).

Os valores obtidos para a biomassa microbiana nas amostras dos solos PVe1 (100,83 mg C-CO₂ 100 g⁻¹ de solo), PVe2 (151,45 mg C-CO₂ 100 g⁻¹ de solo), PAI (60,91 mg C-CO₂ 100 g⁻¹ de solo) e LAd (92,07 mg C-CO₂ 100 g⁻¹ de solo), foram superiores à média obtida por MINHONI et al. (1996) que não encontraram diferença significativa entre os tratamentos controle, solo mais fosfato de rocha e solo mais glicose mais nitrogênio, ficando a biomassa microbiana situada em 37,71 mg C-CO₂ 100g⁻¹ de solo. GERALDES et al. (1995), sob mata natural, encontraram 31,4 mg C-CO₂ 100g⁻¹ de solo e sob pastagem com 4 anos, obtiveram 67,3 mg C-CO₂ 100g⁻¹ de solo. CATTELAN & VIDOR (1990) encontraram 37,73 mg C-CO₂ 100g⁻¹ de solo em amostras na camada de 0 a 0,05m, sob diversos sistemas de cultivo.

Percebe-se alguns valores negativos de mg C-CO₂ 100g⁻¹ de solo, que podem ser atribuídos, segundo MINHONI et al. (1996) e MARTENS (1985), à menor capacidade da comunidade microbiana das parcelas fumigadas em degradar o lodo crômico, tão rapidamente quanto, ou na taxa de decomposição que, a comunidade microbiana nas parcelas não fumigadas (Tabela 13). Em certos casos a reinstalação da microbiota é afetada, negativamente, por fatores intrínsecos e extrínsecos ao solo, aos substratos, ao status energético da matéria orgânica, como o teor de umidade, a falta ou o excesso de água, dentre outros. Neste caso, o crômio pode ter afetado o crescimento da microbiota.

Portanto, observa-se que nos solos PVe1, PAI e LAd os dados da regressão se ajustaram perfeitamente ao trinômio do 2º grau, indicando que existiu um ponto de máximo, ou dose de máxima população (DMP), sendo, aproximadamente, duas vezes

maior no solo argiloso em comparação com os solos mais arenosos. Este fato se deve, possivelmente, à disponibilidade de substrato nativo do solo, permitindo o estabelecimento de uma maior biomassa (Tabela 14).

TABELA 14- Equações de regressão e coeficientes de determinação para a biomassa microbiana, em relação às concentrações e aos períodos, para os solos utilizados

EQUAÇÕES DE REGRESSÃO	R ² (%)
PVe1-PODZÓLICO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO orto ⇒ FG	
$Y_C = 106,04687500 + 0,81382402X - 0,00392853X^2$	97,95**
$Y_P = -60,27428251 + 30,79284751X - 1,15562484X^2 + 0,00916692X^3$	93,11**
PVe2-PODZÓLICO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO orto ⇒ FGA	
$Y_C = 159,56501513 + 0,04031298X + 0,00447140X^2 - 0,00001825X^3$	94,57**
$Y_P = -114,53747600 + 41,93019204X - 1,41070710X^2 + 0,01066698X^3$	93,65**
PAI-PODZÓLICO AMARELO DISTRÓFICO LATOSSÓLICO ⇒ FA	
$Y_C = 87,48055556 + 0,160343115X - 0,00191178X^2$	95,33**
$Y_P = 158,62684604 + 1,33189662X - 0,32127592X^2 + 0,00322476X^3$	98,35**
LAd-LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO ⇒ A	
$Y_C = 122,56024306 + 0,27659209X - 0,00259827X^2$	95,35**
$Y_P = -50,66062194 + 34,21076420X - 1,37711916X^2 + 0,01115426X^3$	99,35**

FG= textura franco argilosa; FGA= textura franco argiloarenosa; FA= textura franco arenosa; A= textura arenosa. C = concentração, t ha⁻¹; P= período, dias. ** = significativo a 1% pelo teste t= r / Sr, onde Sr é o erro padrão do coeficiente de regressão.

4. 2 Sorção do cromo, contido no lodo cromo, em solos de diferentes texturas (Experimento 2)

Neste experimento não se observou efeito significativo para pH, condutividade elétrica e teores de cromo total, nos períodos de agitação testados, ficando, portanto, a discussão restrita ao período inicial, de oito horas de agitação (Tabela 15).

TABELA 15- Dados obtidos para pH, condutividade elétrica e crômio total, na solução final de equilíbrio do experimento de sorção

DO SES	TEMPO DE AGITAÇÃO (horas)														
	08			16			24			32			40		
	pH	CE	Cr	pH	CE	Cr	pH	CE	Cr	pH	CE	Cr	pH	CE	Cr
	S m ⁻¹	mg dm ⁻³		S m ⁻¹	mg dm ⁻³		S m ⁻¹	mg dm ⁻³		S m ⁻¹	mg dm ⁻³		S m ⁻¹	mg dm ⁻³	
PVe1-PODZÓLICO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO orto ⇒ FG															
N 0	6,8	0,13	0,00	6,6	0,01	0,00	7,2	0,01	0,00	6,7	0,00	0,00	7,2	0,00	0,00
N20	6,9	0,05	0,01	6,5	0,05	0,01	6,8	0,03	0,02	6,6	0,02	0,02	6,8	0,02	0,02
N40	6,2	0,07	0,03	6,4	0,07	0,03	6,6	0,05	0,04	6,5	0,05	0,04	6,4	0,03	0,04
N80	6,1	0,16	0,04	6,2	0,13	0,04	6,3	0,09	0,05	6,1	0,07	0,05	6,0	0,06	0,05
N160	6,0	0,16	0,06	5,9	0,14	0,07	6,1	0,10	0,08	6,0	0,09	0,09	5,9	0,07	0,09
N320	6,0	0,16	0,09	5,7	0,14	0,10	6,0	0,12	0,10	5,8	0,10	0,10	5,8	0,09	0,10
L 0	6,7	0,04	0,00	7,0	0,03	0,00	7,3	0,02	0,00	6,9	0,01	0,00	7,2	0,00	0,00
L20	6,8	0,10	0,01	6,8	0,06	0,01	6,8	0,04	0,02	6,6	0,03	0,02	6,6	0,02	0,01
L40	6,5	0,15	0,03	6,7	0,10	0,03	6,8	0,07	0,03	6,5	0,05	0,03	6,4	0,04	0,03
L80	6,4	0,13	0,04	6,9	0,15	0,04	6,7	0,09	0,04	6,4	0,07	0,04	6,4	0,05	0,04
L160	6,2	0,15	0,05	6,3	0,15	0,06	6,5	0,10	0,05	6,1	0,09	0,05	6,2	0,07	0,05
L320	6,0	0,19	0,06	6,1	0,18	0,07	6,1	0,11	0,07	5,9	0,10	0,07	6,0	0,09	0,07
C 0	6,5	0,05	0,00	6,3	0,04	0,00	6,3	0,03	0,00	6,3	0,02	0,00	6,2	0,02	0,00
C20	6,2	0,06	0,01	6,3	0,04	0,02	6,3	0,03	0,03	6,3	0,03	0,03	6,2	0,03	0,03
C40	6,4	0,13	0,03	6,4	0,09	0,03	6,4	0,06	0,04	6,4	0,04	0,04	6,2	0,05	0,04
C80	6,5	0,17	0,04	6,4	0,12	0,05	6,4	0,08	0,06	6,4	0,06	0,06	6,2	0,05	0,06
C160	6,4	0,18	0,05	6,1	0,13	0,07	6,1	0,10	0,08	6,2	0,07	0,08	6,0	0,06	0,08
C320	6,2	0,19	0,08	6,1	0,14	0,09	5,9	0,11	0,10	6,0	0,10	0,10	5,9	0,08	0,09

TABELA 15- Dados obtidos para pH, condutividade elétrica e crômio total, na solução final de equilíbrio do experimento de sorção. Continuação

PVc2-PODZÓLICO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO orto ⇒ FGA															
N 0	7,6	0,02	0,00	7,4	0,00	0,00	6,7	0,00	0,00	8,0	0,00	0,00	7,2	0,00	0,00
N20	6,2	0,07	0,03	6,5	0,05	0,04	6,4	0,04	0,05	6,8	0,03	0,05	6,4	0,02	0,05
N40	6,1	0,15	0,05	6,1	0,09	0,06	6,3	0,07	0,07	6,3	0,05	0,07	6,1	0,04	0,07
N80	6,0	0,21	0,06	6,1	0,11	0,07	6,2	0,08	0,08	6,3	0,07	0,08	6,0	0,05	0,08
N160	5,8	0,25	0,07	6,0	0,11	0,08	6,1	0,09	0,09	6,1	0,07	0,09	6,0	0,06	0,09
N320	5,6	0,27	0,08	5,9	0,12	0,09	6,0	0,09	0,10	6,0	0,08	0,11	6,0	0,07	0,10
L 0	7,0	0,05	0,00	6,9	0,02	0,00	6,7	0,00	0,00	7,3	0,00	0,00	7,3	0,00	0,00
L20	6,7	0,07	0,02	6,7	0,04	0,06	6,7	0,03	0,07	6,9	0,02	0,07	6,9	0,02	0,07
L40	6,7	0,12	0,03	6,7	0,07	0,07	6,6	0,05	0,08	6,7	0,04	0,08	6,6	0,03	0,08
L80	6,4	0,17	0,04	6,3	0,01	0,08	6,4	0,07	0,09	6,5	0,06	0,09	6,4	0,05	0,09
L160	6,2	0,17	0,06	6,1	0,04	0,10	6,2	0,07	0,12	6,3	0,06	0,11	6,2	0,05	0,11
L320	6,0	0,18	0,08	6,0	0,05	0,12	6,1	0,08	0,13	6,0	0,07	0,13	6,1	0,05	0,13
C 0	7,6	0,04	0,00	6,6	0,03	0,00	6,5	0,02	0,00	6,5	0,00	0,00	6,5	0,00	0,00
C20	7,1	0,06	0,02	6,7	0,03	0,03	6,7	0,02	0,04	6,5	0,02	0,03	6,4	0,02	0,03
C40	6,9	0,11	0,03	6,9	0,07	0,04	6,5	0,05	0,05	6,3	0,05	0,05	6,1	0,03	0,05
C80	6,9	0,15	0,05	6,6	0,11	0,06	6,4	0,08	0,08	6,1	0,06	0,08	6,0	0,05	0,07
C160	6,4	0,16	0,07	6,3	0,12	0,08	6,2	0,10	0,09	6,0	0,07	0,09	6,0	0,06	0,09
C320	6,2	0,17	0,08	6,2	0,13	0,09	6,0	0,10	0,10	5,9	0,08	0,10	6,0	0,06	0,10
PAI-PODZÓLICO AMARELO DISTRÓFICO LATOSSÓLICO ⇒ FA															
N 0	7,0	0,00	0,00	6,5	0,00	0,00	7,0	0,00	0,00	7,9	0,00	0,00	7,2	0,00	0,00
N20	6,0	0,09	0,05	6,1	0,06	0,06	6,1	0,04	0,08	6,6	0,03	0,05	6,2	0,02	0,05
N40	6,2	0,17	0,06	6,2	0,10	0,08	6,1	0,07	0,09	6,3	0,05	0,06	6,0	0,04	0,06
N80	6,3	0,26	0,08	6,4	0,14	0,09	6,3	0,10	0,10	6,3	0,07	0,08	6,1	0,06	0,08
N160	6,0	0,30	0,09	6,1	0,14	0,10	6,0	0,10	0,11	6,1	0,08	0,09	6,0	0,06	0,09
N320	5,9	0,30	0,10	6,0	0,15	0,11	6,0	0,11	0,12	6,0	0,08	0,10	6,0	0,07	0,10
L 0	7,0	0,05	0,00	6,7	0,11	0,00	6,8	0,00	0,00	6,8	0,00	0,00	6,6	0,00	0,00
L20	6,7	0,10	0,02	6,7	0,05	0,03	6,7	0,03	0,04	6,6	0,02	0,04	6,4	0,02	0,02
L40	6,7	0,13	0,03	6,8	0,06	0,04	6,7	0,04	0,06	6,6	0,03	0,05	6,4	0,02	0,03
L80	6,6	0,21	0,04	6,6	0,10	0,05	6,5	0,07	0,07	6,5	0,05	0,06	6,2	0,04	0,06
L160	6,4	0,22	0,06	6,3	0,11	0,07	6,2	0,08	0,08	6,2	0,06	0,09	6,0	0,05	0,09
L320	6,2	0,22	0,08	6,1	0,12	0,09	6,0	0,09	0,10	6,1	0,06	0,11	6,0	0,05	0,10

TABELA 15- Dados obtidos para pH, condutividade elétrica e cromo total, na solução final de equilíbrio do experimento de sorção. Continuação

C 0	7,0	0,03	0,00	7,3	0,01	0,00	7,1	0,01	0,00	6,3	0,00	0,00	5,7	0,00	0,00
C20	7,7	0,08	0,04	7,0	0,03	0,05	6,8	0,02	0,06	6,3	0,02	0,05	6,2	0,01	0,02
C40	7,3	0,15	0,05	6,8	0,07	0,07	6,6	0,05	0,08	6,3	0,04	0,06	6,2	0,03	0,03
C80	7,6	0,22	0,07	6,8	0,11	0,09	6,5	0,07	0,09	6,3	0,05	0,08	6,0	0,04	0,04
C160	6,9	0,25	0,08	6,5	0,11	0,10	6,2	0,08	0,11	6,0	0,06	0,10	6,0	0,05	0,08
C320	6,5	0,26	0,09	6,3	0,12	0,11	6,0	0,09	0,12	6,0	0,06	0,11	5,9	0,05	0,10
LAd-LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO ⇒ A															
N 0	6,2	0,09	0,00	6,2	0,00	0,00	6,6	0,00	0,00	6,1	0,00	0,00	6,6	0,00	0,00
N20	5,6	0,13	0,08	5,6	0,07	0,08	5,7	0,04	0,08	5,4	0,03	0,08	5,7	0,03	0,08
N40	5,8	0,13	0,09	5,8	0,07	0,09	5,8	0,05	0,09	5,5	0,04	0,09	5,8	0,03	0,09
N80	5,9	0,19	0,10	5,9	0,11	0,10	6,0	0,07	0,10	6,0	0,06	0,10	6,0	0,05	0,10
N160	5,7	0,20	0,11	5,7	0,12	0,13	5,9	0,09	0,14	6,0	0,09	0,12	5,9	0,07	0,12
N320	5,4	0,21	0,12	5,5	0,14	0,14	5,7	0,10	0,16	5,9	0,10	0,15	5,7	0,09	0,14
L 0	6,6	0,07	0,00	6,4	0,02	0,00	6,5	0,00	0,00	6,3	0,00	0,00	6,6	0,00	0,00
L20	6,3	0,09	0,03	6,1	0,03	0,04	6,4	0,02	0,06	6,1	0,01	0,06	6,5	0,01	0,06
L40	6,2	0,15	0,04	6,0	0,07	0,06	6,1	0,04	0,07	5,9	0,03	0,07	6,1	0,03	0,07
L80	6,3	0,22	0,05	6,2	0,12	0,07	6,2	0,08	0,08	6,0	0,06	0,08	6,0	0,05	0,08
L160	6,1	0,24	0,06	6,0	0,14	0,08	6,1	0,08	0,09	6,0	0,08	0,09	6,0	0,06	0,09
L320	6,0	0,25	0,07	5,8	0,14	0,09	6,0	0,10	0,10	6,0	0,08	0,10	6,0	0,06	0,10
C 0	6,3	0,05	0,00	6,5	0,00	0,00	6,5	0,00	0,00	6,7	0,00	0,00	6,6	0,00	0,00
C20	6,4	0,09	0,03	6,2	0,02	0,04	6,2	0,02	0,06	6,2	0,01	0,06	6,2	0,00	0,04
C40	6,4	0,15	0,04	6,1	0,07	0,06	6,1	0,04	0,07	6,1	0,03	0,07	5,9	0,03	0,07
C80	6,5	0,21	0,05	6,1	0,12	0,07	6,1	0,07	0,08	6,1	0,05	0,08	5,9	0,04	0,08
C160	6,3	0,32	0,07	6,0	0,14	0,09	6,0	0,09	0,09	6,0	0,06	0,09	5,8	0,05	0,09
C320	6,1	0,35	0,09	5,8	0,15	0,10	5,9	0,10	0,11	6,0	0,08	0,10	5,8	0,07	0,10

Legenda: FG= textura franco argilosa; FGA= textura franco argiloarenosa; FA= textura franco arenosa; A= textura arenosa. pH em água; CE= condutividade elétrica ($S m^{-1}$); Cr= cromo na solução final de equilíbrio ($mg dm^{-3}$); doses= 0, 20, 40, 80, 160 e 320 $t ha^{-1}$ de lodo crômico; N= pH normal; L= pH elevado com uma dose equivalente a 40 $t ha^{-1}$ de composto urbano; C= pH elevado com CaO+MgO, relação 3:1.

Com os dados experimentais foram obtidos os parâmetros de Langmuir (b , β) e de Freundlich (K , $1/n$). Os elevados coeficientes de correlação entre as variáveis S e C_{fe} , significativos ao nível de 1% (Tabela 16), indicam que o ajustamento dos dados experimentais à equação de Freundlich, é o que apresenta melhor coeficiente de determinação, e que, a função de Langmuir aparenta ser mais distante da realidade do que a de Freundlich. Pode-se observar, ainda, que a projeção de Freundlich é a que melhor se ajusta aos dados em observação. Em virtude de o ajustamento de Freundlich ter se aproximado mais dos dados observados que o ajustamento de Langmuir, selecionou-se aquela função para explicar o fenômeno.

TABELA 16- Coeficientes de determinação (r^2) para as funções de Langmuir (L) e de Freundlich (F) para a sorção do cromo, nos solos estudados

pH	PVe1	PVe2	PAI	LAd
N	L = 56,83%	L = 93,53%	L = -42,76%	L = -171,14%
	F = 90,72%	F = 82,43%	F = 90,51%	F = 99,14%
L	L = 35,16%	L = -105,73%	L = -101,46%	L = -81,39%
	F = 68,84%	F = 99,34%	F = 99,31%	F = 96,21%
C	L = 53,95%	L = 97,92%	L = -39,90%	L = -29,74%
	F = 88,06%	F = 87,20%	F = 89,23%	F = 99,76%

PVe1 e 2 = Podzólico Vermelho Amarelo Distrófico orto; PAI = Podzólico Amarelo Distrófico latossólico; LAd = Latossolo Amarelo Distrófico; N = pH normal; L = pH elevado com uma dose equivalente a 40 t ha⁻¹ de composto urbano; C = pH elevado com CaO + MgO, relação 3:1.

A função escolhida foi, portanto, a de Freundlich, que é igual a:

$$S = kc^{1/n}$$

onde, S= quantidade sorvida de crômio, mg kg⁻¹ de adsorvente,

k = representa a sorção máxima, mg kg⁻¹,

1/n= energia de ligação, dm³ mg⁻¹,

c = Cfe = concentração final de crômio na solução de equilíbrio, mg dm⁻³.

Os parâmetros de Freundlich K (mg kg⁻¹), sorção máxima, e 1/n (dm³ mg⁻¹), relacionado com a energia de ligação, mostram que, em todas as condições de pH, o solo PVe1 apresentou as melhores condições de sorção do crômio e os maiores valores para a energia de ligação (Tabela 17), que podem ser justificadas pelas suas características físicas e químicas, como maior conteúdo de argila, carbono orgânico e, conseqüentemente, CTC (Tabelas 08 e 09). Em contrapartida, o solo LAd, com baixo conteúdo de argila e menor CTC, apresentou a menor capacidade de sorção do crômio (menores energias de ligação), indicada pelos valores obtidos para K, em pH normal e elevado com composto urbano. Esses resultados estão de acordo com os obtidos por POMBO (1995), BASTA & TABATABAÍ (1992) e KIEKENS (1983), em solos com diferentes valores de pH e CTC.

A influência da elevação do pH com uma dose correspondente a 40 t ha⁻¹ de composto urbano, foi verificada nos solos PVe2 (32,9mg kg⁻¹), PAI (32,9mg kg⁻¹) e LAd (1,38mg kg⁻¹). A elevação do pH com CaO + MgO (3:1), mostrou-se significativa nos solos PVe1 (166,7mg kg⁻¹), PVe2 (38,9mg kg⁻¹) e LAd (6,09mg kg⁻¹).

TABELA 17- Coeficientes de determinação, parâmetros e equação de Freundlich para a sorção do crômio, nos solos estudados

pH(H ₂ O)	PARES n	r ² **	K, mg kg ⁻¹	1/n, dm ³ mg ⁻¹	EQUAÇÃO
PVc1-PODZÓLICO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO orto ⇒ FG (359,02A)					
N=5,8	5	0,91	177,2053	1,267169	S=177,2c ^{1,3}
L=6,8	5	0,69	154,5978	1,419906	S=154,6c ^{1,4}
C=6,5	5	0,88	166,6759	1,338465	S=166,7c ^{1,3}
PVc2-PODZÓLICO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO orto ⇒ FGA (207,15B)					
N=6,4	5	0,82	3,045879	2,743731	S=3,05c ^{2,7}
L=6,7	5	0,99	32,93880	1,997889	S=32,9c ^{2,0}
C=6,5	5	0,87	38,92176	1,851695	S=38,9c ^{1,8}
PAI-PODZÓLICO AMARELO DISTRÓFICO LATOSSÓLICO ⇒ FA (129,16C)					
N=5,6	5	0,90	0,089922	3,755742	S=0,09c ^{3,8}
L=6,6	5	0,99	32,98063	1,997027	S=33,0c ^{2,0}
C=7,2	5	0,89	0,669139	3,191884	S=0,7c ^{3,2}
LAd-LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO ⇒ A (82,33D)					
N=5,5	5	0,99	0,0000002	6,892541	S=0,000002c ^{6,9}
L=6,2	5	0,96	1,385738	3,260914	S=1,39c ^{3,3}
C=6,3	5	0,99	6,096073	2,514952	S=6,10c ^{2,5}

** significativo ao nível de 1% pelo teste $t=r/Sr$, onde Sr é o erro padrão do coeficiente de regressão.

N= pH normal; L= pH elevado com uma dose equivalente a 40 t ha⁻¹ de composto urbano; C= pH elevado com CaO+MgO, relação 3:1. Valores entre parêntesis após os solos, representam a média geral por solo, para a sorção de crômio (mg kg⁻¹). FG= textura franco argilosa; FGA= textura franco argiloarenosa; FA= textura franco arenosa; A= textura arenosa

A resposta positiva da presença do cálcio e do magnésio em solução, se fez notar pelo aumento do pH no solo PAI, quando ocupou as cargas negativas do sítio de troca, dificultando a adsorção do crômio, muito embora a elevação tenda a aumentar as cargas negativas dependentes do pH.

Vale notar que o solo LAd, com textura arenosa, apresentou efeito de sorção para o crômio, com a elevação do pH, devido, provavelmente, à ação coloidal mais pronunciada do silte (Tabela 09), que agiu como potencializador de cargas negativas.

Os valores de $1/n$ para os solos estudados indicam alta energia de ligação com o cromo e, assim, menor solubilidade e, conseqüentemente, menor disponibilidade do elemento sorvido para as plantas.

O solo LAd, com menores valores de K , seria o menos indicado para o descarte do lodo crômico e, o solo PVe1, com maiores valores de K , poderia ser sugerido para receber tal descarte. Mesmo ocorrendo variação nos valores do pH, os valores de K permaneceram praticamente inalterados neste solo. Nos outros três solos o descarte poderia ser feito mediante a elevação do pH; porém, as doses ou quantidades teriam que ser menores que as aplicadas no PVe1.

Plotando-se as variáveis S (mg kg^{-1}) e C_{fe} (mg dm^{-3}), as isotermas obtidas foram, para todos os solos, em quaisquer valores de pH, curvas tipo exponencial, semelhantes às apresentadas nas Figuras 14 e 14A, indicando a afinidade dos solos pelo cromo em elevadas concentrações.

Sabendo-se que a sorção do cromo nos solos é influenciada pelo pH, conteúdo de argila, matéria orgânica e CTC, e da disponibilidade do elemento às plantas, esses parâmetros devem ser considerados quando os critérios de descarte forem estabelecidos, somadas às características de localização, profundidade e drenagem (POMBO, 1995). A dose utilizada (t ha^{-1}) seria o principal fator a ser considerado pois, a sorção é função da concentração.

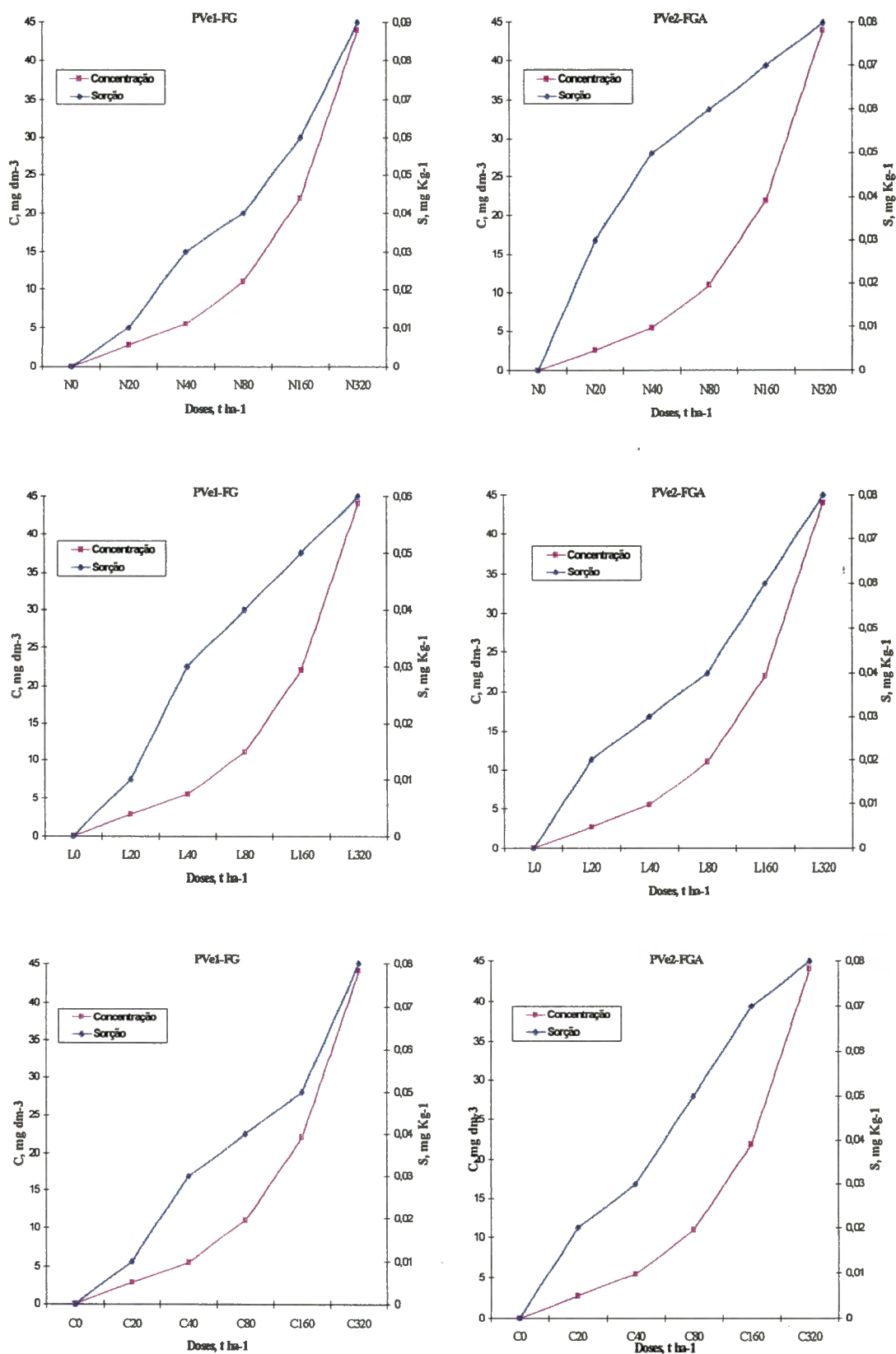


FIGURA 14 - Isotermas de adsorção de Freundlich, obtidas para os solos PVe1 e PVe2, a partir da solução de equilíbrio, sob agitação por oito horas.

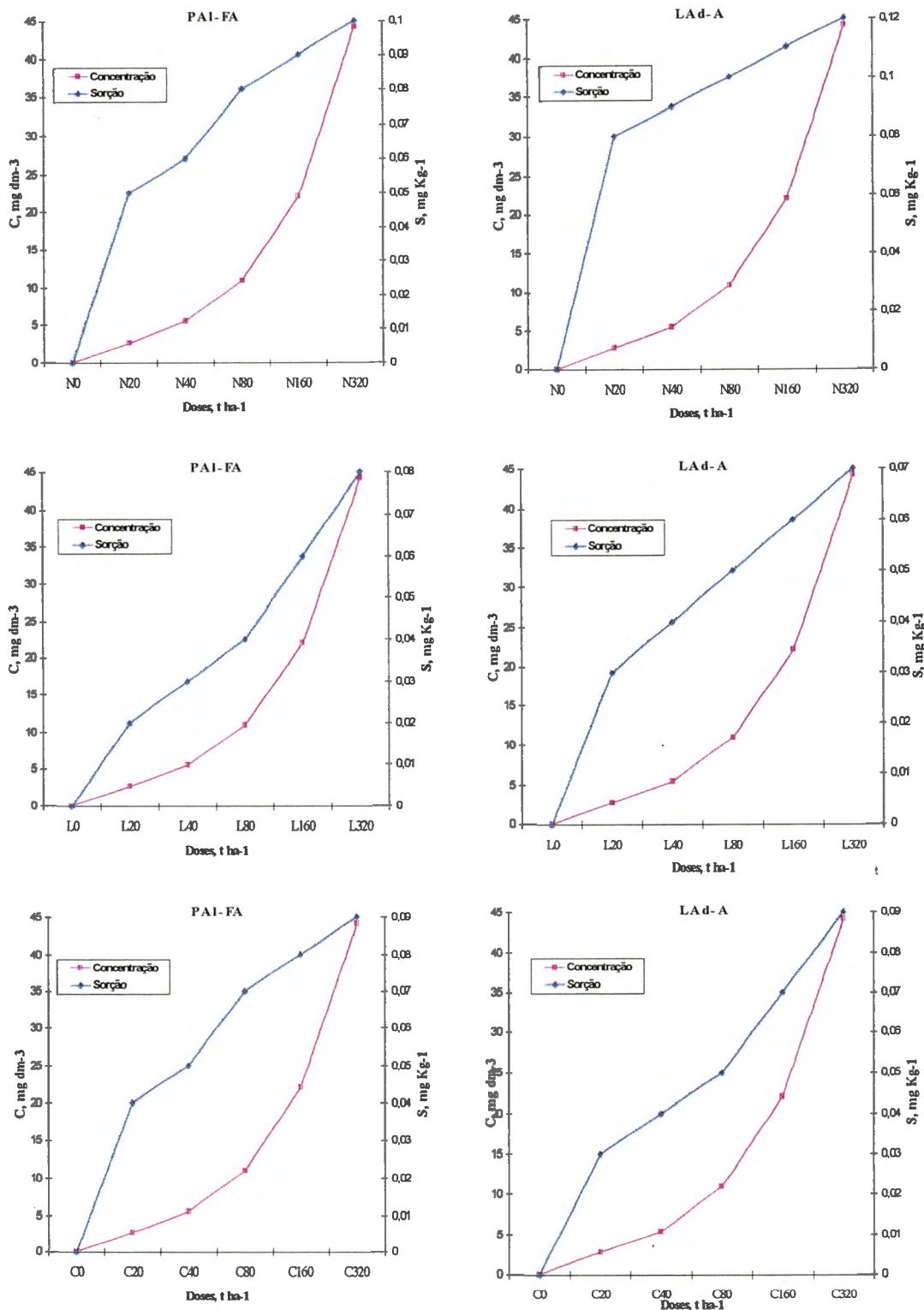


FIGURA 14A - Isothermas de adsorção de Freundlich, obtidas para os solos PAI e LA d, a partir da solução de equilíbrio, sob agitação por oito horas.

4.3 Mobilidade do crômio nos solos (Experimento 3)

O comportamento do crômio quando aplicado nas doses correspondentes a zero e 160 t ha^{-1} ($4.802,4 \text{ mg} = 249.706,07 \text{ mmol Cr}$) às amostras de solos PVe1, PVe2, PAI e LAd (Tabelas 08 e 09), após eluviação, pode ser observado na Tabela 18.

Diante do comportamento diverso de alguns elementos analisados nos diferentes eluentes dos solos utilizados, faz-se necessário uma discussão isolada dos resultados atribuídos a cada solo, tendo, sempre, como referência de escolha, os valores obtidos para o crômio.

O comportamento do pH nos solos utilizados reflete uma tendência de maiores valores aos 30 dias de lixiviação, para os solos PVe1 (6,75) e PVe2 (7,07); aos 75 dias para o solo LAd (7,27) e aos 90 dias para o solo PAI (5,97). Todos os valores de pH encontrados nos extratos de lixiviação estão acima de 5,00 chegando até 7,37, indicando grande influência na complexação do crômio nos solos, de acordo com SHIVAS (1979 e 1978) e BOSWELL (1975).

A condutividade elétrica apresentou maiores valores dos 15 aos 30 dias e, em seguida, diminuiu gradativamente até o final do experimento, indicando uma menor atividade dos íons lixiviados, principalmente do sódio, do potássio, do cálcio, do bicarbonato e do cloreto, em todos os solos (Tabela 18). Os ânions são os responsáveis pelo arraste dos cátions através do perfil. Assim sendo, a diminuição dos teores de ânions implicaria no decréscimo da lixiviação dos cátions e, conseqüentemente, na CE do lixiviado.

TABELA 18- Análise química do eluente, após percolação com água

PERÍODO (dias)	DETERMINAÇÕES								
	pH	CE S m ⁻¹	Sódio	Potássio	Cálcio	Ca+Mg mmol dm ⁻³	HCO ₃	Cloreto	Crômio
PVe1-PODZÓLICO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO orto ⇒ FG (1,39B)									
					0L, t ha⁻¹				
15	6,13d	0,66a	0,80a	0,37a	6,00a	9,33ab	0,04d	22,00c	5,20a
30	7,37a	0,44a	0,72ab	0,31ab	2,00a	6,67ab	2,00b	12,00d	4,16a
45	6,57c	0,41a	0,24b	0,06d	10,67a	16,67a	1,33c	31,00b	6,24a
60	6,47c	0,43a	0,54ab	0,25bc	8,00a	12,00a	4,53a	76,00a	8,32a
75	6,60c	0,28a	0,43ab	0,21bc	1,00a	1,77b	0,16d	0,65e	6,24a
90	6,87b	0,22a	0,33ab	0,18c	0,87a	1,17b	0,27d	1,20e	8,84a
média	6,67A	0,40B	0,51B	0,23B	4,76B	7,93B	1,39A	20,57B	6,24B
CV%	1,03	3,64	8,99	10,58	8,73	7,39	10,86	4,58	3,25
					160L, t ha⁻¹				
15	6,30c	6,37a	4,84a	1,16a	23,00b	54,00b	0,04d	22,00c	6,76b
30	6,75a	6,07a	4,90a	0,78b	20,00b	34,00c	2,40b	12,00d	7,28b
45	6,30c	4,65ab	2,44c	0,16c	48,00a	80,00a	1,00c	31,00b	4,68b
60	6,20c	4,45ab	3,88b	0,44c	20,00b	24,00c	4,80a	76,00a	8,32b
75	6,40bc	3,10b	3,76b	0,35cd	3,05c	4,85d	0,60cd	0,65e	9,88ab
90	6,65ab	2,26b	3,30b	0,27de	1,35c	2,05d	0,32cd	1,20e	18,72a
média	6,43B	3,85A	3,85A	0,53A	19,23A	33,15A	1,53A	23,81A	9,36A
CV%	1,43	4,76	8,97	9,89	8,88	8,41	9,78	5,22	4,33
PVe2-PODZÓLICO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO orto ⇒ FGA (1,52B)									
					0L, t ha⁻¹				
15	6,70d	0,99a	0,80a	0,91a	7,33ab	12,67a	0,02d	15,33b	4,16bc
30	7,37a	0,49a	0,69a	0,55b	3,33bc	10,67a	1,33c	6,00d	2,60c
45	6,93bc	0,39a	0,22a	0,10d	9,33a	15,33a	2,13b	10,00c	6,24bc
60	6,90cd	0,30a	0,44a	0,35bc	8,00a	12,00a	4,80a	57,33a	10,40ab
75	7,13b	0,23a	0,36a	0,33bcd	0,93c	1,53b	0,75c	0,13c	7,28bc
90	6,97bc	0,20a	0,29a	0,30cd	0,87c	1,27b	0,88c	0,40c	16,64a
média	7,00A	0,43B	0,46B	0,42B	4,97B	8,91B	1,65B	14,87B	7,80A
CV%	1,06	6,69	3,46	10,59	9,21	10,78	10,70	5,05	4,74
					160L, t ha⁻¹				
15	6,00d	7,13a	4,72ab	2,00a	33,33b	50,00b	0,04d	23,33c	7,80a
30	7,07a	7,70a	5,40a	1,45b	28,00c	41,33c	1,87b	9,33d	8,84a
45	6,33c	5,53b	2,73d	0,23c	62,67a	96,67a	2,40b	43,33b	6,76a
60	6,60b	4,90b	3,84bc	0,66c	20,00d	36,00c	6,13a	76,00a	9,36a
75	6,93a	3,28c	3,91bc	0,50cd	4,03c	6,30d	0,59cd	0,77e	9,36a
90	7,00a	1,98c	3,07cd	0,35de	1,57e	2,27d	0,88c	1,20e	13,00a
média	6,65B	5,08A	3,94A	0,87A	24,93A	38,76A	1,98A	25,66A	9,36A
CV%	3,09	6,97	4,82	9,81	9,78	10,03	9,89	4,66	5,08
PAI-PODZÓLICO AMARELO DISTRÓFICO LATOSSÓLICO ⇒ FA (2,07A)									
					0L, t ha⁻¹				
15	5,83b	0,69a	0,75a	0,19a	6,67ab	10,00bc	0,04d	28,00b	6,24a
30	5,30c	0,70a	0,76a	0,13ab	6,00b	8,00c	1,20b	6,00d	6,24a
45	5,93b	0,33a	0,17a	0,08b	10,67a	14,67ab	0,80c	13,33c	6,24a
60	6,47a	0,22a	0,30a	0,05b	9,33ab	17,33a	4,00a	68,00a	8,32a
75	6,53a	0,20a	0,27a	0,05b	1,20c	1,50d	0,08d	0,00c	9,88a
90	6,47a	0,18a	0,19a	0,06b	1,17c	1,47d	0,24d	0,00c	13,00a
média	6,09A	0,39B	0,41B	0,09B	5,84B	8,83B	1,06B	19,22B	8,32B
CV%	1,89	3,95	8,32	8,76	12,13	9,34	4,48	4,26	5,81
					160L, t ha⁻¹				
15	5,33cd	11,41a	7,73a	0,49a	25,33b	33,33b	0,08d	40,00b	16,12c
30	5,03d	8,12b	5,87b	0,34b	21,33b	36,00b	2,13b	10,67d	26,52c
45	5,17cd	5,20c	2,75d	0,25bc	43,33a	61,33a	2,00b	34,00c	72,79bc
60	5,43bc	3,30cd	3,55c	0,15cd	14,67c	22,67c	5,60a	73,33a	129,99ab
75	5,70ab	1,98d	3,25cd	0,14d	2,70d	4,53d	0,99c	1,73e	175,23a
90	5,97a	1,44d	2,80d	0,14d	1,57d	2,17d	1,04c	1,60e	84,75bc
média	5,44B	5,24A	4,32A	0,25A	18,15A	26,67A	1,97A	26,89A	84,23A
CV%	4,24	3,13	8,71	8,98	11,23	9,01	5,06	3,54	5,95

TABELA 18- Análise química do eluente, após percolação com água. Continuação

LAd-LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO ⇒ A (1,88A)									
0L, t ha ⁻¹									
15	5,60c	1,79a	1,09a	1,87a	10,67ab	17,33a	0,04d	18,00b	3,12a
30	6,63b	1,11a	1,17a	0,93b	4,67c	11,33b	1,60b	8,00d	5,20a
45	6,43b	0,41a	0,24b	0,18c	8,00b	14,00ab	0,93c	12,00c	7,28a
60	7,03a	0,24a	0,38b	0,51bc	12,00a	16,00a	4,80a	66,67a	3,12a
75	7,33a	0,21a	0,29b	0,49bc	1,00d	1,93c	1,33bc	0,33e	5,20a
90	7,17a	0,15a	0,18b	0,38bc	0,70d	0,90c	1,04c	0,00e	10,92a
média	6,70A	0,65B	0,56B	0,73A	6,17B	10,25B	1,62B	17,50B	5,72B
CV%	1,82	2,81	4,70	2,99	8,88	7,90	7,72	4,41	4,84
160L, t ha ⁻¹									
15	5,67d	1,43d	8,00a	2,40a	21,33a	30,67a	0,04e	27,33c	23,92c
30	6,07c	8,69a	7,53b	1,39b	12,00b	16,67d	2,13d	10,67d	18,20c
45	6,23c	5,69b	3,15d	0,18c	22,67a	37,33a	2,80c	55,33b	44,20bc
60	6,83b	4,06bc	4,21c	0,39c	20,00a	24,00c	5,87a	80,00a	93,59ab
75	7,27a	2,78cd	3,92c	0,27c	5,20c	6,07e	3,87b	1,03e	149,75a
90	7,00ab	1,81d	3,20d	0,18c	1,23d	2,13f	3,52b	2,00e	97,23ab
média	6,51B	4,08A	5,00A	0,80A	13,74A	19,48A	3,04A	29,39A	71,23A
CV%	1,99	2,25	5,08	2,76	9,07	7,47	8,43	3,79	5,12

Legenda : FG= textura franco argilosa; FGA= textura franco argiloarenosa; FA= textura franco arenosa; A= textura arenosa. Médias seguidas com uma mesma letra minúscula ou maiúscula nas colunas (período dentro de cada concentração), não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey a 1%. Os valores entre parêntesis após o tipo de solo, correspondem às médias por solo. L= lodo crônico; Ca + Mg = cálcio mais magnésio trocáveis; CE= condutividade elétrica; HCO₃ = ion bicarbonato.

Os valores obtidos para o sódio indicam perdas maiores nos primeiros dias de lixiviação, caindo logo após, para, em seguida, crescer e cair novamente. Esse procedimento é justificado pelo comportamento da condutividade elétrica apresentada nos extratos lixiviados.

As perdas de potássio nos solos utilizados, foram maiores no início da lixiviação para, posteriormente, diminuir até os 45 dias, quando cresceram, novamente, para decrescer em seguida. Exceção para o solo PAI, que decresce gradativamente (Tabela 18).

As concentrações de cálcio e cálcio mais magnésio diminuíram dos 15 aos 30 dias, para aumentar aos 45 dias, decrescendo novamente a partir dos 60 dias de lixiviação. Esses comportamentos corroboram com os encontrados por MORAES & FREIRE (1974) para esses cátions na solução de solos submetidos à inundação.

Verifica-se que, pela mobilidade dos cátions cálcio, magnésio, sódio e potássio foram observadas perdas por lixiviação nos solos PVe1, PVe2, PAI e LAd, que possuem, decrescentemente, baixa CTC (Tabela 18). BELTRAME et al. (1992), LEITE (1985) e BELTRAME (1978), também, encontraram dados semelhantes para esses elementos, quando estudaram as perdas de nutrientes em lavouras irrigadas por inundação, sob regime de precipitação natural e em sistemas de drenagem subterrânea, respectivamente.

Em todos os solos estudados observou-se uma maior perda para os extratos eluentes, dos íons bicarbonato e cloreto, aos 60 dias de lixiviação. De maneira geral, a lixiviação desses ânions pressupõe que o íon cloreto teria a preferência como acompanhante do cátion crômio e, na falta do cloreto o íon acompanhante na eluviação passaria a ser o bicarbonato.

De acordo com a equação de regressão obtida para os solos PVe1 e PVe2, as perdas mínimas (4,68 e 6,76 mmol dm⁻³) de crômio por lixiviação foram aos 45 dias e as máximas (18,72 e 13,00 mmol dm⁻³) aos 90 dias de eluviação. Para os solos PAI e LAd, as perdas mínimas (26,52 e 18,20 mmol dm⁻³) de crômio por lixiviação foram aos 30 dias e as perdas máximas (175,23 e 149,75 mmol dm⁻³) foram aos 75 dias de lixiviação (Tabelas 18 e 19 ; Figura 15).

Esses resultados confirmam o comportamento do Cr(III) em solos com pH maior que 5,5, onde a sua adsorção por argilas aumenta com a elevação do pH. Isso pode ser verificado nos solos PVe1, PVe2, PAI e LAd que possuem, nessa ordem, teores decrescentes de argila (Tabela 09).

Além da argila, esses solos utilizados associam várias características que poderiam influenciar no processo de lixiviação, como é o caso da baixa CTC, presença de matéria orgânica, ferro, zinco e manganês ativos nos solos, indicando a competição desses agentes com os sítios de adsorção pela retenção do crômio

TABELA 19- Equações de regressão para o crômio no experimento de mobilidade

EQUAÇÕES DE REGRESSÃO	R ² (%)
PVe1-PODZÓLICO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO orto ⇒ FG Y=0,1392-0,002185X+0,00003619X ²	81,54**
PVe2-PODZÓLICO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO orto ⇒ FGA Y=0,1310-0,0016659X+0,00003519X ²	75,41**
PAI-PODZÓLICO AMARELO DISTRÓFICO LATOSSÓLICO ⇒ FA Y=11,3283-0,11859X+0,0034672X ² -0,00002436X ³	94,94**
LAd-LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO ⇒ A Y=1,343-0,10813X+0,002824X ² -0,00001839X ³	91,50**

FG= textura franco argilosa; FGA= textura franco argiloarenosa; FA= textura franco arenosa; A= textura arenosa. ** = significativo a 1% pelo teste $t = r / Sr$, onde Sr é o erro padrão do coeficiente de regressão.

(CUNHA et al., 1996; BELTRAME et al., 1992; KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1984; GROVE & ELLIS, 1980; STEVENSON & ARDAKANI, 1972).

As quantidades de crômio eluviadas nas duas camadas dos solos encontram-se na Tabela 20. A camada de 0 a 0,10m proporcionou maior retenção (menor mobilidade) de crômio nos solos PVe1 (17761,87 mmol kg⁻¹), PVe2 (17155,07mmol kg⁻¹) e PAI (13437,35mmol kg⁻¹), indicando a presença de maior quantidade de sítios de troca nessa profundidade, supondo uma atração eletrostática para a adsorção do crômio nesses solos, que foi, também, verificado no experimento de sorção (Tabela 17). Comportamento semelhante não foi observado para o solo LAd (9641,64 mmol kg⁻¹), acreditando que outras formas de retenção assumem maior importância, devido à sua baixa energia de ligação, constatada na Tabela 17, o que não favoreceu a adsorção do crômio e, conseqüentemente, provocando sua lixiviação para a camada inferior (10378,42 mmol kg⁻¹).

Esses resultados corroboram com os encontrados por alguns pesquisadores. Dentre eles, LUND et al. (1976) e BOSWELL (1975), observaram o movimento do

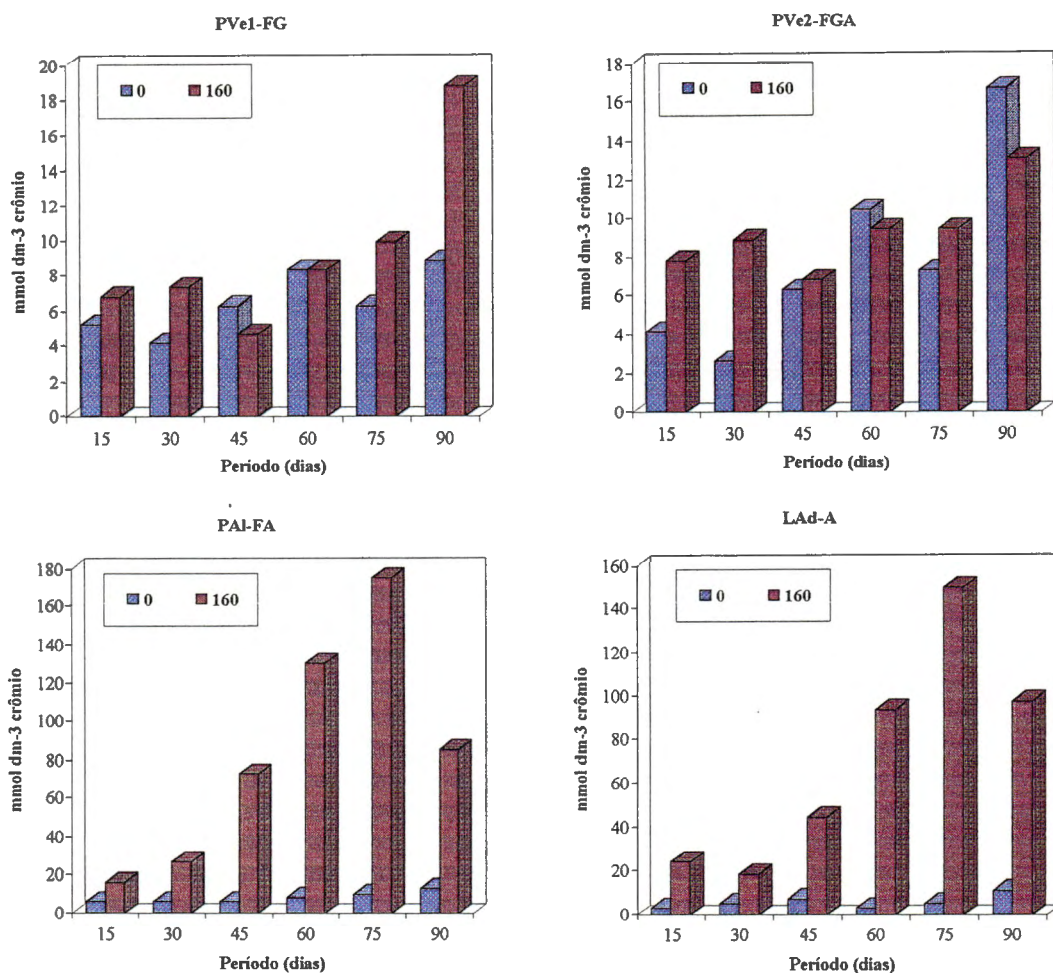


FIGURA 15- Curvas de lixiviação do cromo, para os solos PVe1, PVe2, PAI e LAd

TABELA 20- Crômio total retido nas duas camadas de solos das colunas de lixiviação

SOLOS e TEXTURAS	CAMADAS, m	
	0 a 0,10	0,10 a 0,20
mmol kg ⁻¹	
PVe1 (FG)	17761,87a	7847,77b
PVe2 (FGA)	17155,07a	8454,56b
PAI (FA)	13437,35a	9771,63b
LAd (A)	9641,64b	10378,42a

PVe 1 e 2= Podzólico Vermelho Amarelo Eutrófico orto; PAI= Podzólico Amarelo Distrófico latossólico; LAd= Latossolo Amarelo Distrófico. FG= textura franco argilosa; FGA= textura franco argiloarenosa; FA= textura franco arenosa; A= textura arenosa. Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 1% .

crômio, entre outros metais, até 0,15m de profundidade em amostras de solos tratados com 44 e 166 t ha⁻¹ e 16,8 t ha⁻¹ de resíduos, respectivamente. Já ANDERSSON & NILSSON (1976), mostraram que determinados elementos, inclusive o crômio, permaneceram nos 0,20m superficiais do solo, com aplicação de 84 t ha⁻¹ de resíduos.

ELLIOT et al.(1986), HICKEY & KITTRICK (1984) e SHUMAN (1977), também observaram comportamentos semelhantes, sugerindo que determinados metais podem ter afinidade por diversos componentes dos solos, mesmo para os considerados inertes físico-quimicamente.

4.4 Determinação do período de incubação do lodo crômico em solos de Pernambuco (Experimento 4)

Observa-se, nos solos estudados (PVe1 = 20, 40 e 80 t ha⁻¹; PVe2 = 20, 40, 80 e 320 t ha⁻¹; PAI = 80, 160 e 320 t ha⁻¹; LAd = 320 t ha⁻¹), que as taxas de mineralização do lodo crômico foram maiores no início da incubação aeróbia, provavelmente devido à presença de material de mais fácil decomposição pelos microrganismos. O solo LAd, textura arenosa, apresentou o maior teor de crômio trocável aos 60 dias da incubação de 160 t ha⁻¹ de lodo crômico (2818,19 mmol dm⁻³), o que pode ser explicado em função da quantidade e da atividade microbiana no período inicial, necessitando um maior período de tempo para decompor o substrato (Tabela 21 e Figura 16).

Os solos arenosos apresentaram, além de um baixo teor de matéria orgânica, uma grande estabilização ou dificuldade de decomposição desta, provocando uma menor quantidade e atividade da microbiota.

Nota-se, também, que a solubilidade do crômio trivalente é menor até os 45 dias de incubação, quando os teores de cálcio, cálcio mais magnésio e potássio são mais favoráveis, lembrando o papel, principalmente, do cálcio, nas reações de precipitação, que pode afetar a adsorção do crômio trocável. Aos 60 dias de incubação, com a redução do teor de cálcio e o aumento dos teores de sódio e cloreto, houve uma elevação significativa do crômio trocável, em todos os solos estudados. A utilização da calagem para a precipitação de Cr(III) no solo já foram utilizadas por KABATA-PENDIAS & PENDIAS (1984) e GROVE & ELLIS (1980).

TABELA 21- Valores obtidos para o crômio, e outros elementos, através da incubação aeróbia dos solos com diferentes doses de lodo crômico, no período considerado, em condições de laboratório

PERÍODO (dias)	DETERMINAÇÕES								
	pH	CE S m ⁻¹	Sódio	Potássio	Cálcio	Ca+Mg mmol dm ⁻³	HCO ₃	Cloreto	Crômio
PVc1-PODZÓLICO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO orto ⇒ FG (103,17B)									
0L , t ha⁻¹									
15	6,50ab	0,02a	8,06a	1,64a	10,50abc	16,50a	2,10ab	42,00ab	77,99a
30	6,92a	0,00a	1,02a	0,70a	28,00a	30,50a	1,00ab	17,50b	64,99a
45	6,37ab	0,02a	1,72a	0,80a	5,00bc	7,50a	1,30ab	41,00b	75,39a
60	5,95b	0,01a	1,68a	2,92a	17,00abc	19,00a	3,80a	59,00a	124,79a
75	6,02b	0,00a	1,10a	0,50a	1,25c	8,75a	0,50b	18,75b	396,47a
90	6,15b	0,00a	0,70a	0,35a	21,25ab	23,75a	2,00ab	12,50b	207,98a
média	6,32A	0,008C	2,38C	1,15C	13,83C	17,67C	1,78C	31,79B	157,93C
CV%	3,28	9,36	7,88	10,46	8,59	13,15	10,03	6,45	3,37
20L , t ha⁻¹									
15	6,17a	0,07a	9,60a	3,26ab	8,50a	11,50a	3,00ab	66,50ab	454,97a
30	6,27a	0,04a	5,46a	0,72b	15,00a	36,50a	1,40b	20,00c	254,78a
45	6,12a	0,05a	6,68a	3,44ab	8,50a	11,00a	2,10b	43,50b	101,39a
60	5,82a	0,04a	7,84a	5,60a	17,00a	22,00a	5,60a	80,00a	233,98a
75	5,82a	0,02a	6,40a	1,90b	13,75a	20,00a	1,00b	20,00c	467,96a
90	5,92a	0,02a	4,35a	2,00ab	23,75a	26,25a	2,00b	20,00c	266,48a
média	6,02C	0,04B	6,72C	2,82B	14,42C	21,21B	2,52B	41,67A	296,59C
CV%	2,57	7,24	7,11	7,86	8,78	7,06	9,47	8,84	3,14
40L , t ha⁻¹									
15	6,20a	0,12a	11,26a	3,26ab	4,50b	7,00a	2,20b	44,50ab	1299,9a
30	6,10a	0,06a	7,64a	0,58b	16,50ab	20,00a	1,10b	25,00b	668,15a
45	6,17a	0,07a	8,52a	2,56ab	8,50ab	11,00a	2,40b	46,50ab	379,57a
60	5,85a	0,05a	10,96a	5,04a	18,00ab	20,00a	6,40a	76,00a	535,56a
75	5,77a	0,02a	11,10a	1,90ab	10,00ab	15,00a	1,00b	16,25b	532,96a
90	5,97a	0,02a	6,55a	2,20ab	26,25a	27,00a	2,00b	25,75b	337,97a
média	6,01C	0,06B	9,34C	2,59B	13,96C	16,67C	2,52B	39,50B	625,68B
CV%	0,94	10,02	6,55	8,15	6,22	6,04	10,89	7,52	6,29
80L , t ha⁻¹									
15	6,27a	0,19a	14,50a	4,86ab	12,00bc	19,50ab	2,30b	29,50b	3637,1a
30	6,12a	0,09ab	10,58a	1,32b	32,50a	61,50a	2,30b	28,00b	2202,0ab
45	6,22a	0,08ab	9,56a	1,82b	7,50c	10,50b	3,40b	52,50ab	634,35b
60	5,90a	0,07ab	16,36a	8,36a	17,50abc	19,00ab	7,40a	64,00a	1497,5ab
75	5,85a	0,05b	18,50a	3,05b	16,25abc	17,50ab	0,50b	26,25b	1709,4ab
90	6,00a	0,03b	9,20a	1,75b	27,50ab	30,00ab	2,00b	27,50b	279,48b
média	6,06C	0,09B	13,12B	3,53A	18,87A	26,33B	2,98B	37,95B	1659,9A
CV%	1,09	3,18	6,92	8,57	6,14	8,43	10,69	9,39	5,36
160L , t ha⁻¹									
15	6,35a	0,25a	15,96a	1,70b	9,00a	12,50b	2,40b	41,50bc	1913,5a
30	6,00a	0,14ab	15,08a	1,30b	19,50a	75,00a	3,40b	32,50bc	1765,3a
45	6,45a	0,15ab	15,40a	2,40b	13,00a	16,50b	3,90ab	63,50ab	1182,9a
60	6,05a	0,14ab	26,52a	7,04a	18,00a	21,00b	6,80a	81,00a	2620,6a
75	5,85a	0,07b	24,95a	2,10b	15,00a	18,75b	0,75b	30,00c	1475,4a
90	6,12a	0,06b	18,35a	1,60b	27,50a	31,25ab	2,00b	28,75c	643,45a
média	6,14B	0,13A	19,38A	2,69B	17,00B	29,17A	3,21A	46,21A	1600,2A
CV%	4,05	2,09	6,47	9,19	10,16	9,12	8,04	9,67	7,93
320L , t ha⁻¹									
15	6,32a	0,27a	17,54a	2,50a	5,00c	11,00b	2,90bc	67,50ab	691,55a
30	6,10a	0,21ab	17,52a	0,74a	32,50a	96,00a	3,90b	36,00bc	753,94a
45	6,42a	0,20ab	18,46a	1,36a	12,00bc	15,50b	2,90bc	56,00abc	496,56a
60	6,12a	0,17abc	30,40a	4,04a	16,00abc	20,00b	7,80a	83,00a	613,55a
75	5,95a	0,08bc	29,25a	1,30a	21,25abc	23,75b	0,50c	30,00c	454,96a
90	6,20a	0,06c	19,80a	0,95a	28,75ab	32,50b	2,00bc	32,50c	591,46a
média	6,18B	0,17A	22,16A	1,81C	19,25A	33,12A	3,33A	50,83A	600,34B
CV%	6,07	8,77	7,28	9,54	5,68	10,43	10,16	5,27	9,21

TABELA 21- Valores obtidos para o crômio, e outros elementos, através da incubação aeróbia dos solos com diferentes doses de lodo crômico, no período considerado, em condições de laboratório. Continuação

PVe2-PODZÓLICO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO orto ⇒ FGA (123,52A)

	0L, t ha ⁻¹								
15	6,12b	0,03a	9,66a	1,62a	36,00a	38,00a	2,80a	15,50ab	70,19a
30	7,00a	0,00a	1,18a	0,82a	27,00ab	30,00a	1,20a	17,00ab	80,59a
45	6,57ab	0,02a	1,36a	0,58a	4,50b	7,50a	0,90a	13,50ab	75,39a
60	6,45ab	0,01a	1,20a	1,44a	15,00ab	20,00a	2,00a	44,00a	129,99a
75	6,77ab	0,00a	1,05a	0,85a	1,25b	12,50a	0,50a	2,50b	136,49a
90	6,02b	0,00a	0,60a	0,25a	15,00ab	18,75a	2,00a	10,00b	402,97a
média	6,49A	0,01C	2,51D	0,93D	16,46A	21,12B	1,57C	17,08C	149,27D
CV%	10,01	9,45	11,46	9,54	5,77	11,40	10,63	11,62	10,36
	20L, t ha ⁻¹								
15	6,20a	0,07a	11,26a	9,66a	11,00a	12,50a	3,90a	37,50ab	865,73a
30	6,32a	0,04a	5,54a	0,80b	10,00a	33,00a	1,70a	20,00bc	158,59a
45	6,35a	0,05a	6,50a	1,62b	7,50a	11,00a	2,20a	20,50bc	207,98a
60	6,07a	0,04a	10,08a	3,96ab	18,00a	22,00a	3,80a	63,00a	441,97a
75	6,12a	0,02a	7,20a	1,50b	5,00a	8,75a	0,75a	3,75c	344,47a
90	5,95a	0,02a	4,90a	0,80b	18,75a	20,00a	2,00a	15,00bc	506,96a
média	6,17C	0,04C	7,58C	3,06A	11,71B	17,87C	2,39B	26,62B	420,95C
CV%	9,47	10,11	10,93	6,33	13,07	12,21	9,86	10,99	11,66
	40L, t ha ⁻¹								
15	6,15a	0,09a	12,82a	3,22a	8,50a	10,50a	2,10ab	43,00ab	816,34a
30	6,10a	0,06a	7,64a	0,86a	16,50a	24,00a	1,50ab	24,50bc	408,17a
45	6,60a	0,10a	12,28a	1,96a	8,50a	12,50a	2,90ab	39,50abc	636,95a
60	6,05a	0,04a	11,36a	2,96a	19,00a	21,00a	7,00a	59,00a	556,36a
75	6,05a	0,03a	9,80a	1,60a	7,50a	13,75a	1,00b	7,50c	376,97a
90	5,97a	0,02a	6,40a	0,85a	22,50a	22,50a	2,00ab	15,00bc	708,45a
média	6,15C	0,06B	10,05C	1,91C	13,75B	17,37C	2,75B	31,42B	583,87C
CV%	5,49	9,87	10,87	8,57	10,11	10,94	10,62	7,64	10,93
	80L, t ha ⁻¹								
15	6,42a	0,17a	16,04a	4,86a	7,00a	10,50a	1,60b	44,50ab	4791,44a
30	6,17a	0,10a	10,80a	1,38a	30,50a	59,50a	2,60ab	26,50b	1825,06ab
45	6,50a	0,07a	9,60a	1,66a	7,00a	11,00a	3,20ab	48,00ab	761,74b
60	6,15a	0,08a	19,40a	4,86a	18,00a	20,00a	7,40a	68,00a	2121,44ab
75	6,07a	0,05a	17,50a	2,30a	8,75a	20,00a	0,50b	21,25b	708,45b
90	6,07a	0,04a	15,15a	3,85a	30,00a	32,50a	2,00ab	20,00b	3119,77ab
média	6,23B	0,08B	14,75B	3,15A	16,87A	25,58B	2,88B	38,04A	2221,32A
CV%	8,48	9,76	13,03	10,17	10,66	12,41	10,88	5,87	10,41
	160L, t ha ⁻¹								
15	6,45a	0,20a	16,04a	1,64a	6,50a	8,50b	1,80b	47,50ab	2438,62a
30	6,00a	0,14ab	15,14a	1,38a	29,50a	75,50a	4,30ab	30,50b	1068,52a
45	6,42a	0,11ab	13,18a	2,02a	13,50a	17,50b	3,30ab	64,00a	376,97a
60	6,27a	0,09ab	23,20a	7,39a	18,00a	22,00ab	8,60a	78,00a	3114,57a
75	6,05a	0,06ab	22,20a	1,60a	18,75a	22,50ab	1,25b	23,75b	760,44a
90	6,05a	0,04b	15,85a	2,40a	27,50a	30,00ab	2,00b	20,00b	1143,91a
média	6,21B	0,11A	17,60B	2,74B	18,96A	29,33A	3,54A	43,96A	1483,84B
CV%	9,27	12,79	10,49	11,19	9,47	10,14	9,54	5,92	12,57
	320L, t ha ⁻¹								
15	6,35a	0,34a	20,82b	1,68a	8,00a	12,00b	2,20b	33,00b	3795,71a
30	6,10a	0,22ab	17,66b	0,92a	31,50a	94,00a	4,80ab	33,00b	790,34ab
45	6,47a	0,23ab	20,46b	1,00a	12,50a	16,00b	3,10b	45,00b	644,75ab
60	6,17a	0,18bc	35,60a	3,36a	16,00a	20,00b	9,40a	85,00a	1060,72ab
75	6,07a	0,08bc	28,35ab	1,10a	10,00a	21,25b	1,25b	31,25b	389,97b
90	6,12a	0,06c	20,80b	0,85a	23,75a	27,50b	2,00b	20,00b	714,95ab
média	6,21B	0,19A	23,95A	1,48C	16,96A	29,33A	3,79A	41,21A	1232,74B
CV%	10,02	12,16	10,21	10,55	10,77	9,48	10,23	5,78	10,55

TABELA 21- Valores obtidos para o crômio, e outros elementos, através da incubação aeróbia dos solos com diferentes doses de Iodo crômico, no período considerado, em condições de laboratório. Continuação

PAI-PODZÓLICO AMARELO DISTRÓFICO LATOSSÓLICO ⇒ FA (123,47A)									
0L, t ha⁻¹									
15	6,22ab	0,02a	6,52a	0,96ab	11,00ab	19,00ab	0,90a	28,00b	124,79a
30	6,07bc	0,00a	0,72a	0,24bc	14,00ab	17,00ab	2,00a	32,00b	64,99a
45	6,37a	0,02a	1,70a	0,26bc	5,50b	8,50b	1,30a	46,50b	57,19a
60	5,92cd	0,01a	2,04a	1,04a	20,00a	21,00ab	3,60a	79,00a	145,59a
75	5,75d	0,00a	1,80a	0,25bc	7,50b	8,75b	0,75a	31,25b	389,97a
90	6,02bcd	0,00a	0,60a	0,20c	21,25a	23,75a	2,00a	16,25b	337,97a
média	6,06B	0,08B	2,23D	0,49C	13,21C	16,33C	1,76D	38,83C	186,75E
CV%	3,78	8,41	11,40	8,87	6,60	5,07	9,45	5,13	10,99
20L, t ha⁻¹									
15	6,22a	0,05a	9,92a	1,28a	6,00b	9,00b	1,80ab	43,00b	262,58a
30	6,07ab	0,05a	6,06a	0,46b	16,50ab	19,00ab	2,70ab	38,50b	161,19a
45	6,27a	0,04a	5,66a	0,44b	6,00b	9,00b	1,80ab	52,00b	67,59a
60	5,90b	0,03a	6,64a	0,68ab	16,00ab	18,00ab	4,60a	85,00a	218,38a
75	5,80b	0,02a	6,30a	0,35b	12,50ab	16,25ab	0,00b	40,00b	513,46a
90	6,07ab	0,01a	4,00a	0,20b	22,50a	25,00a	2,00ab	25,00b	532,96a
média	6,06B	0,03C	6,43C	0,57B	13,25C	16,04C	2,15C	47,25B	292,69D
CV%	2,92	0,36	10,53	3,36	4,81	3,63	10,12	4,16	11,24
40L, t ha⁻¹									
15	6,25a	0,08a	11,44a	1,12a	4,50b	8,00b	1,50b	44,00bc	457,56a
30	6,02a	0,07a	8,16a	0,34b	16,00ab	20,00ab	2,60ab	43,00bc	270,38a
45	6,05a	0,04a	6,04a	0,42ab	6,50b	9,50b	2,20ab	64,00ab	140,39a
60	5,70b	0,03a	7,16a	0,36b	20,00a	20,00ab	5,60a	86,00a	213,18a
75	5,72b	0,02	10,30a	0,30b	13,75ab	16,25ab	0,50b	28,75c	578,46a
90	6,07a	0,01a	4,55a	0,35b	23,75a	26,25a	2,00ab	25,00c	513,46a
média	5,97C	0,04C	7,94C	0,48C	14,08C	16,67C	2,40C	48,46B	362,24D
CV%	2,07	9,66	11,08	3,26	5,29	3,99	9,97	4,92	11,43
80L, t ha⁻¹									
15	6,35a	0,14a	12,78a	1,68a	2,50c	5,00c	2,30ab	44,00bc	1682,07a
30	6,15ab	0,09a	10,28a	0,44b	16,50ab	20,00ab	4,10ab	42,50bc	870,93a
45	6,25a	0,09a	10,98a	0,72b	8,00bc	11,50bc	4,10ab	64,00b	597,95a
60	5,90bc	0,05a	12,84a	0,60b	20,00a	21,00ab	5,80a	104,00a	774,74a
75	5,77c	0,04a	14,60a	0,30b	13,75abc	13,75abc	1,00b	51,25bc	1085,42a
90	6,10ab	0,02a	9,50a	0,40b	23,75a	26,25a	2,00b	30,00c	792,94a
média	6,09B	0,07B	11,83B	0,69A	14,08C	16,25C	3,22B	55,96A	967,34C
CV%	2,54	9,57	10,37	4,97	4,96	4,06	5,76	4,10	11,55
160L, t ha⁻¹									
15	6,47a	0,28a	16,28a	1,62a	5,00c	7,50b	2,20bc	30,50c	6959,68a
30	6,15bc	0,13b	13,10a	0,48b	14,50bc	19,50ab	5,50ab	62,00b	1047,72b
45	6,35ab	0,16ab	16,28a	0,60b	10,50bc	13,00b	4,40ab	63,50b	1775,67b
60	6,02c	0,09b	20,68a	0,72b	20,00ab	21,00ab	7,40a	95,00a	1320,70b
75	5,95c	0,05b	21,80a	0,25b	15,00bc	15,00ab	0,50c	33,75bc	1423,39b
90	6,10bc	0,03b	14,30a	0,40b	27,50a	28,75a	2,00bc	32,50bc	1332,40b
média	6,17B	0,12A	17,07A	0,79A	15,42B	17,46B	3,67B	52,87A	2309,93A
CV%	2,92	6,43	11,22	4,92	3,35	3,15	7,55	4,51	4,70
320L, t ha⁻¹									
15	6,50a	0,20a	14,84b	1,10a	8,00c	10,50b	2,10c	33,50d	3741,12a
30	6,27abc	0,17a	16,88ab	0,52ab	15,00bc	19,00ab	6,10ab	68,50b	1942,05a
45	6,37ab	0,13a	14,46b	0,66ab	16,00bc	20,00ab	4,50bc	65,50bc	883,93a
60	6,07cd	0,15a	29,12a	0,92ab	20,00ab	20,00ab	8,60a	100,00a	1268,70a
75	5,95d	0,07a	27,05ab	0,35b	10,00bc	12,50b	1,25c	37,50bcd	2164,34a
90	6,10bcd	0,07a	22,35ab	0,40ab	28,75a	31,25a	2,00c	35,00cd	1592,38a
média	6,21A	0,13A	20,78A	0,66A	16,29A	18,87A	4,09A	56,67A	1932,09B
CV%	2,18	7,71	2,64	4,55	3,62	2,30	7,58	4,38	8,87

TABELA 21- Valores obtidos para o cromo, e outros elementos, através da incubação aeróbia dos solos com diferentes doses de lodo crômico, no período considerado, em condições de laboratório. Continuação

LAd-LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO ⇒ A (90,89C)									
	0L, t ha ⁻¹								
15	6,12b	0,02a	8,32a	1,82a	6,50bc	11,00ab	0,60c	36,00ab	18,20a
30	6,02b	0,01a	0,86a	0,30b	9,00abc	15,00ab	3,30ab	25,00b	72,79a
45	6,80a	0,02a	1,38a	0,38b	4,50c	7,00b	1,00bc	40,00ab	70,19a
60	5,80b	0,00a	1,76a	0,64b	19,00a	20,00a	3,80a	62,00a	114,39a
75	5,87b	0,00a	3,10a	0,40b	3,75c	6,25b	0,25c	11,25b	415,97a
90	6,15b	0,00a	0,90a	0,20b	17,50ab	18,75ab	2,00abc	15,00b	454,96a
média	6,13B	0,008D	2,72D	0,62A	10,04C	13,00C	1,82C	31,54C	191,08E
CV%	7,74	7,96	9,43	4,21	9,18	6,54	10,95	7,25	11,41
	20L, t ha ⁻¹								
15	6,17ab	0,04a	9,64a	1,74a	8,50bc	15,00abc	0,90c	30,00b	161,88a
30	6,05abc	0,05a	5,40a	0,40b	9,00bc	17,50abc	3,70ab	24,50b	194,98a
45	6,35a	0,05a	5,96a	0,42b	7,50bc	10,50bc	1,60bc	80,50a	62,39a
60	5,67c	0,03a	6,60a	0,56b	18,00ab	20,00ab	5,40a	73,00a	228,78a
75	5,75bc	0,02a	6,10a	0,40b	5,00c	6,25c	0,50c	30,00b	630,45a
90	5,97bc	0,02a	4,40a	0,20b	22,50a	26,25a	2,00bc	21,25b	597,95a
média	5,99C	0,03C	6,35C	0,62A	11,75B	15,92B	2,35B	43,21B	312,74D
CV%	4,42	8,41	10,40	3,23	10,03	5,23	10,72	6,13	10,55
	40L, t ha ⁻¹								
15	6,20ab	0,07a	11,30a	0,90a	4,00c	8,50b	1,50b	31,50b	454,96a
30	5,97ab	0,05a	6,28a	0,30a	9,50bc	17,50ab	2,90b	27,00b	213,18a
45	6,27a	0,07a	8,20a	0,38a	7,50bc	11,50b	2,10b	54,00ab	135,19a
60	5,75b	0,03a	9,48a	0,72a	16,00ab	20,00ab	6,40a	76,00a	296,38a
75	5,80ab	0,03a	10,90a	0,40a	7,50bc	12,50b	0,75b	25,00b	740,94a
90	5,95ab	0,02a	6,55a	0,20a	22,50a	26,25a	2,00b	21,25b	649,95a
média	5,99C	0,04C	8,78C	0,48B	11,17B	16,04B	2,61B	39,12B	415,10C
CV%	3,95	9,02	10,35	6,81	5,26	3,60	10,47	5,90	11,36
	80L, t ha ⁻¹								
15	6,45a	0,10a	12,88a	0,88a	8,00b	13,00b	0,90c	40,00b	1078,92a
30	6,05ab	0,07a	8,72a	0,28a	9,00b	17,50ab	3,80b	29,50b	787,74a
45	6,37a	0,09a	10,84a	0,42a	6,00b	8,50b	2,50bc	78,00a	197,58a
60	5,82b	0,06a	12,28a	0,72a	17,00ab	20,00ab	6,80a	75,00a	426,37a
75	5,87b	0,04a	16,55a	0,40a	11,25b	12,50b	0,75c	33,75b	1533,88a
90	6,02ab	0,03a	8,80a	0,20a	26,25a	28,75a	2,00bc	25,00b	864,43a
média	6,10B	0,06B	11,68B	0,48B	12,92B	16,71B	2,79B	46,87A	814,85B
CV%	4,40	9,43	9,67	8,53	4,51	4,21	10,18	5,20	10,91
	160L, t ha ⁻¹								
15	6,55a	0,15a	16,44ab	0,96a	4,00c	8,00b	1,30c	37,00bc	2108,44ab
30	6,17abc	0,10a	11,82b	0,34a	9,00bc	18,50b	4,10b	48,00abc	1232,31ab
45	6,45ab	0,11a	13,80ab	0,44a	7,50c	10,00b	3,00bc	70,00a	397,77b
60	5,97bc	0,13a	26,12a	0,60a	19,00ab	20,00ab	7,40a	63,00ab	2818,19a
75	5,95c	0,07a	24,95ab	0,40a	7,50c	10,00b	0,75c	35,00bc	1618,38ab
90	6,10abc	0,04a	15,40ab	0,20a	27,50a	31,25a	2,00bc	27,50c	981,43b
média	6,20A	0,10A	18,09A	0,49B	12,42B	16,29B	3,09A	46,75A	1526,08A
CV%	3,80	8,78	13,95	7,85	6,45	4,67	9,76	2,33	6,23
	320L, t ha ⁻¹								
15	6,22a	0,17ab	16,96ab	0,90a	12,50bc	18,00ab	1,30bc	29,50c	1570,28a
30	6,05a	0,08bc	9,98b	0,38a	9,00bc	17,50ab	3,80b	38,00abc	839,74a
45	6,32a	0,22a	20,14ab	0,46a	7,00c	11,00b	3,30bc	64,50ab	519,96a
60	6,05a	0,10bc	25,56a	0,68a	19,00ab	21,00ab	7,60a	68,00a	1502,69a
75	5,90a	0,07bc	27,15a	0,40a	17,50abc	21,25ab	1,00c	35,00bc	1221,91a
90	6,15a	0,05c	15,50ab	0,20a	26,25a	30,00a	2,00bc	27,50c	961,93a
média	6,11B	0,12A	19,21A	0,50B	15,21A	19,79A	3,17A	43,75B	1102,75B
CV%	5,49	6,85	11,58	9,42	2,84	2,11	9,28	3,18	10,22

Legenda : FG= textura franco argilosa; FGA= textura franco argiloarenosa; FA= textura franco arenosa; A= textura arenosa. Médias seguidas com uma mesma letra minúscula ou maiúscula nas colunas (período dentro de cada concentração), não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey a 5%. Os valores entre parêntesis após o tipo de solo, correspondem às médias por solo. L= lodo crômico; pH (H₂O) = pH solúvel em água; CE = condutividade elétrica; Ca + Mg = cálcio mais magnésio trocáveis; HCO₃ = íon bicarbonato.

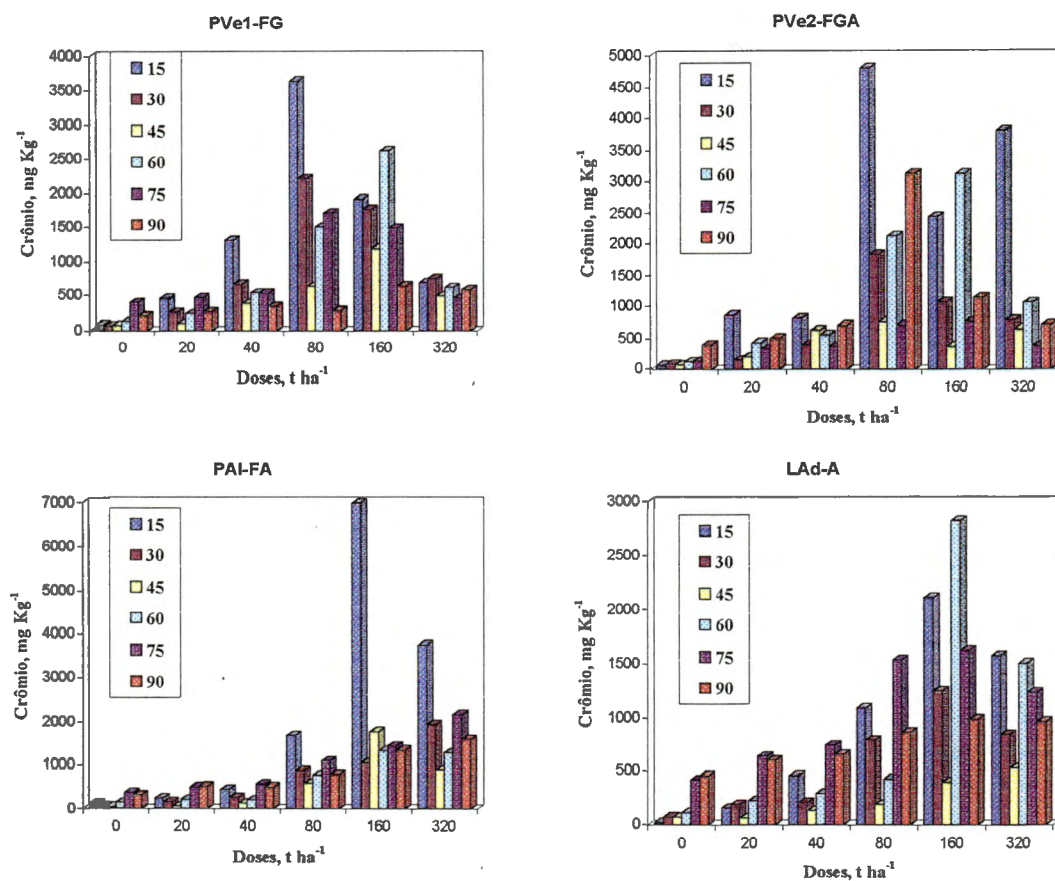


FIGURA 16- Curvas de incubação do crômio, para os solos PVe1, PVe2, PAI e LAd

Os solos argilosos (PVe1 e PVe2) apresentaram uma quantidade de crômio solubilizado de 1659,9 a 2221,32 mmol dm⁻³, na dose equivalente a 80 t ha⁻¹ de lodo crômico, devido, provavelmente, à maior e mais ativa biomassa intrínseca desses solos. Os solos arenosos (PAI e LAd), apresentaram 2309,93 e 1526,08 mmol dm⁻³ de crômio solubilizado, com a dose correspondente a 160 t ha⁻¹ de lodo crômico. BARBOSA (1996) e BARTLETT & KIMBLE (1976a) ressaltaram que a adsorção do crômio por argilas é dependente do pH do solo; com a elevação do pH a adsorção do Cr(III) aumentava e, conseqüentemente, a sua concentração em solução diminuía.

Os valores de pH encontrados durante os períodos de incubação, para todos os solos, ficaram na faixa recomendável para a maioria das culturas, indicando, assim, que o crômio disponível é o trivalente, pois, segundo SHIVAS (1980), em pH > 6,0 o crômio hexavalente é reduzido a trivalente. De acordo com SILVA (1989), JAMES & BARTLETT (1983) e CARY et al. (1977a), o crômio (III) é quase que totalmente precipitado em pH 5,5, deixando seus compostos muito estáveis nos solos.

KABATA-PENDIAS & PENDIAS (1984), afirmaram que o comportamento do crômio é governado pelo pH do solo e pelo potencial redox. Utilizando 500mV de potencial redox, observaram que em pH =5,0 o Cr³⁺ predominava, em pH entre 5,0 e 7,0 havia a presença do Cr(OH)₃ e, em pH > 7,0 a predominância era do Cr⁶⁺.

De maneira geral, houve uma redução da solubilidade do crômio até os 45 dias de incubação para, em seguida, apresentar um aumento. Nesse período o crômio estaria ocupando a maioria das cargas negativas do complexo de troca dos solos, ficando os outros elementos em solução, apesar de não apresentarem comportamento padronizado entre eles. Os solos PVe2 (123,52 mmol dm⁻³) e PAI (123,47 mmol dm⁻³) foram os que apresentaram as maiores médias para a incubação do lodo crômico, independente das doses utilizadas.

4. 5 Avaliação agrônômica do lodo rico em crômio (Experimento 5)

A adição de uma dose equivalente a 40 t ha⁻¹ de composto urbano induziu o abaixamento da condutividade elétrica dos solos, favorecendo o processo físico-químico da sorção do crômio nos sítios de troca ocupados pelos íons sódio e potássio, independente do pH. Esse comportamento pode ser observado, com maior ênfase, nos solos arenosos devido aos menores teores de argila e matéria orgânica e, conseqüentemente, menor CTC (Tabelas 22 e 23; Figura 17).

Os teores de nitrogênio e fósforo absorvidos pelas parte aérea e raiz do milho, nos solos PVe1 e PVe2, foram sempre superiores aos das respectivas testemunhas, na ausência e na presença de composto urbano, desde a aplicação da dose correspondente a 40 t ha⁻¹ de lodo crômico. O mesmo não se observou nos solos

TABELA 22- Valores de pH, condutividade elétrica e teores de crômio total obtidos para os solos, antes (A) do plantio e depois (D) da coleta, do experimento em casa de vegetação

Doses	PVe1						PVe2						PAI						LAd					
	pH		CE		Cr		pH		CE		Cr		pH		CE		Cr		pH		CE		Cr	
	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D
t ha ⁻¹	1: 2,5		S m ⁻¹		mg kg ⁻¹		1: 2,5		S m ⁻¹		mg kg ⁻¹		1: 2,5		S m ⁻¹		mg kg ⁻¹		1: 2,5		S m ⁻¹		mg kg ⁻¹	
0L	6,3b	5,6b	5,8a	4,7a	0,4a	0,4a	6,4a	5,9a	8,6a	5,9b	0,4a	0,3a	6,1a	5,4b	4,4a	5,8a	0,2a	0,6a	4,7a	4,9b	6,7a	7,4a	0,1a	0,4a
40L	6,3b	5,9b	8,8a	9,3	41,9a	36,7a	6,4a	6,0b	6,8a	11,3a	37,4a	27,1a	6,4a	6,1a	6,2a	7,6a	30,0a	34,5a	5,8a	6,4a	6,4a	9,0a	23,4a	47,2a
80L	6,4b	6,2b	9,7a	9,3a	73,4a	50,0a	6,5a	6,3a	11,2a	13,3a	63,4a	75,5	6,5a	6,4a	6,9a	4,9a	36,0a	47,5b	6,1a	6,4a	5,9a	10,3a	33,9a	60,3a
160L	6,3b	6,5a	9,9a	10,1b	78,9a	49,6b	6,3a	6,3a	14,9a	13,3a	74,5a	121,2a	6,2a	6,6a	7,9a	6,7a	64,5a	85,1b	6,4a	6,6a	6,6a	7,2a	35,9a	88,2b
320L	6,3b	6,4b	10,6a	6,6a	80,9a	128,0a	6,3a	6,3b	12,6a	7,2b	76,9a	406,7a	6,2a	6,6a	8,2a	8,3a	72,5a	180,0a	6,4a	6,6a	8,2a	8,4a	58,9a	193,3b
média	6,3B	6,1B	4,0A	8,0B	55,7B	52,9A	6,4A	6,1B	10,8A	7,5B	50,5B	126,2A	6,3A	6,2A	6,7A	6,6A	40,6B	69,5B	5,9B	6,2A	6,8A	8,5A	30,5B	77,8B
0L+0C	6,4a	6,1a	5,5a	5,0a	1,7a	0,4a	6,4a	6,1a	7,0a	7,9a	0,9a	0,5a	6,3a	6,2a	0,3a	6,0a	0,7a	2,5a	5,8a	5,4a	3,6a	6,5a	0,7a	2,8a
40L+0C	6,4a	6,2a	7,4a	8,2a	64,9a	43,0a	6,4a	6,3a	5,1a	11,9a	42,4a	24,1a	6,4a	5,7	5,9a	7,8a	31,0a	31,9a	6,4a	6,2b	6,3a	9,7a	26,4a	42,0a
80L+0C	6,6a	6,4a	8,4a	8,0a	88,9a	56,2a	6,5a	6,1a	8,6a	14,7a	76,4a	27,0b	6,5a	6,3a	6,7a	6,5a	45,0a	71,3a	6,5a	6,4a	5,7a	8,0a	34,4a	63,3a
160L+0C	6,6a	6,3b	9,0a	14,5a	87,4a	62,3a	6,5a	6,5a	10,8a	11,1b	79,9a	40,4b	6,4a	6,7a	6,9a	6,0a	66,5a	133,7a	6,3a	6,7a	6,6a	6,2a	37,9a	207,3a
320L+0C	6,5a	6,6a	9,8a	7,5a	88,9a	27,0b	6,5a	6,5a	10,8a	9,2a	82,4a	142,7b	6,4a	6,7a	7,9a	6,8a	78,4a	130,0b	6,3a	6,7a	6,8a	7,7a	64,9a	273,3a
média	6,5A	6,3A	8,0B	8,6A	66,4A	37,8B	6,5A	6,3A	8,5B	10,9A	56,4A	46,9B	6,4A	6,3A	5,5B	6,6A	44,3A	73,9A	6,3A	6,3A	5,8B	7,6B	32,9A	117,7A
CV%	2,6	1,18	9,87	12,43	10,23	12,46	2,98	1,92	10,33	10,09	10,11	9,85	3,02	2,84	10,98	12,84	11,09	14,18	2,05	1,46	9,89	9,55	10,98	12,74

PVe 1 e 2 = Podzólico Vermelho Amarelo Distrófico orto; PAI= Podzólico Amarelo Distrófico latossólico; LAd= Latossolo Amarelo Distrófico. L= lodo crômico; C= dose correspondente a 40 t ha⁻¹ de composto urbano. pH em H₂O; CE= condutividade elétrica; Cr= crômio total. Médias seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey a 1%, entre a presença e a ausência do composto urbano dentro do fator lodo.

TABELA 23- Equações de regressão polinomial para pH, condutividade elétrica e teor de crômio total para os solos utilizados, na presença e na ausência de composto urbano

EQUAÇÕES DE REGRESSÃO		R ² (%)
PVe1-PODZÓLICO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO orto ⇒ FG		
pH - Y _S = 5,575898 + 0,0087382X - 0,00001928X ²		99,90**
Y _C = 6,094359 + 0,0023141X - 0,000024X ²		90,12**
CE - Y _S = 5,681179 + 0,0607834X - 0,00018252X ²		83,41**
Y _C = 5,429941 + 0,0182396X + 0,00049065X ² - 0,000001646X ³		92,95**
Cr - Y _S = 0,657963 + 1,1943586X - 0,008635X ² + 0,000019207X ³		99,98**
Y _C = 1,6066 + 1,2011347X - 0,00682652X ² + 0,00001038X ³		98,99**
PVe2-PODZÓLICO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO orto ⇒ FGA		
pH - Y _S = 5,904616 + 0,0039739X - 0,00000863X ²		88,70**
Y _C = 6,146696 - 0,0006112X + 0,0000245X ² - 0,000000059X ³		76,01**
CE - Y _S = 6,015314 + 0,1610596X - 0,0009566X ² + 0,000001453X ³		99,75**
Y _C = 7,648817 + 0,1726504X - 0,000135455X ² + 0,000002595X ³		97,10**
Cr - Y _S = 7,990564 + 0,3700673X + 0,00271177X ²		99,32**
Y _C = 9,023744 + 0,0809307X + 0,00103691X ²		97,81**
PAI-PODZÓLICO AMARELO DISTRÓFICO LATOSSÓLICO ⇒ FA		
pH - Y _S = 5,452545 + 0,019643X - 0,00010965X ² + 0,000000187X ³		99,30**
Y _C = 6,152215 - 0,0099355X + 0,00013225X ² - 0,0000003X ³		82,18**
CE - Y _S = 6,276513 - 0,0048731X + 0,00003489X ²		47,35**
Y _C = 6,211231 + 0,0354307X - 0,00036347X ² + 0,000000808X ³		56,43**
Cr - Y _S = 4,519167 + 0,5417292X		99,33**
Y _C = -4,680461 + 1,2117115X - 0,00245771X ²		98,54**
LAd-LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO ⇒ A		
pH - Y _S = 5,011872 + 0,0367896X - 0,00024014X ² + 0,000000439X ³		94,44**
Y _C = 5,465087 + 0,0196511X - 0,00009855X ² + 0,000000153X ³		98,35**
CE - Y _S = 7,235767 + 0,0876373X - 0,00082993X ² + 0,000001773X ³		93,08**
Y _C = 6,822107 + 0,0784854X - 0,00081086X ² + 0,000001794X ³		78,38**
Cr - Y _S = 10,462001 + 0,5618833X		97,65**
Y _C = -13,525897 + 1,6045051X - 0,00251684X ²		94,59**

FG= textura franco argilosa; FGA= textura franco argiloarenosa; FA= textura franco arenosa; A= textura arenosa.

S= ausência da dose correspondente a 40 t ha⁻¹ de composto urbano; C= presença da dose correspondente a 40 t ha⁻¹ de composto urbano. pH= em água, na relação 1: 2,5; CE= condutividade elétrica, S m⁻¹; Cr= crômio total, mg kg⁻¹.

**= significativo a 1% pelo teste t = r / Sr, onde Sr é o erro padrão do coeficiente de regressão.

PAI e LAd para o nitrogênio, principalmente, na absorção pela parte aérea. O fósforo absorvido pela parte aérea, na dose correspondente a 320 t ha⁻¹ de lodo crômico, no solo LAd, apresentou um alto valor (2,61 g kg⁻¹ de planta), sem traduzir em produção (Tabela 25), indicando um efeito de diluição desse nutriente no metabolismo do milho (Tabela 24). Provavelmente, a importância dessa absorção de luxo do fósforo esteja relacionada com a maior eficiência no uso do nitrogênio (2,21 g kg⁻¹ de planta) produzindo folhas com coloração verde intensa, devido ao alto teor de clorofila (Figura 18).

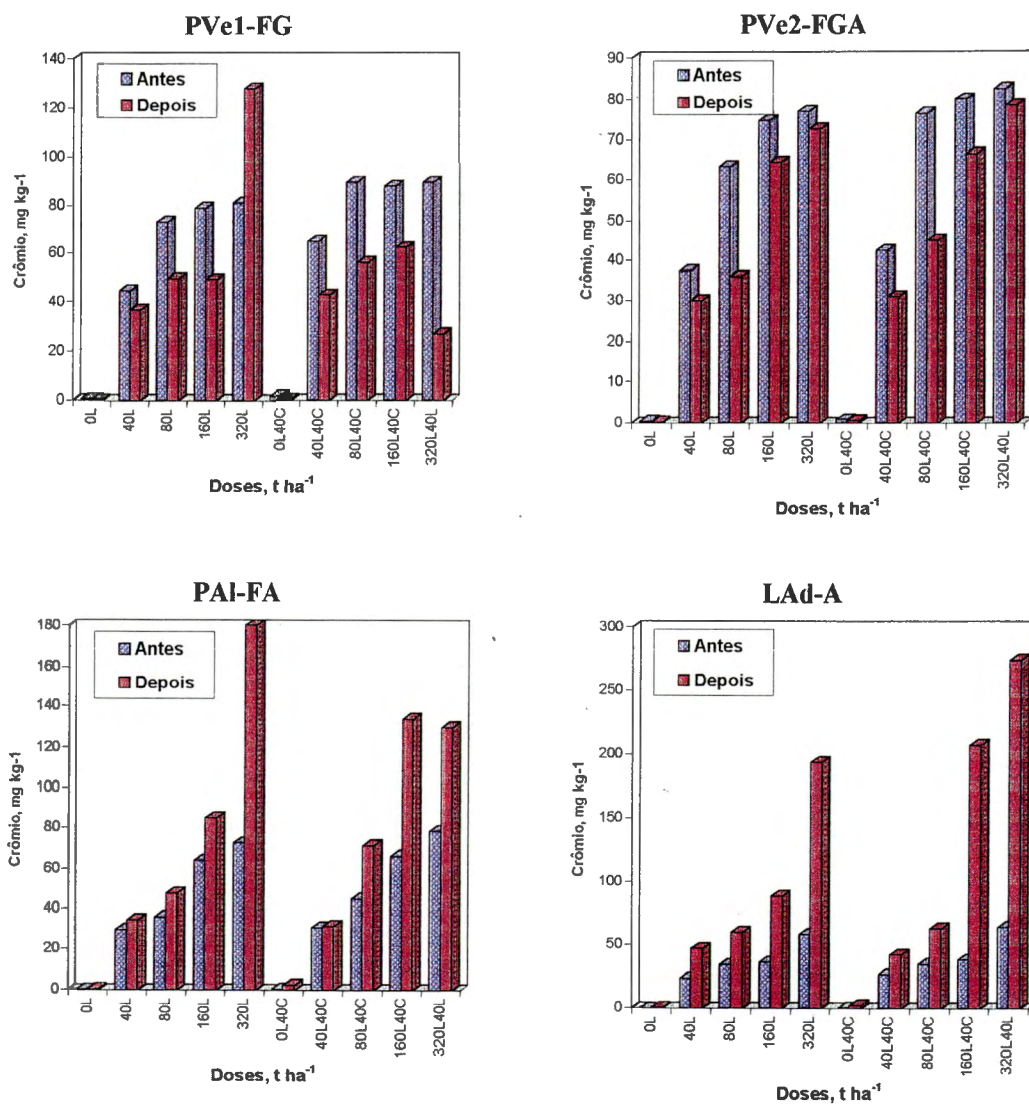


FIGURA 17- Concentração de cromo nos solos, antes do plantio e depois da coleta do experimento em casa de vegetação, na ausência e na presença de composto urbano



FIGURA 18- Aspecto geral do milho, em casa de vegetação

Em todos os solos, com ou sem composto urbano, os teores de potássio, cálcio, magnésio e sódio absorvidos pela parte aérea, apresentaram comportamentos semelhantes, diminuindo até a dose de 80 t ha⁻¹ de lodo crômico, para aumentar esses teores com a dose de 160 ou 320 t ha⁻¹. O potássio interage com quase todos os outros nutrientes essenciais às plantas, sendo mais exigido do que qualquer outro nutriente, exceto o nitrogênio. O cálcio desempenha papéis importantes na vida da planta (desenvolvimento das raízes, formação da parede celular, aumento da absorção de outros nutrientes) embora as quantidades de cálcio nela contidas não sejam tão elevadas quanto as de nitrogênio e potássio. O milho é uma planta muito exigente em magnésio, que é um dos componentes da clorofila, o pigmento responsável pela fotossíntese e pela coloração verde das plantas. Se as plantas estiverem deficientes de fósforo, o magnésio pode ser absorvido pelas raízes mas, não pode ser translocado para as partes superiores, o que não ocorreu nesse experimento (Tabela 24).

Os micronutrientes zinco e cobre absorvidos pelas parte aérea e raiz do milho, em todos os solos, na presença e na ausência de composto urbano, não apresentaram comportamento regular, e sim, uma tendência a serem mais absorvidos nas maiores doses de lodo crômico e na ausência de composto. Percebe-se, também, que muito do zinco e do cobre absorvidos devem estar associados à matéria orgânica adicionada ao solo. A interação negativa do cobre com outros nutrientes, como nitrogênio, fósforo, ferro e zinco, podem reduzir a absorção do cobre (Tabela 24).

Em relação ao ferro, nota-se sua permanência quase toda na raiz, em todos os solos estudados, corroborando com a opinião de MALAVOLTA (1976), que sugere um equilíbrio entre o ferro e o cobre e o manganês, para a determinação da sua disponibilidade, a fim de exercer a função de carregador de oxigênio, apesar de não se translocar facilmente (Tabela 24).

TABELA 24- Nutrientes absorvidos pela parte aérea (PA) e pela raiz (R) do milho, após 35 dias de cultivo em casa de vegetação

Doses	Nitrogênio		Fósforo		Potássio		Cálcio		Magnésio		Sódio		Zinco		Cobre		Ferro		Manganês		Crômio	
	PA	R	PA	R	PA	R	PA	R	PA	R	PA	R	PA	R	PA	R	PA	R	PA	R	PA	R
t ha ⁻¹	g kg ⁻¹ de planta																					
PVe1-PODZÓLICO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO orto ⇒ FG (PA=7,64C; R=29.15C)																						
0L	2,71a	0,94a	0,03a	0,007a	3,77b	0,09a	1,05a	0,16b	0,34a	0,05a	0,26a	0,10a	50,67a	18,67b	7,67a	3,33b	25,33b	616,67b	143,33a	52,67b	0,09a	0,18 ^a
40L	3,31a	1,19a	0,08a	0,03a	3,17b	0,32a	0,65a	0,62b	0,31a	0,19a	0,49a	0,27a	47,33a	76,00a	8,33a	4,67b	20,00a	923,33a	108,33a	245,00a	0,49a	17,00a
80L	3,19a	1,37a	0,07a	0,05a	2,81a	0,34a	0,65a	0,39b	0,26a	0,14a	0,51b	0,39a	43,33a	48,33a	11,00a	4,00a	23,67a	833,33a	103,33a	144,00a	1,70a	28,33a
160L	3,50a	1,63a	0,07b	0,05a	2,20a	0,26a	0,57a	0,25b	0,26a	0,10a	0,95a	0,29a	49,33a	43,67a	15,33a	3,00a	896,67a	670,00a	110,00a	162,33b	16,67a	44,00a
320L	2,74a	1,37a	0,06a	0,04a	2,83a	0,44a	0,64a	0,09b	0,26b	0,15a	0,46a	0,44a	50,33a	75,00a	24,33a	13,00a	920,00a	940,00a	200,00a	208,67a	26,83a	74,17a
média	3,09B	1,30A	0,06A	0,04A	2,96B	0,29A	0,71B	0,30B	0,29A	0,13B	0,53B	0,30A	48,20B	52,33B	13,33A	5,60B	377,12A	796,7B	133,00A	162,53B	9,16A	32,74A
0L40C	2,64a	1,05a	0,03a	0,02a	5,53a	0,16a	1,16a	0,58a	0,32a	0,12a	0,24a	0,16a	51,33a	62,00a	7,67a	39,67a	126,67a	903,33a	116,67a	178,33a	0,06b	0,13b
40L40C	3,29a	1,29a	0,05b	0,03a	3,87a	0,33a	0,69a	0,69a	0,25b	0,23a	0,43a	0,31a	47,00a	86,33a	4,67a	54,00a	20,00a	946,67a	131,67a	188,33a	0,43b	13,33b
80L40C	3,21a	1,38a	0,07a	0,03a	2,83a	0,27a	0,58a	0,46a	0,26a	0,12a	0,81a	0,29a	56,00a	43,33a	8,33a	10,67a	43,33a	740,00a	120,00a	165,00a	0,77b	27,33b
160L40C	3,82a	1,31a	0,09a	0,05a	2,02a	0,23a	0,52a	0,40a	0,24a	0,13a	0,94a	0,26a	62,00a	33,67a	8,00b	4,33a	640,00b	683,33a	140,00a	270,00a	11,00b	36,00b
320L40C	3,44a	1,41a	0,06a	0,03a	3,16a	0,42a	0,71a	0,45a	0,32a	0,19a	0,47a	0,44a	65,67a	52,67a	7,33b	6,67a	833,33b	940,00a	236,67a	226,67a	18,33b	51,00b
média	3,28A	1,29A	0,06A	0,03A	3,48A	0,28A	0,73A	0,51A	0,28A	0,16A	0,56A	0,29A	56,40A	55,60A	7,20B	23,07A	332,67B	842,67A	149,00A	205,67A	6,12B	25,56B
CV%	7,98	11,92	10,37	10,30	10,84	13,84	11,90	10,86	8,97	13,07	12,32	11,84	12,62	13,20	11,49	7,43	8,62	10,49	11,25	10,54	9,87	10,74
PVe2-PODZÓLICO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO orto ⇒ FGA (PA=18.48BC ; R=39.41BC)																						
0L	2,71a	0,69b	0,04a	0,02a	3,43b	0,38a	0,95b	0,77b	0,28a	0,16a	0,24a	0,23a	58,00a	82,33a	4,33b	26,67a	20,00a	1516,67a	213,33a	883,33a	0,12a	0,28a
40L	3,48a	1,43b	0,06a	0,03a	1,37b	0,36a	0,61b	0,66b	0,29a	0,16a	0,63a	0,39a	51,33a	55,33b	12,33b	21,67a	28,67a	1280,00a	153,33a	771,67a	0,93a	18,83a
80L	3,54a	1,18b	0,08a	0,04a	2,11b	0,37a	0,60b	0,53b	0,23a	0,11b	0,76a	0,20b	50,67b	37,00b	10,00b	13,00b	728,33a	830,00a	203,33a	390,00a	1,93a	43,50a
160L	3,58a	1,60b	0,08a	0,05a	1,60b	0,39a	0,50b	0,33b	0,19b	0,12b	0,83a	0,60b	54,00a	29,67a	10,67b	11,00b	926,67a	961,67a	200,00a	288,33a	32,33a	53,00a
320L	3,80a	1,82b	1,10a	0,05b	0,96b	0,87a	0,56b	0,29b	0,18b	0,08a	0,53a	0,39a	76,00a	44,67b	22,33a	7,33a	970,00a	598,33a	400,00a	145,33a	73,00a	108,33a
média	3,42A	1,34B	0,27A	0,04B	1,89B	0,47A	0,64B	0,52B	0,23B	0,13B	0,60B	0,36B	58,00B	49,80B	11,92B	15,93B	379,33B	1037,3A	234,00A	495,73A	21,66A	44,79A

TABELA 24- Nutrientes absorvidos pela parte aérea (PA) e pela raiz (R) do milho, após 35 dias de cultivo em casa de vegetação.
Continuação

0L40C	2,45b	1,45a	0,03a	0,03a	3,67a	0,31a	1,20a	0,95a	0,29a	0,18a	0,25a	0,23a	54,00a	94,67a	18,33a	29,33a	23,33a	890,00a	166,67a	365,00b	0,10b	0,20b
40L40C	3,31b	1,56a	0,09a	0,03a	3,04a	0,35a	0,76a	0,80a	0,26a	0,18a	0,65a	0,35a	69,33a	94,33a	19,67a	22,00a	20,00a	750,00a	120,00a	286,67b	0,65b	18,00b
80L40C	3,26b	1,69a	0,07a	0,04a	3,21a	0,37a	0,90a	0,68a	0,26a	0,21a	0,72a	0,44a	76,00a	59,67a	19,67a	31,67a	33,67b	916,67a	156,67a	433,33a	1,10b	29,67b
160L40C	3,47b	2,11a	0,08b	0,05a	2,29a	0,53a	0,51a	0,58a	0,29a	0,21a	1,08a	0,90a	63,00a	42,00a	16,00a	22,00a	923,33a	920,00a	120,00b	336,67a	19,33b	37,67b
320L40C	3,49b	2,22a	0,08b	0,70a	2,38a	0,56b	0,63a	0,49a	0,25a	0,07a	0,87a	0,51a	61,67a	72,33a	14,67b	9,33a	930,00a	625,00a	176,67b	166,67a	55,33b	84,67b
média	3,20B	1,81A	0,07B	0,17A	2,92A	0,42B	0,80A	0,70A	0,27A	0,17A	0,71A	0,49A	64,80A	72,60A	17,67A	22,87A	386,07A	820,33B	148,00B	317,67B	15,30B	34,04B
CV%	6,32	13,14	8,07	11,06	10,81	13,49	12,57	12,76	13,14	12,42	8,19	11,93	10,91	12,72	11,54	10,50	5,59	13,44	14,72	13,24	9,62	10,23
PAI-PODZÓLICO AMARELO DISTRÓFICO LATOSSÓLICO ⇒ FA (PA=24,23AB ; R=46,51B)																						
0L	3,21a	1,53b	0,02a	0,03a	1,94a	0,72b	1,17a	0,70b	0,51a	0,19b	0,24a	0,84b	76,67a	22,00a	3,00a	3,67a	213,3a	630,0b	820,0a	766,7a	1,00a	0,40a
40L	3,29a	1,95a	0,79a	0,04a	3,04a	0,40b	0,24b	0,44a	0,09b	0,11a	0,27b	0,53a	14,33b	18,67a	3,33a	3,33a	20,0a	466,7a	70,0a	213,3b	1,88a	19,67a
80L	1,47b	1,99a	0,90a	4,67a	1,98a	6,78a	0,35b	0,35a	0,16b	0,03a	0,39a	0,11b	12,67b	4,67a	4,33a	3,67a	33,3b	463,3a	79,00a	22,67b	2,63a	51,33a
160L	2,73a	2,09b	0,10b	1,21a	1,97a	1,01a	0,77a	0,31a	0,29a	0,05a	0,52a	0,16a	24,67a	9,00b	4,67a	73,00a	700,0a	326,7b	91,67a	28,33a	39,50a	62,83a
320L	1,88b	2,16b	2,01a	0,08a	1,39a	0,41a	0,48a	0,35a	0,12a	0,03a	0,37a	0,11b	11,33a	91,67a	4,67a	2,33a	355,0b	443,3b	59,33a	20,33a	85,33a	116,7a
média	2,52B	1,94A	0,76A	1,21A	2,06A	1,86A	0,60A	0,37B	0,19A	0,08B	0,36B	0,35B	27,93B	29,20A	4,00B	17,20A	264,3B	466,0B	224,0A	210,3A	26,07A	50,18A
0L40C	3,21a	1,72a	0,03a	0,05a	1,57b	1,25a	1,09a	1,02a	0,26b	0,28a	0,21a	0,95a	48,00b	15,33b	3,33a	3,67a	38,00b	716,7a	193,3b	233,3b	0,12b	0,33b
40L40C	3,60a	1,57b	0,07b	0,06a	1,70b	0,72a	0,55a	0,36b	0,22a	0,09a	0,87a	0,54a	48,00a	5,33b	4,67a	3,00a	31,67a	350,0b	143,3a	313,3a	1,67b	19,17b
80L40C	3,15a	1,98a	0,06b	0,05b	1,64b	0,60b	0,63a	0,25b	0,21a	0,05a	0,32a	0,31a	32,67a	3,67a	3,67a	3,33a	156,7a	323,3b	140,0a	101,7a	1,88b	43,00b
160L40C	2,14b	2,17a	1,12a	0,06b	1,61b	0,75b	0,55a	0,31a	0,20b	0,04a	0,37a	0,17a	28,00a	12,33a	4,33a	39,67b	756,7a	433,3a	85,00a	41,67a	18,18b	52,67b
320L40C	3,12a	2,25a	2,07a	0,05a	1,06b	0,41a	0,37a	0,23b	0,09a	0,03a	0,26a	0,16a	14,67a	43,00b	5,33a	3,67a	740,0a	533,3a	66,67a	25,00a	81,67b	99,00b
média	3,04A	1,94A	0,67B	0,05B	1,52B	0,75B	0,64A	0,43A	0,20A	0,10A	0,41A	0,43A	34,27A	15,93B	4,27A	10,67B	344,6A	471,3A	125,7B	143,0B	20,70B	42,83B
CV%	8,39	1,91	4,26	6,51	2,31	7,39	12,17	7,65	15,41	13,80	8,74	6,39	11,91	8,33	12,95	8,08	13,04	9,86	11,31	7,08	10,87	10,45

TABELA 24- Nutrientes absorvidos pela parte aérea (PA) e pela raiz (R) do milho, após 35 dias de cultivo em casa de vegetação.
Continuação

Lad-LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO ⇒ A (PA=33,62A ; R=68,74A)																						
0L	3,19b	1,63b	0,03a	0,03b	2,93a	0,81b	1,01 ^a	0,79b	0,29a	0,23a	0,39a	0,54a	82,67a	17,67b	3,33a	18,00a	340,0a	446,7a	956,7a	860,0a	0,16a	0,39a
40L	3,61b	2,21a	0,08a	0,06b	1,78a	0,23b	0,43 ^a	0,22b	0,20a	0,07a	0,96a	0,38b	83,00a	23,67a	3,33a	4,33a	173,3b	453,3b	333,3a	406,7a	2,10a	24,00a
80L	3,42a	2,31a	0,05b	0,06b	2,39a	0,33b	0,68 ^a	0,28b	0,25a	0,06a	0,85a	0,17b	65,00a	7,67a	4,67a	13,33a	246,7a	483,3b	230,0a	166,7b	4,78a	76,83a
160L	2,34a	1,97a	0,07b	0,05b	1,70a	0,15b	0,38 ^a	0,25a	0,13a	0,04a	0,34a	0,24a	21,67a	4,67a	56,67a	17,00b	245,0a	600,0a	356,7a	168,7b	43,83a	92,00a
320L	2,31a	2,08a	0,09b	0,09a	1,38a	0,22b	0,42 ^a	0,35a	0,11a	0,05a	0,31a	0,18a	28,00a	82,00b	4,33a	4,67 ^a	676,7a	490,0a	545,0a	237,7b	125,7a	159,5a
média	2,97A	2,04A	0,06B	0,06B	2,04A	0,35B	0,58 ^A	0,38B	0,20A	0,09A	0,57A	0,30A	56,07A	27,1B	14,47A	11,47A	336,3A	494,7B	484,3A	367,9B	35,31A	70,54A
0L40C	3,48a	1,69a	0,03a	0,05a	2,69a	0,99a	0,88 ^a	0,94a	0,23a	0,24a	0,26a	0,19b	74,67a	47,67a	4,00a	10,67b	176,7b	343,3b	766,7b	873,3a	0,14b	0,50b
40L40C	3,98a	1,70b	0,09a	0,08a	1,84a	0,43a	0,45 ^a	0,49a	0,17a	0,07a	0,73a	0,53a	46,00b	10,67b	3,67a	4,67 ^a	273,3a	483,3a	240,0b	266,7b	1,97b	20,83b
80L40C	2,97b	2,08b	0,07a	0,08a	2,21a	0,42a	0,49 ^a	0,31a	0,20a	0,04a	0,93a	0,52a	35,67b	6,33a	4,33a	7,00b	296,7a	643,3a	166,7a	291,7a	3,55b	68,50b
160L40C	2,47a	1,87b	1,16a	0,10a	2,25a	0,50a	0,35 ^a	0,24a	0,10a	0,04a	0,33a	0,11b	19,67a	5,00a	3,00b	21,67 ^a	253,3a	600,0a	138,3b	353,7a	33,2b	85,8b
320L40C	2,21a	2,07a	2,61a	0,08b	1,29a	0,29a	0,39 ^a	0,29b	0,10a	0,05a	0,36a	0,12b	25,00a	95,67a	3,67a	4,00 ^a	330,0b	490,0a	155,0b	330,0a	120,8b	158,8b
média	3,00A	1,88B	0,79A	0,08A	2,06A	0,53A	0,51B	0,45A	0,16B	0,09A	0,52B	0,29A	40,20B	33,1A	3,73B	9,60B	266,0B	512,0A	293,3B	423,1A	31,93B	66,90B
CV%	4,17	1,11	2,04	13,09	11,63	4,18	10,25	4,50	10,76	11,14	7,22	7,67	13,65	9,00	13,17	11,60	11,05	8,29	12,52	5,13	9,06	9,89

Médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna (composto urbano dentro do fator lodo) e maiúscula (entre solos) não diferem entre si ao nível de 1% de significância. FG= textura franco argilosa; FGA= textura franco argiloarenosa; FA= textura franco arenosa; A= textura arenosa. L= lodo crômico; C= dose equivalente a 40 t ha⁻¹ de composto urbano.

Observa-se, em todos os tratamentos, que o manganês não é translocado na planta, ocorrendo com mais frequência na presença do composto urbano, aliada ao maior teor de matéria orgânica dos solos PVe1 e PVe2 (Tabela 08). A menor disponibilidade de manganês em solos com pH elevado e rico em matéria orgânica, pode estar relacionada à menor atividade microbiológica e à formação de compostos quelatados de manganês indisponíveis. Os altos níveis de cobre, ferro e zinco (Tabela 08) disponíveis no solo reduzem a absorção de manganês pelas plantas. Percebe-se, também, que os valores médios absorvidos pela parte aérea ($484,3\text{g kg}^{-1}$ de planta, no solo LAd) e pela raiz ($495,73\text{g kg}^{-1}$ de planta, no solo PVe2), encontram-se acima do teor foliar adequado para o milho, entre 30 a 150 mg kg^{-1} (Tabela 24).

O crômio absorvido ficou mais localizado na raiz do milho, em todos os solos, onde a ausência do composto urbano favoreceu essa absorção. Nota-se que a absorção do crômio foi afetada pela presença do ferro, zinco e manganês, o que está de acordo com a opinião de COUCE et al.(1985). Verifica-se, também, que a translocação do crômio para a parte aérea do milho deveu-se à presença do ferro e, principalmente, do manganês, que atuam como receptores de elétrons, provocando a oxidação do Cr(III) a Cr(VI), forma mais provável da absorção do crômio neste experimento (Tabela 24 e Figura 19). Esse comportamento, também, foi verificado por BARTLETT & JAMES (1979) em amostras de solo úmido recém coletado; por FENDORF et al. (1992), FENDORF & ZASOSKI (1992) e MANCEAU & CHARLET (1992), em pH acima de 4,0; por MIRA DAS et al.(1990) em solos de cultivo de arroz na Índia, na presença de ferro.

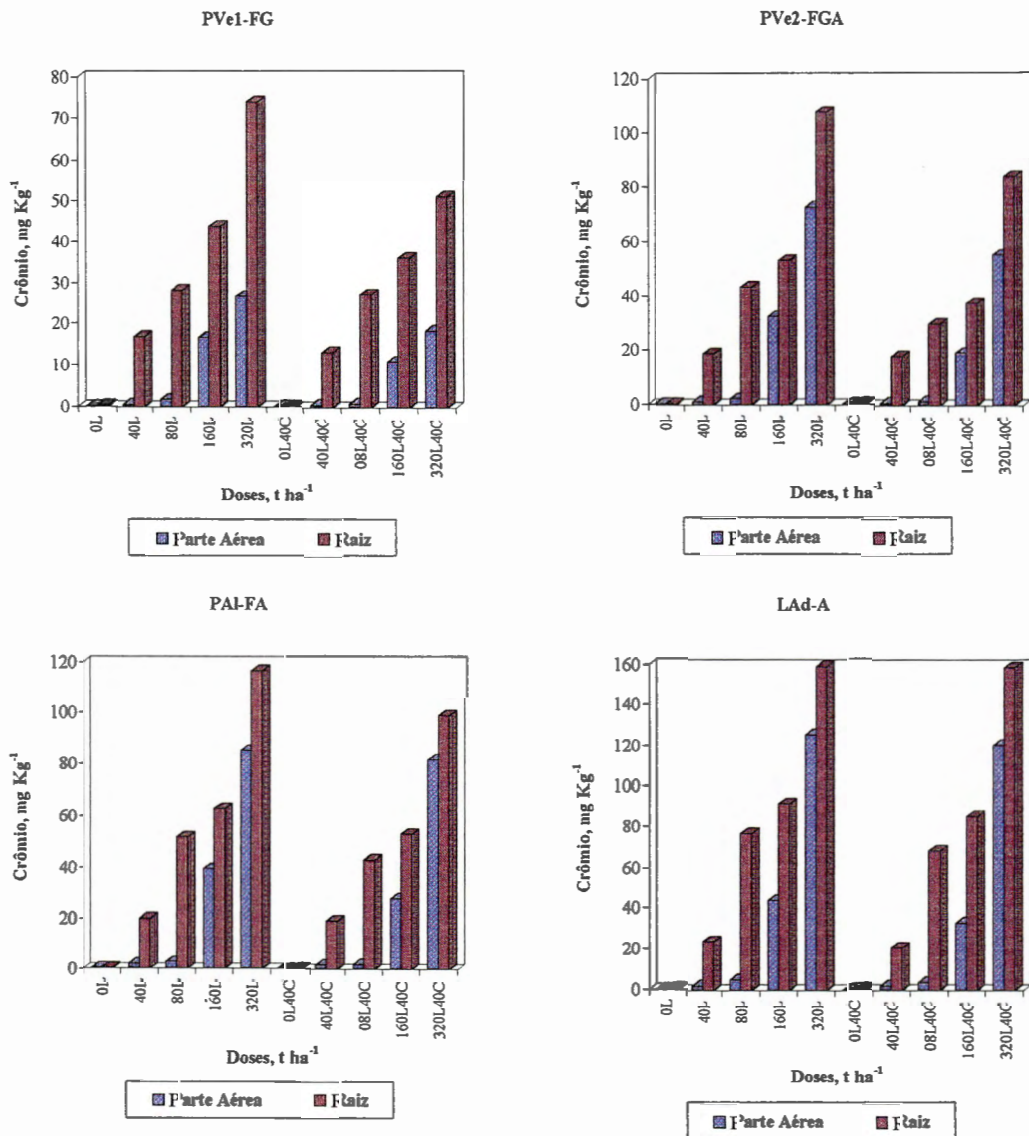


FIGURA 19- Absorção do crômio pelas parte aérea e raiz do milho, em casa de vegetação, utilizando-se os solos PVe1, PVe2, PAI e LAd

A produção de matéria seca da parte aérea e da raiz do milho, foi afetada positivamente pela presença da dose equivalente a 40 t ha⁻¹ de composto urbano, sendo maior no solo PVe1 (1,37PA e 0,62R g kg⁻¹ de solo). Observa-se, também, que a dose correspondente a 80 t ha⁻¹ de lodo crômico, na presença e ausência do composto urbano, em todos os solos, provocou a maior produção de planta, decaindo logo após, nas doses consideradas tóxicas (160 e 320 t ha⁻¹ de lodo crômico), mesmo na presença do composto urbano, que não conseguiu inibir a toxidez do crômio (Tabela 25 e Figuras 20 e 20A).

TABELA 25- Produção de matéria seca da parte aérea (PA) e da raiz (R) do milho, em condições de casa de vegetação

DOSES	PVe1		PVe2		PAI		LAd	
	PA	R	PA	R	PA	R	PA	R
t ha ⁻¹	g kg ⁻¹ de solo							
0L	1,05b	0,61b	0,94a	0,49a	0,85a	0,42b	0,76b	0,40b
40L	1,52a	0,69b	1,49a	0,68a	1,48a	0,63a	1,42a	0,50b
80L	2,16b	1,07b	2,05b	1,00b	2,01b	0,99b	2,00b	0,90b
160L	0,16a	0,12a	0,15a	0,12a	0,15a	0,10a	0,15a	0,09a
320L	0,08a	0,06a	0,06a	0,03a	0,05a	0,03a	0,05a	0,02a
média	0,99A	0,51A	0,94A	0,46B	0,91A	0,43B	0,88B	0,38C
0L40C	1,55a	0,69a	0,96a	0,55a	0,90a	0,52a	0,89a	0,50a
40L40C	1,83a	0,81a	1,54a	0,74a	1,53a	0,65a	1,49a	0,59a
80L40C	3,10a	1,35a	2,61a	1,25a	2,44a	1,16a	2,41a	1,12a
160L40C	0,26a	0,16a	0,18a	0,14a	0,17a	0,13a	0,16a	0,12a
320L40C	0,11a	0,08a	0,07a	0,07a	0,08a	0,06a	0,06a	0,05a
média	1,37A	0,62A	1,07B	0,55B	1,02C	0,50C	1,00C	0,56B
CV%	10,97	5,53	11,94	8,46	4,81	5,27	3,27	5,09

PVe 1 e 2 = Podzólico Vermelho Amarelo Distrófico orto; PAI= Podzólico Amarelo Distrófico latossólico; LAd= Latossolo Amarelo Distrófico. L= lodo crômico; C= dose correspondente a 40 t ha⁻¹ de composto urbano. Médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna (ausência e presença do composto urbano dentro do fator lodo) e maiúscula na linha (entre solos) não diferem entre si ao nível de 1% de significância.

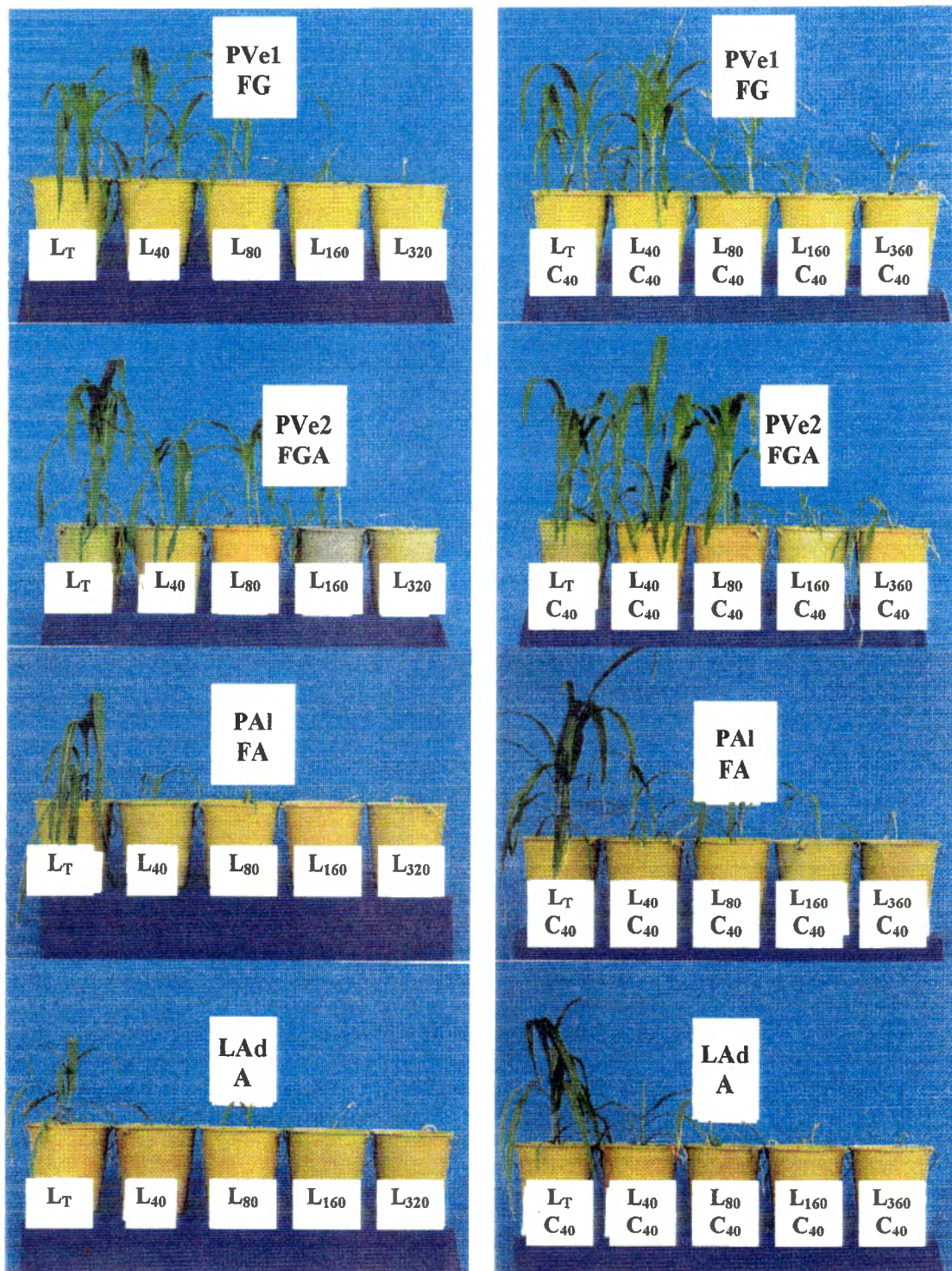


FIGURA 20- Curvas de resposta da parte aérea do milho às doses de lodo crômico empregadas, em casa de vegetação

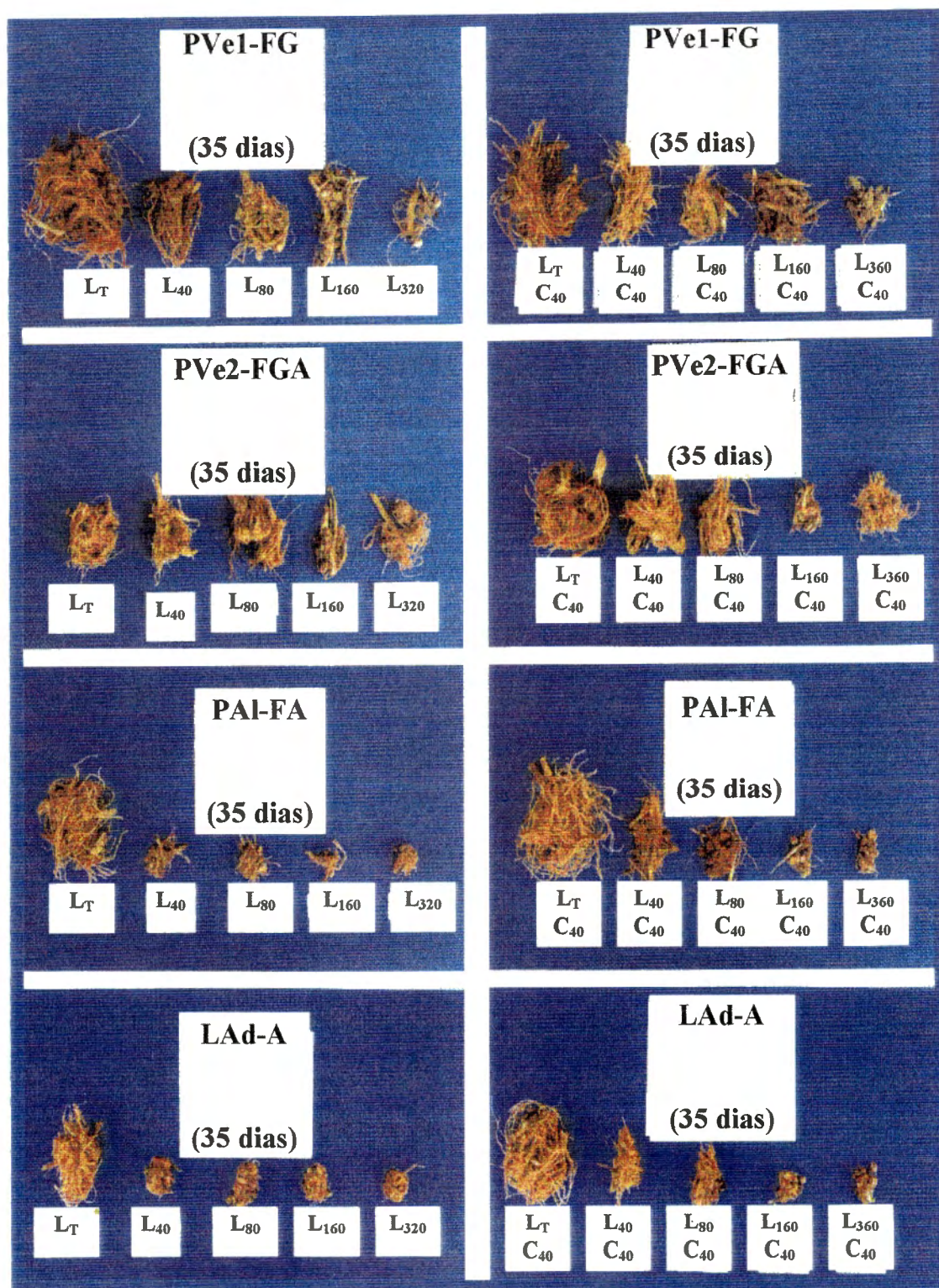


FIGURA 20A- Curvas de resposta da raiz do milho às doses de lodo crômico empregadas, em casa de vegetação

4.6 Avaliação do lodo crômico em campo (Experimento 6)

A presença do lodo crômico elevou o pH do solo de 6,4 (0L) para 7,2 quando se utilizou a dose correspondente a 80 t ha⁻¹ (80L). Essa dose foi equivalente à testemunha adicionada da dose equivalente a 40 t ha⁻¹ de composto urbano (0L40C). Observou-se, também, a elevação do pH nas doses crescentes de lodo mais composto, de 7,2 para 7,8. Houve, portanto, uma influência positiva do lodo crômico de 0,6 unidades no valor do pH (Tabela 26).

Observa-se, ainda, que a condutividade elétrica apresentou um maior valor nas maiores doses utilizadas e, com mais efetividade, na ausência de composto urbano (0,78 S m⁻¹).

Quanto ao nitrogênio total, houve efeito positivo do composto urbano, ficando a dose 80L (5,1 g kg⁻¹) equivalente às doses 40L40C (5,0 g kg⁻¹) e 80L40C (5,8 g kg⁻¹).

A adição do lodo crômico ao solo, aumentou a disponibilidade do fósforo de 1,2 vezes na dose 40L e de 3,5 vezes na dose 80L. Na presença de 40 t ha⁻¹ de composto urbano, a dose 40L40C indicou seu maior efeito (1260,60 mg kg⁻¹), pois com a dose 80L40C esse valor elevou-se apenas 68 mg kg⁻¹ (Tabela 26).

Os teores de potássio, cálcio e magnésio foram superiores na dose 80L40C (1,20 g kg⁻¹, 19,85 g kg⁻¹ e 4,80 g kg⁻¹ , respectivamente), indicando, portanto, que a presença do composto urbano favoreceu a solubilização desses elementos nutricionais.

TABELA 26- Análise química dos solos, após a coleta do milho aos 100 dias de cultivo em campo

ELEMENTO	DOSES, t ha ⁻¹					
	0 L	40 L	80 L	0 L 40 C	40 L 40 C	80 L 40 C
pH (H ₂ O);1:2,5	6,4bC	6,8bC	7,2bB	7,2aB	7,4aA	7,8aA
CE, S m ⁻¹	0,62aB	0,78aA	0,78aA	0,55bC	0,71bA	0,75bA
	g kg ⁻¹					
Nitrogênio	4,0bC	4,3bB	5,1bA	4,3aB	5,0aA	5,8aA
Potássio	2,2bD	3,9bC	8,0bB	3,0aC	8,0aB	12,0aA
Cálcio	12,00aD	14,00bC	17,50bB	12,80aD	17,55aB	19,85aA
Magnésio	2,15bC	2,25bC	4,20aA	3,65aB	4,30aA	4,80aA
Hidrogênio	1,73aD	3,71bC	5,19aA	1,63bD	4,20aB	4,20bB
Alumínio	0,25aA	0,00aA	0,00aA	0,00bA	0,00aA	0,00aA
Sódio	0,35aE	4,00aC	6,80aA	0,25aE	2,40bD	5,20bB
M.Orgânica	7,41bD	9,41bC	16,52bB	10,03aC	17,34aB	24,96aA
	mg kg ⁻¹					
Fósforo	550,59bD	685,83bC	1147,90bB	571,70aD	1260,60aA	1328,22aA
Zinco	44bB	46bB	44aB	48aA	56aA	46aB
Cobre	7,2bB	4,6bD	3,4bE	9,0aA	7,0aB	6,4aC
Ferro	240aA	220aA	140aC	220bB	180bB	120bC
Manganês	4,0aB	6,0aA	4,0aB	4,0aB	4,0bB	3,5aB
Crômio	0,26bD	19,60bC	30,00bB	0,36aD	26,00aC	38,00aA

L= lodo crômico; C= dose equivalente a 40 t ha⁻¹ de composto urbano; CE= condutividade elétrica; M.Orgânica = matéria orgânica. Médias seguidas da mesma letra minúscula na linha (composto dentro do lodo) e maiúscula na linha (entre solos) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 1%.

O sódio apresentou maior teor na dose 80L (6,80 g kg⁻¹), apesar do aumento desses valores, em ordem crescente, de acordo com as doses empregadas. Esses valores encontrados são considerados baixos, agronomicamente (Tabela 26).

Percebe-se que os valores apresentados para o hidrogênio estão elevados, independente da presença ou ausência do composto urbano, indicando, provavelmente, que a solução extratora utilizada (KCl 1N) conseguiu arrancar o H⁺ que se encontrava em ligação covalente muito forte com o oxigênio nos radicais orgânicos (COOH e C₆H₆OH) e oxi-hidróxidos de ferro [Fe(OH)₂ e Fe(OH)₃] e alumínio [Al(OH)₃] do solo utilizado (Tabela 26). O ponto relevante em relação à essa acidez não-trocável, é que ela não é detrimental ao crescimento vegetal, segundo a opinião de LOPES (1989).

Os micronutrientes zinco, cobre, ferro e manganês apresentaram valores decrescentes, na presença e na ausência do composto, nas doses de lodo crômico utilizadas, devido à influência do aumento do pH em sua disponibilidade, favorecendo assim, a precipitação na forma de hidróxidos e, a complexação e a quelatação desses elementos (Tabela 26).

Em relação ao crômio (Tabela 26 e Figura 21), nota-se que a presença do composto urbano favoreceu a sua solubilização (21,45 mg kg⁻¹), principalmente na dose 80L40C (38,00 mg kg⁻¹).

De maneira geral, a presença da dose correspondente a 40 t ha⁻¹ de composto urbano misturada com as doses 40 e 80 t ha⁻¹ de lodo crômico, influenciou a absorção dos nutrientes pelas partes do milho em campo (Tabela 27).

A raiz do milho apresentou maior concentração dos nutrientes nitrogênio (1,8 g kg⁻¹), potássio (4,0 g kg⁻¹), cálcio (4,6 g kg⁻¹), magnésio (1,2 g kg⁻¹) e ferro (990 mg kg⁻¹) na dose 80L40C, e dos micronutrientes zinco (44 mg kg⁻¹), cobre (18 mg kg⁻¹), manganês (85 mg kg⁻¹) e crômio (12,50 mg kg⁻¹) na dose 80L. O fósforo (0,3g kg⁻¹)

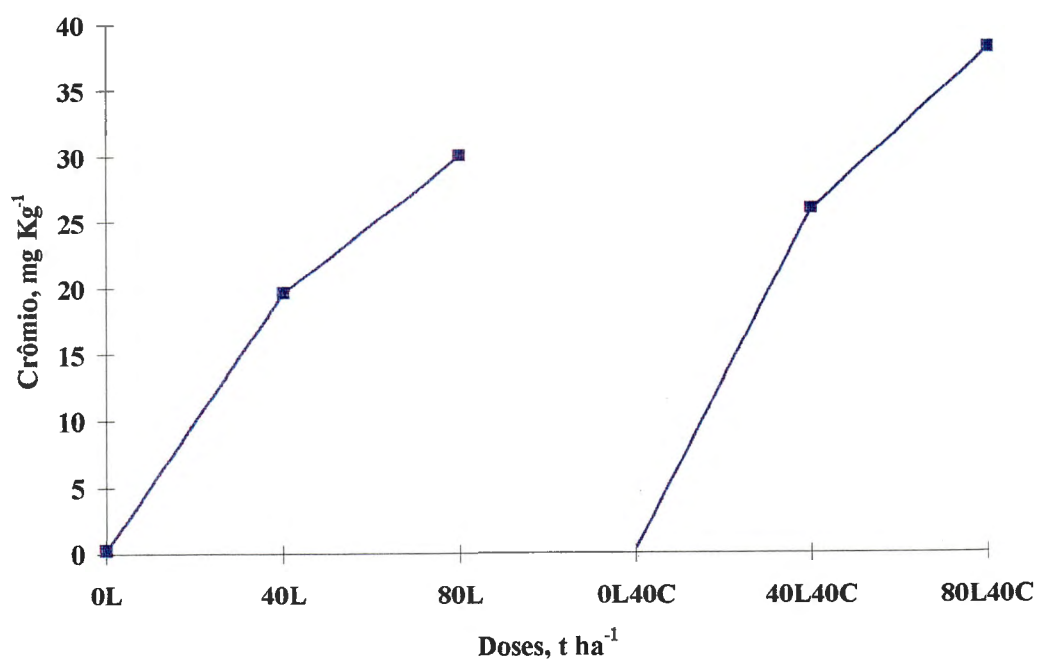


FIGURA 21- Concentração de crômio no solo, após a coleta do milho, em campo

TABELA 27- Nutrientes absorvidos pelo milho, em campo

Doses	Nitrogênio	Fósforo	Potássio	Cálcio	Magnésio	Zinco	Cobre	Ferro	Manganês	Crômio
t ha ⁻¹	g kg ⁻¹				mg kg ⁻¹ de planta					
RAIZ										
0L	1,0b	0,2a	3,7a	3,0b	0,8	40a	18a	400b	50a	0,49a
40L	1,1b	0,2a	4,2b	3,2b	0,9	42a	18a	700b	60a	9,30a
80L	1,3b	0,3a	5,6b	4,2b	1,0	44a	18a	900b	85a	12,50a
média	1,1B	0,2A	4,5B	3,5B	0,9	42A	18A	666,66B	65A	7,43A
0L40C	1,4a	0,3a	3,7a	3,8a	1,1	22b	4b	700a	20b	0,29b
40L40C	1,7a	0,3a	8,6a	4,2a	1,2	26b	6b	970a	50b	5,80b
80L40C	1,8a	0,3a	14,0a	4,6a	1,2	32b	8b	990a	75b	9,94b
média	1,6A	0,3A	8,8A	4,2A	1,2	26,66B	6B	886,7A	48,33B	5,34B
CV%	10,43	9,78	9,94	11,23	10,27	9,81	9,99	11,05	10,75	10,36
FOLHA										
0L	1,0a	0,3a	2,7b	6,6b	1,2	21a	3a	200a	20a	0,26a
40L	1,1b	0,3a	7,1b	8,8b	1,7	32a	3a	230a	35a	0,34a
80L	1,3b	0,3a	8,3b	9,4b	2,2	56a	3a	250a	40a	0,39a
média	1,2B	0,3A	6,0B	8,3B	1,7	36,30A	3A	226,7A	31,70A	0,33A
0L40C	1,0a	0,2a	3,2a	9,5a	2,4	14b	3a	90b	15b	0,14b
40L40C	1,5a	0,3a	8,3a	9,6a	2,6	16b	3a	190b	25b	0,26b
80L40C	1,9a	0,4a	8,8a	9,9a	2,9	26b	3a	240b	30bb	0,27b
média	1,5A	0,3A	6,8A	9,7A	2,6	18,70B	3A	173,3B	23,30B	0,22B
CV%	9,25	9,78	9,52	10,74	10,35	11,36	10,97	10,62	9,82	10,58
PALHA DA ESPIGA										
0L	0,5a	0,1a	3,9b	4,3a	0,8	20a	5a	110a	15a	0,13a
40L	0,5a	0,2a	4,2b	5,2a	0,9	26a	4a	160a	25a	0,15a
80L	0,5a	0,3a	4,4b	6,3a	1,0	42a	4a	170a	30a	0,15a
média	0,5A	0,2A	4,2B	5,3A	0,9	29,30A	4,33A	146,7A	23,33A	0,14A
0L40C	0,5a	0,1a	4,4a	4,4a	1,0	10b	3b	60b	15b	0,08b
40L40C	0,6a	0,2a	6,1a	5,3a	1,3	12b	3a	70b	20b	0,12b
80L40C	0,6a	0,3a	6,1a	6,4a	1,5	18b	4a	90b	25b	0,13b
média	0,6A	0,2A	5,5A	5,4A	1,3	13,30B	3,33A	73,33B	20B	0,11B
CV%	10,24	10,75	11,09	9,83	9,81	10,72	10,84	9,96	10,63	10,47

TABELA 27- Nutrientes absorvidos pelo milho, em campo. Continuação

PANÍCULA										
0L	0,9a	0,1a	0,7b	3,6b	0,8	70a	3a	370a	30a	0,11a
40L	1,0b	0,2a	1,5b	4,0b	1,0	82a	3a	230b	45a	0,14a
80L	1,0b	0,2a	1,7b	4,6b	1,1	88a	3a	210a	55a	0,18a
média	1,0B	0,2A	1,3B	4,1B	1,0	80A	3A	270B	43,30A	0,14A
0L40C	0,9a	0,2a	1,5a	5,2a	1,0a	48b	3a	370a	25b	0,03b
40L40C	1,3a	0,3a	1,7a	5,8a	1,1a	50b	3a	360a	35b	0,07b
80L40C	1,3a	0,3a	2,0a	6,2a	1,5a	66b	3a	200a	45b	0,08b
média	1,2A	0,3A	1,7A	5,7A	1,2A	54,70B	3A	310A	35A	0,06B
CV%	11,35	10,74	10,82	9,85	10,24	9,36	10,71	9,83	10,92	10,31
COLMO										
0L	0,5a	0,2a	9,3b	3,4b	0,9b	34a	3a	15a	15a	0,03a
40L	0,7a	0,3a	14,0b	4,0a	1,1a	44a	3a	20a	15a	0,09a
80L	0,7a	0,3a	15,4b	4,3b	1,2b	54a	5a	40a	25a	0,10a
média	0,6A	0,3A	12,9B	3,9A	1,1A	44A	3,70A	25A	18,30A	0,07A
0L40C	0,6a	0,2a	14,0a	3,8a	1,2a	5b	3a	15a	10b	0,02a
40L40C	0,7a	0,3a	19,8a	4,0a	1,3a	6b	3a	20a	15a	0,03b
80L40C	0,8a	0,3a	20,1a	4,6a	1,6a	18b	3b	25b	20b	0,07b
média	0,7A	0,3A	18,0A	4,1A	1,4A	9,70B	3A	20A	15A	0,04B
CV%	9,87	9,45	9,71	10,37	10,21	10,05	9,56	10,27	9,07	9,73
GRÃOS DE MILHO										
0L	3,0a	0,7a	8,6a	5,2b	2,3a	48a	4a	50a	15a	0,00a
40L	3,1a	0,7a	8,8a	5,6b	2,4a	50a	4a	70a	20a	0,00a
80L	3,2a	0,7a	9,1a	6,0b	2,5a	56a	4a	70a	25a	0,00a
média	3,1A	0,7A	8,8A	5,6B	2,4A	51,33A	4A	63,33A	20A	0A
0L40C	3,0a	0,7a	8,8a	6,3a	2,4a	42b	3b	40b	15a	0,00a
40L40C	3,2a	0,8a	9,1a	7,2a	2,6a	46b	3b	50b	20a	0,00a
80L40C	3,2a	0,8a	9,3a	8,0a	2,7a	47b	4a	60bb	20b	0,00a
média	3,1A	0,8A	9,1A	7,2A	2,6A	45B	3,33B	50B	18,33A	0A
CV%	9,82	10,22	11,01	10,62	9,29	10,20	9,88	9,37	10,04	0,28

TABELA 27- Nutrientes absorvidos pelo milho, em campo. Continuação

	SABUGO									
0L	0,6a	0,1a	4,2b	2,2b	0,3a	28a	3a	120a	15a	0,00a
40L	0,7a	0,1a	4,9b	2,6b	0,4a	44a	3a	80a	20a	0,00a
80L	0,8a	0,2a	4,9b	2,8b	0,5a	56a	4a	45b	25a	0,00a
média	0,7A	0,1A	4,6B	2,5B	0,4A	42,66A	3,33A	81,66A	20A	0A
0L40C	0,8a	0,2a	4,9a	2,3a	0,3a	20b	3a	50b	10b	0,00a
40L40C	0,8a	0,2a	5,6a	2,8a	0,4a	22b	3a	70b	20a	0,00a
80L40C	0,9a	0,3a	5,9a	3,3a	0,6a	24b	3a	80a	25a	0,00a
média	0,8A	0,2A	5,5A	2,8A	0,4A	22B	3A	66,66B	18,3A3	0A
CV%	10,09	10,02	9,21	9,34	10,23	11,02	10,52	9,44	10,56	0,25

L= lodo crômico; C= dose correspondente a 40 t ha⁻¹ de composto urbano. Médias seguidas da mesma letra minúscula e maiúscula na coluna (composto dentro do lodo), não diferem entre si pelo teste de Tukey a 1%.

não apresentou significância estatística para a presença ou ausência do composto urbano. Verifica-se que foi absorvido 12,86 mg kg⁻¹ de crômio pela raiz, correspondendo a 92,05% do teor total de absorção pelo milho (Tabela 27 e Figura 22). Esses resultados estão de acordo com as opiniões de SKEFFINGTON et al. (1976), WALLACE et al. (1976), KABATA-PENDIAS & PENDIAS (1984), MENGEL & KIRKBY (1987), WALLACE (1989) e TREBIEN (1994) que confirmaram a acumulação do crômio, predominantemente, nas raízes das plantas. HUFFMAN & ALLAWAY, citados por BARBOSA (1996), encontraram 92% de ⁵¹crômio nas raízes de feijão e 95% de ⁵¹crômio nas raízes de trigo.

As folhas do milho apresentaram maiores teores de nitrogênio (1,9 g kg⁻¹), potássio (8,8 g kg⁻¹), cálcio (9,9 g kg⁻¹) e magnésio (2,9 g kg⁻¹), na dose 80L40C, e dos micronutrientes zinco (56 mg kg⁻¹), ferro (250 mg kg⁻¹), manganês (40 mg kg⁻¹)

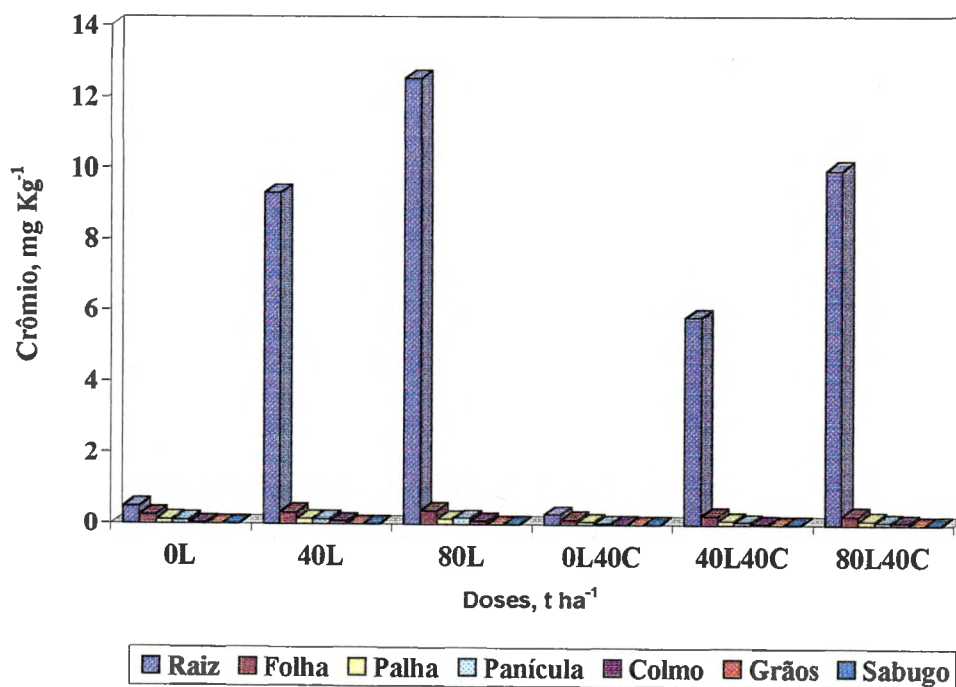


FIGURA 22- Teores de cromo absorvidos pelas partes do milho, em campo

e cromo ($0,39 \text{ mg kg}^{-1}$), na dose 80L. O fósforo ($0,3 \text{ g kg}^{-1}$) e o cobre (3 mg kg^{-1}) não indicaram teores estatisticamente diferentes com a presença ou ausência do composto urbano. Em relação à absorção do cromo pelas folhas ($0,55 \text{ mg kg}^{-1}$), observou-se que 3,94% do total absorvido ficou acumulado nesse órgão (Tabela 27 e Figura 22). ANDERSSON & NILSSON (1976), não observaram aumento da concentração de cromo no tecido vegetal; RITTER & EASTBURN (1978), encontraram teores normais de cromo nos tecidos vegetais de milho e soja; e WALLACE (1989), diagnosticou a presença restrita de cromo nas partes aéreas das plantas.

A palha da espiga do milho, na dose 80L40C, absorveu, em maior quantidade, os elementos potássio ($6,1 \text{ g kg}^{-1}$) e magnésio ($1,5 \text{ g kg}^{-1}$), e na dose 80L, os micronutrientes zinco (42 mg kg^{-1}), ferro (170 mg kg^{-1}), manganês (30 mg kg^{-1}) e cromo ($0,15 \text{ mg kg}^{-1}$). O nitrogênio ($0,6 \text{ g kg}^{-1}$), o fósforo ($0,3 \text{ g kg}^{-1}$), o cálcio ($6,4 \text{ g kg}^{-1}$) e o cobre (4 mg kg^{-1}) não apresentaram significância de absorção na presença ou ausência do composto urbano. Vale salientar que o cobre apresentou valores decrescentes, na ausência do composto urbano, ainda que não significativos estatisticamente. Provavelmente, tal elemento poderia estar retido tão fortemente no lodo crômico, que somente pequenas quantidades ficaram disponíveis à planta. Houve uma absorção de cromo ($0,25 \text{ mg kg}^{-1}$) pela palha que correspondeu a 1,79% do total absorvido pelo milho (Tabela 27 e Figura 22). Esse resultado corrobora com o fato de que o cromo não se transloca, facilmente, pela parte aérea das plantas.

A panícula do milho absorveu, com maior intensidade, os elementos potássio ($2,0 \text{ g kg}^{-1}$), cálcio ($6,2 \text{ g kg}^{-1}$), magnésio ($1,5 \text{ g kg}^{-1}$) e ferro (200 mg kg^{-1}) na dose 80L40C, e os micronutrientes zinco (3 mg kg^{-1}), manganês (55 mg kg^{-1}) e cromo ($0,18 \text{ mg kg}^{-1}$) na dose 80L. Os elementos nitrogênio ($1,3 \text{ g kg}^{-1}$), fósforo ($0,3 \text{ g kg}^{-1}$) e cobre (3 mg kg^{-1}) não apresentaram diferença estatística quanto aos teores na panícula, na presença ou ausência do composto urbano. Observa-se que o ferro foi absorvido, de modo decrescente nas doses utilizadas, independente do composto urbano, devido, provavelmente, ao pH elevado do solo (Tabela 26) que deixou o

ferro em formas insolúveis, de maneira que o milho não conseguiu utilizá-lo; ou, ao desequilíbrio entre os metais cobre e manganês; ou, ao elevado teor de fósforo no solo (Tabela 26). A absorção do crômio pela panícula ($0,20 \text{ mg kg}^{-1}$) correspondeu a 1,43% do total absorvido pela planta (Tabela 27 e Figura 22), devido à dificuldade de sua translocação pela parte aérea.

O colmo absorveu um maior teor de potássio ($20,1 \text{ g kg}^{-1}$) e magnésio ($1,6 \text{ g kg}^{-1}$) na dose 80L40C, e os micronutrientes zinco (54 mg kg^{-1}), cobre (5 mg kg^{-1}) e crômio ($0,10 \text{ mg kg}^{-1}$), na dose 80L. O nitrogênio ($3,2 \text{ g kg}^{-1}$), o fósforo ($0,3 \text{ g kg}^{-1}$), o cálcio ($4,6 \text{ g kg}^{-1}$), o ferro (3 mg kg^{-1}) e o manganês (25 mg kg^{-1}) não apresentaram diferença estatística nos teores, na presença ou ausência do composto urbano. A absorção do crômio pelo colmo ($0,11 \text{ mg kg}^{-1}$) equivaleu a 0,79% da absorção total pelo milho (Tabela 27 e Figura 22), mais uma vez indicando a restrita translocação do crômio pela parte aérea das plantas.

Os grãos de milho absorveram, na dose 80L40C, um maior teor de cálcio ($8,0 \text{ g kg}^{-1}$), e na dose 80L, de zinco (56 mg kg^{-1}), cobre (4 mg kg^{-1}) e ferro (70 mg kg^{-1}). Os elementos nitrogênio ($3,2 \text{ g kg}^{-1}$), fósforo ($0,8 \text{ g kg}^{-1}$), potássio ($9,3 \text{ g kg}^{-1}$), magnésio ($2,7 \text{ g kg}^{-1}$) e manganês (25 mg kg^{-1}) não apresentaram diferença de absorção, na presença ou ausência do composto urbano. Não se verificou absorção de crômio pelos grãos de milho (Tabela 27 e Figura 22), corroborando com a opinião de KABATA-PENDIAS & PENDIAS (1984) que mostraram a inexistência de crômio nos grãos.

O sabugo do milho absorveu um maior teor de potássio ($5,9 \text{ g kg}^{-1}$) e de ferro (80 mg kg^{-1}) na dose 80L40C, e de zinco (56 mg kg^{-1}) na dose 80L. Os nutrientes nitrogênio ($0,9 \text{ g kg}^{-1}$), fósforo ($0,3 \text{ g kg}^{-1}$), cálcio ($3,3 \text{ g kg}^{-1}$), magnésio ($0,6 \text{ g kg}^{-1}$), cobre (4 mg kg^{-1}) e manganês (25 mg kg^{-1}) não apresentaram diferença de absorção, na presença ou ausência do composto urbano. O ferro apresentou uma absorção decrescente em relação às doses utilizadas, provavelmente, devido aos mesmos

fatores já citados na panícula. Não houve absorção de cromo pelo sabugo do milho (Tabela 27 e Figura 22).

Os dados obtidos para a altura média do milho, na presença (2,77m) e na ausência (2,72m) do composto urbano, foram superiores aos encontrados (2,30m) por TABOSA et al. (1992) para a mesma cultivar utilizada neste trabalho, a CMS 36 (BR-5036)-seleção IPA (Tabelas 11 e 28).

Quanto à altura de inserção de espiga, também, se observou que os valores médios, sem composto urbano (1,48m) e com composto urbano (1,56m), foram superiores aos encontrados por TABOSA et al. (1992), cuja altura média de inserção de espiga foi de 1,25m (Tabelas 11 e 28).

TABELA 28- Medidas das alturas da planta e inserção da espiga, e peso de 100 grãos de milho, cultivar CMS 36 (BR-5036)-seleção IPA, em campo

TRATAMENTO	ALTURA, m	INSERÇÃO ESPIGA, m	PESO DE 100 GRÃOS,g
0L	2,56b	1,29b	32,77b
40L	2,71a	1,48b	35,33b
80L	2,90a	1,66a	37,66a
média	2,72A	1,48B	35,25B
0L40C	2,63a	1,40a	34,40a
40L40C	2,74a	1,61a	37,43a
80L40C	2,93a	1,67a	38,31a
média	2,77A	1,56A	36,71A
CV%	10,81	10,07	8,09

L= lodo crômico, t ha⁻¹; C= dose equivalente a 40 t ha⁻¹ de composto urbano. Médias seguidas da mesma letra na coluna (composto dentro do lodo), não diferem entre si pelo teste de Tukey a 1%.

O peso médio de 100 grãos de milho foi favorecido pela presença do composto urbano (36,71g) em relação à sua ausência (35,25g). Esses valores foram superiores ao encontrado por TABOSA et al. (1992), cujo peso médio de 100 grãos de milho foi de 32g (Tabelas 11 e 28). As doses 40L (35,33g) e 40L40C (37,43g) foram as que proporcionaram maior incremento de peso (2,56g e 3,03g, respectivamente) em relação às testemunhas (32,77g e 34,40g, respectivamente).

Nota-se que houve efeito positivo das doses de lodo crômico tanto para as alturas da planta e de inserção de espiga, quanto para o peso de 100 grãos de milho, principalmente, na ausência do composto urbano (Tabela 28), sendo a dose 80L a que proporcionou maior diferença em relação à testemunha (0,34m, 0,37m e 4,89g, respectivamente).

CUNNINGHAM et al. (1975a), observaram efeitos depressivos no crescimento do milho e do azevém, com doses iguais ou superiores a 251 t ha⁻¹ de resíduo da estação de tratamento de esgoto, contendo 2896 mg kg⁻¹ de crômio.

A produção média de matéria seca do milho (226,26g) foi, sempre, crescente em relação às doses de lodo crômico utilizadas, sendo mais efetiva na presença do composto urbano (Tabela 29; Figuras 23 e 23A).

Para a raiz, a palha da espiga, a panícula e os grãos de milho, as maiores produções foram obtidas com as doses 80L (139,11g, 62,08g, 11,55g e 32,32g, respectivamente) e 80L40C (143,74g, 65,78g, 12,53g e 32,57g, respectivamente). A panícula, também, apresentou produção significativa na dose 40L40C (11,72g).

Para a folha e o sabugo, encontrou-se os maiores valores para a produção de matéria seca com as doses 40L40C (114,36g e 221,46g, respectivamente) e 80L40C (119,17g e 245,60g, respectivamente).

O colmo apresentou 394,61g de matéria seca com a dose 80L40C.

TABELA 29- Produção de matéria seca das partes do milho, cultivado por 100 dias em campo

Doses	Raiz	Folha	Palha da Espiga	Panícula	Colmo	Grãos de Milho	Sabugo
t ha ⁻¹	g						
0L	56,68bE	75,48bC	26,89bD	10,06bC	341,49aB	15,44bC	143,60bC
40L	79,87bC	77,47bC	37,28bC	10,47bB	205,43bD	25,39bB	179,50bB
80L	139,11bA	94,31bB	62,08aA	11,55bA	252,87bC	32,32aA	198,98bB
média	91,89b	82,42b	42,08b	10,69a	266,60b	24,38b	174,03b
0L40C	68,87aD	95,80aB	45,15aB	10,77aB	339,50bB	18,54aC	187,51aB
40L40C	119,32aB	114,36aA	49,81aB	11,72aA	359,18aB	29,17aB	221,46aA
80L40C	143,74aA	119,17aA	65,78aA	12,53aA	394,61aA	32,57aA	245,60aA
média	110,64a	109,78a	50,25a	11,67a	364,43a	26,76a	218,19a
CV%	10,03	11,09	9,47	10,33	9,96	10,07	9,61

L= lodo crômico; C= dose correspondente a 40 t ha⁻¹ de composto urbano. Médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna (composto dentro do lodo) e maiúscula na coluna (entre doses) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 1%.

Observa-se que a produção média de matéria seca das partes do milho, na ausência do composto urbano (98,87g) correspondeu a 43,70% da produção total (226,26g) e, na presença do composto urbano (127,39g) a 56,30% do total (Tabela 29 e Figura 24).

Esses resultados estão de acordo com MERTZ (1969) que conseguiu um aumento na produção de uva em 21%, quando empregou 600 g ha⁻¹ de sulfato de crômio e, com SALVADOR FILHO et al. (1980), que encontraram um aumento de 21% no peso, 18% no tamanho e 21% no teor de açúcar de uvas, quando aplicaram ao solo 600.000mg ha⁻¹ de Cr₂(SO₄)₃.

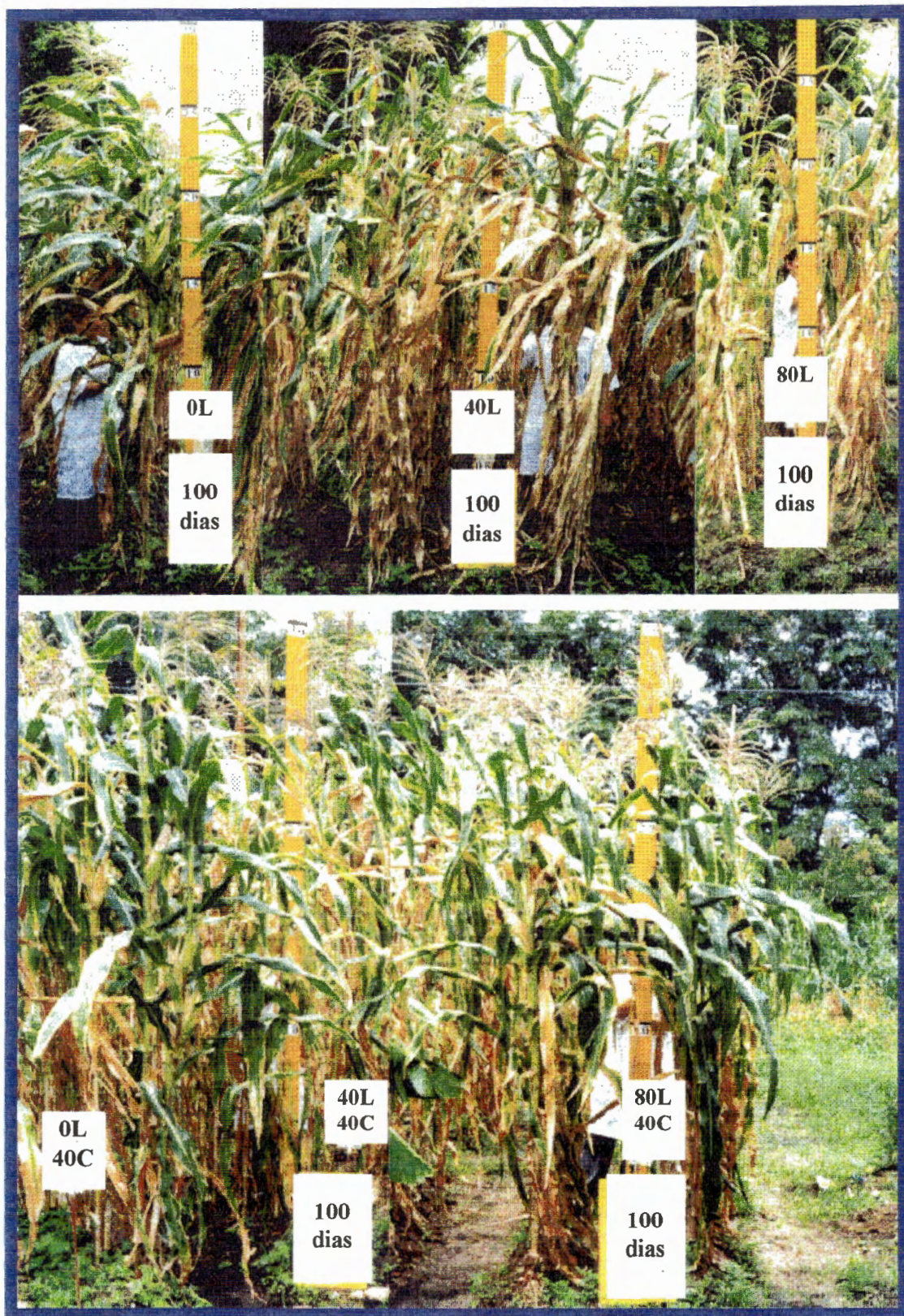


FIGURA 23- Resposta da parte aérea do milho às doses de lodo crômico empregadas, em campo

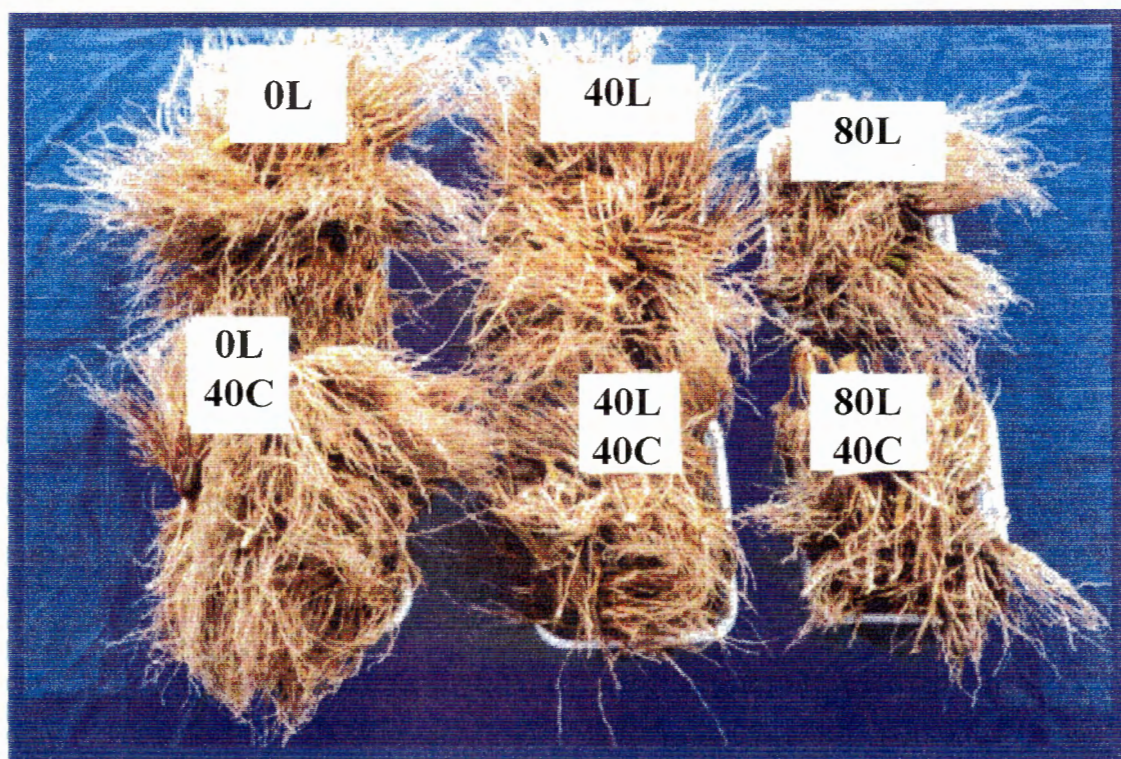


FIGURA 23A- Resposta da raiz do milho às doses de lodo crômico empregadas, em campo

Segundo HUFFMAN & ALLAWAY, citados por BARBOSA (1996), não ocorreram diferenças consistentes na produtividade, aparência e crescimento entre as plantas de alface, trigo e feijão tratadas com $3,8 \times 10^{-4} \mu\text{mol l}^{-1}$ de cromo e o tratamento testemunha.

TURNER & RUST (1971) estudaram o efeito do Cr(VI) no crescimento da soja em vasos e observaram que as doses de 30 e 60 mg kg⁻¹ provocaram a morte da planta. Já WALLACE et al. (1976), não verificaram redução na produtividade do feijão ao aplicar 50 mg kg⁻¹ de cromo ao solo.

Entretanto, MORTVEDT & GIORDANO (1975) obtiveram menor rendimento do milho com adição ao solo de 80 mg kg⁻¹ de Cr(VI), através de resíduos de esgoto. McGRATH (1982) aplicou 750 μg de cromo por grama de solo, utilizando a aveia como planta-teste e observou o aumento na absorção de Cr(III) e redução na produtividade. SARKUNAN et al. (1989), observaram que a aplicação de doses elevadas (800 e 1000 mg kg⁻¹) de Cr(VI) na cultura do arroz, reduziram a produtividade de grãos e de palhas.

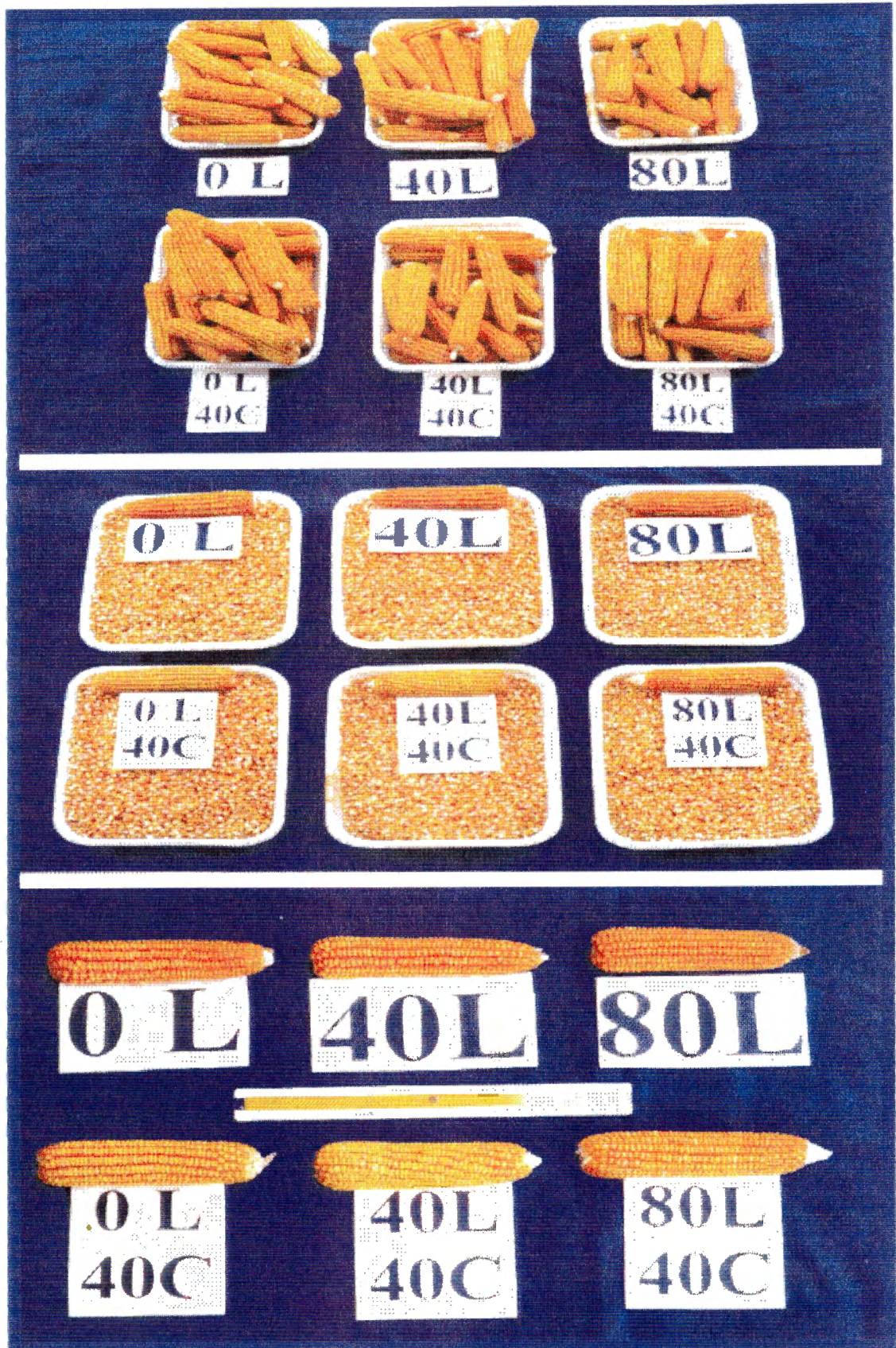


FIGURA 24- Produção de milho, em campo

5 CONCLUSÕES

Dentro das condições em que foi conduzida esta pesquisa e em face do que foi aqui apresentado e discutido, pode-se concluir que:

- os solos argilosos apresentaram maiores valores para a biomassa microbiana aos 21 dias de incubação das doses correspondentes a 20, 40, 80, 160 e 320 t ha⁻¹ de lodo crômico, enquanto que os solos arenosos mostraram maior evolução de CO₂, aos 7 e aos 14 dias de incubação. Até o período estatisticamente indicado, para os solos utilizados, houve uma tendência das menores doses de lodo crômico serem as responsáveis pela atividade da microbiota; logo após esse período, prevaleceram as maiores doses;

- a sorção do crômio nos solos foi dependente do pH, conteúdo de argila e presença de matéria orgânica e calcário. Os solos arenosos foram mais responsivos ao efeito da elevação do pH com composto urbano, apresentando menores valores para a energia de ligação, o que sinaliza uma menor capacidade de sorção para o crômio. Em contrapartida, os solos argilosos apresentaram os maiores valores para a energia de ligação, indicando melhores condições de sorção do crômio;

- aos 30 dias de lixiviação, a camada de 0,10 a 0,20m da coluna experimental, proporcionou maior retenção do crômio nos solos arenosos; enquanto que, aos 45 dias de lixiviação, o crômio ficou retido na camada de 0 a 0,10m de profundidade, nos solos argilosos;

- a solubilidade do cromo foi reduzida, até os 45 dias de incubação do lodo crômico, para todos os solos utilizados. A dose equivalente a 80 t ha^{-1} indicou uma maior quantidade de cromo solubilizado nos solos argilosos e, a dose correspondente a 160 t ha^{-1} de lodo crômico favoreceu a solubilização do cromo nos solos arenosos;

- as doses equivalentes a 40 e 80 t ha^{-1} de lodo crômico proporcionaram, com maior ênfase aos solos argilosos, um maior rendimento de matéria seca da parte aérea e da raiz do milho, principalmente quando se aplicou uma dose correspondente a 40 t ha^{-1} de composto urbano. As doses correspondentes a 160 e 320 t ha^{-1} de lodo crômico foram consideradas tóxicas para o milho, mesmo na presença do composto urbano, que não conseguiu inibir essa toxidez. O indicativo de translocação do cromo para a parte aérea do milho, pode ter sido afetado pela presença de ferro, e principalmente de manganês nos solos, cuja mobilidade e absorção pelas plantas é maior e preferencial;

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Todos os experimentos propostos para o conhecimento do comportamento do cromo no sistema solo-planta, mostraram que o lodo contendo cromo pode ser utilizado em solos agricultáveis e, em recuperação de áreas degradadas, desde que se levem em consideração determinadas características do meio ambiente, a fim de que não prejudique a cadeia alimentar e a utilização dos recursos naturais.

Contudo, faz-se necessário realizar experimentos que revelem a especiação do cromo e suas interações com a fase sólida do solo (extração seqüencial), como também, o efeito residual do lodo crômico, com outras culturas, proporcionando maior consistência aos resultados obtidos neste trabalho, onde foi utilizado o milho como planta-teste e verificando-se que o cromo não foi translocado para o sabugo e para os grãos. Seria interessante, também, identificar os argilominerais presentes nos solos a serem utilizados, por difração de raios X, para fundamentar as ligações do cromo nestes solos.

ANEXOS

I METODOLOGIA DE ROTINA PARA A ANÁLISE FÍSICA DE SOLOS, UTILIZADA NO IPA (EMBRAPA, 1979)

1 ANÁLISE GRANULOMÉTRICA (Método do densímetro)

Pesar 50,00g de terra fina em um béquer de 500 ml e adicionar 100 ml de água destilada e 25 ml de calgon. Agitar e deixar em repouso durante uma noite, cobrindo o béquer com um pedaço redondo de papelão.

Em seguida, transferir o conteúdo para o copo metálico do agitador de Stirrer com o auxílio de um jato d'água, proveniente de uma pisseta, até aproximadamente 300 ml. Colocar no agitador e proceder a agitação durante 15 minutos.

Posteriormente, transferir o conteúdo para uma peneira de 0,20 m de diâmetro e malha 0,000053 m, que foi colocada sobre um funil apoiado em um suporte, tendo logo abaixo um cilindro de sedimentação. Completar o volume para 100 ml e agitar durante 2 minutos com um bastão.

Após 90 minutos de sedimentação, sifonar a suspensão, através da torneira do cilindro de Koettgen, para um béquer de 500 ml.

Em seguida, passar o conteúdo para uma proveta de 250 ml e efetuar a leitura do densímetro, com aproximação de 0,25 ml.

Paralelamente, realizar o processo para argila natural, que tem o mesmo procedimento, exceto colocar o calgon.

Feita a leitura do densímetro, completar a lavagem da areia, retida na peneira, para as latas de alumínio, numeradas e de pesos conhecidos. Eliminar o excesso da água colocando-se na estufa à temperatura de 105°C. Após a secagem (de 3 a 5 horas são suficientes), deixar esfriar e pesar, obtendo-se o peso seco da areia grossa mais areia fina.

Transferir essa fração para a peneira de 0,20 m de diâmetro e malha de 0,002 m, que deve ser colocada sobre o recipiente metálico de mesmo diâmetro, e proceder à separação da areia grossa e areia fina.

Transferir a areia fina para a mesma lata em que foi usada anteriormente, com o auxílio de um pincel, e pesar.

Calcular os valores das frações, de acordo com as seguintes expressões:

$$\% \text{ de argila} = [(\text{peso da argila} + \text{dispersante}) - \text{peso do dispersante}] \times 2 \times f;$$

$$\% \text{ de areia fina} = \text{peso da areia fina} \times 2 \times f;$$

$$\% \text{ de areia grossa} = [(\text{peso da areia fina} + \text{peso da areia grossa}) - \text{peso da areia fina}] \times 2 \times f$$

$$\% \text{ de silte} = 100 - (\% \text{ de argila} + \% \text{ de areia fina} + \% \text{ de areia grossa})$$

Onde: f = fator de correção;

2 = valor equivalente à 50,00g de solo.

2 UMIDADE RESIDUAL E FATOR "F"

Colocar 20,00g de terra fina em lata de alumínio, numerada e de peso conhecido, e levar para estufa à 105°C, durante uma noite.

Logo após, retirar e colocar na prateleira até atingir temperatura ambiente, para, posteriormente, pesar e anotar os valores obtidos.

Para se calcular a umidade residual e o fator "F", usam-se as seguintes expressões:

$$\% \text{ de umidade residual} = (20 - \text{peso da amostra seca à } 105^{\circ}\text{C}) \times 5$$

$$\text{Fator "F"} = 100 / (100 - \% \text{ umidade residual})$$

Onde: 20 = peso da amostra

5 = quantidade equivalente à 20,00 g de solo

3 DENSIDADE REAL (Método do balão volumétrico)

Pesar 20,00 g de terra fina e colocar em lata de alumínio de peso conhecido. Levar para a estufa à 105°C, durante 6 a 12 horas. Retirar, colocar para esfriar na prateleira e pesar, a fim de se obter o peso da amostra seca à 105°C.

Em seguida, transferir a amostra para um balão volumétrico de 50 ml, com o auxílio de um funil e um pincel. Adicionar álcool etílico na bureta e agitar, para eliminar as eventuais bolhas de ar que venham se formar. Proceder esta operação, vagarosamente, até se obter ausência das bolhas e completar o volume do balão. Anotar o volume de álcool etílico utilizado.

Para se calcular a densidade real, usa-se a seguinte expressão:

$$\text{Densidade real (g cm}^{-3}\text{)} = \frac{\text{peso da amostra seca à 105}^{\circ}\text{C}}{(50 - \text{volume de álcool gasto})}$$

Onde: 50 = quantidade de álcool etílico utilizada.

OBS: Esta determinação pode ser feita dando seqüência à umidade residual, utilizando-se a amostra depois de seca em estufa à 105°C.

4 DENSIDADE APARENTE (Método da proveta)

Abastecer uma proveta de 100 ml, com amostra de solo. Colocar, por etapa, aproximadamente, 35,00g com um béquer de 50 ml. Em seguida, compactar a amostra de solo batendo a proveta 10 vezes sobre um lençol de borracha, com a altura de aproximadamente 0,10 m; repetir esta operação algumas vezes, até nivelar com o traço do aferimento da proveta.

Pesar a proveta com a amostra e calcular a densidade aparente pela seguinte expressão:

$$\text{Densidade Aparente (g cm}^{-3}\text{)} = \frac{\text{peso da amostra seca ao ar}}{\text{volume da proveta}}$$

5 UMIDADE DE MURCHAMENTO PERMANENTE , 15 atm **(Método do extrator de Richards)**

Colocar 20,00g de amostra de solo no interior do anel de borracha de 0,01 m de altura e 0,06 m de diâmetro, distribuído sobre a placa de cerâmica plênamente saturada, e, em seguida, derramar água nas amostras até atingir o ponto de saturação (24 horas).

Em seguida, retirar o excesso de água e levar ao extrator de Richards, onde as amostras ficam sob pressão de 15 atm, durante 24 horas ou mais, caso haja drenagem proveniente das mesmas.

Posteriormente, separar uma quantidade de latas de alumínio numeradas e de peso conhecido, igual ao número de amostras. Descarregar a pressão, retirar as placas e colocá-las nas latas. Pesar , colocar na estufa à 105⁰C e pesar novamente.

Calcular a umidade de 15 atm, de acordo com a seguinte expressão:

$$\% \text{ da umidade a 15 atm} = \frac{100 (\text{peso da amostra a 15 atm} - \text{peso da amostra seca à 105}^{\circ}\text{C})}{\text{peso da amostra seca à 105}^{\circ}\text{C}}$$

6 CAPACIDADE DE CAMPO (Umidade a 1/3 atm)

A metodologia para se determinar a capacidade de campo é idêntica àquela utilizada para a determinação da umidade de murchamento (umidade a 15 atm). Todavia, a operação, neste caso, deve ser realizada com panela a 1/3 atm.

Calcular a capacidade de campo de acordo com a seguinte expressão:

$$\% \text{ da capacidade de campo} = \frac{100 (\text{peso da amostra a } 1/3 \text{ atm} - \text{peso da amostra seca à } 105^{\circ}\text{C})}{\text{peso da amostra seca à } 105^{\circ}\text{C}}$$

7 GRAU DE FLOCULAÇÃO e GRAU DE DISPERSÃO

O grau de floculação é calculado em função das percentagens de argila total e argila dispersa em água, de acordo com a seguinte expressão:

$$\text{Grau de floculação} = \frac{100 (\text{argila total} - \text{argila dispersa em água})}{\text{argila total}}$$

$$\text{Grau de dispersão} = 100 - \text{grau de floculação}$$

8 POROSIDADE TOTAL

Calcular em função dos valores das densidades real e aparente, de acordo com a seguinte expressão:

$$\text{Porosidade Total} = \frac{100 (\text{densidade real} - \text{densidade aparente})}{\text{densidade real}}$$

II METODOLOGIA DE ROTINA PARA A ANÁLISE DE FERTILIDADE DE SOLOS, UTILIZADA NO IPA (EMBRAPA, 1979)

1 pH EM ÁGUA (Método potenciométrico)

Abrir a caixa de papelão onde está contida a amostra de solo e homogeneizar com o auxílio de uma espátula.

Em seguida, com o auxílio do cachimbo de metal, transferir 10 ml da amostra de solo para um copo plástico de, aproximadamente, 100 ml e acrescentar 25 ml de água deionizada. Agitar, com um bastão de vidro, e deixar em repouso durante uma hora.

Paralelamente, ligar o potenciômetro, e quando se passar o tempo estipulado, aferir o aparelho com soluções-padrão de pH 7,0 e pH 4,0.

Logo após, agitar a amostra, com um bastão de vidro, e mergulhar os eletrodos na suspensão para se obter o resultado do pH.

2 DETERMINAÇÃO DO CÁLCIO + MAGNÉSIO TROCÁVEIS (Método complexiométrico com EDTA)

Com o auxílio de um cachimbo de metal, colocar 10 ml de terra fina em um erlenmeyer de 125 ml e adicionar 100 ml de solução de KCl 1N. Agitar durante 5 minutos em um agitador horizontal circular e, logo após, deixar decantar por uma noite.

No dia seguinte, pipetar 25 ml do extrato e transferir para outro erlenmeyer de 125 ml. Adicionar 4 ml do coquetel de cianeto de potássio, trietanolamina e solução tampão,

uma pitada de ácido ascórbico (aproximadamente 0,030 g) e 3 gotas do indicador Eriochrome Black T.

Logo após, titular com uma solução do sal dissódico de EDTA 0,025N até se obter a viragem do róseo para o azul puro e anotar o número de mililitros gastos na bureta.

O teor de $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ existente na amostra é dado pela expressão:

$$\text{ml de EDTA 0,025N} = \frac{\text{meq}(\text{mmol} \times 10) \text{ de } [Ca^{2+} + Mg^{2+}]}{100 \text{ ml (dm}^{-3}\text{) de terra fina}}$$

3 DETERMINAÇÃO DO CÁLCIO TROCÁVEL

Colocar 10 ml de terra fina seca ao ar, homogeneizada com uma espátula, em um erlenmeyer de 125 ml e adicionar 100 ml de solução de KCl 1N. Agitar durante 5 minutos em um agitador horizontal circular e, em seguida, deixar decantar durante uma noite.

No dia seguinte, pipetar 25 ml do extrato, e transferir para outro erlenmeyer de 125 ml. Adicionar 3 ml de uma solução de KOH a 10%, uma pitada de ácido ascórbico (aproximadamente 0,030 g) e uma pitada de ácido calconcarbônico + sulfato de sódio anidrido (aproximadamente 0,030 g).

Titular com solução de EDTA 0,025N até se obter a viragem do róseo para o azul puro e, em seguida, anotar o número de mililitros gastos na bureta. Calcular o teor de Ca^{2+} na amostra pela seguinte expressão:

$$\text{ml de EDTA 0,025N} = \frac{\text{meq}(\text{mmol} \times 10) \text{ Ca}^{2+}}{100 \text{ ml (dm}^{-3}\text{) de terra fina}}$$

4 DETERMINAÇÃO DO ALUMÍNIO EXTRAÍVEL (Método volumétrico)

Colocar 10 ml de terra fina seca ao ar, homogeneizada com uma espátula, em um erlenmeyer de 125 ml e adicionar 100 ml de solução de KCl 1N. Agitar durante 5 minutos em um agitador horizontal circular e, em seguida, deixar em repouso durante uma noite.

No dia seguinte, pipetar 25 ml do extrato e transferir para um erlenmeyer de 125 ml. Adicionar o indicador azul de bromotimol a 0,1% e titular com solução de NaOH 0,025 N, até a viragem do amarelo para o amarelo esverdeado.

O teor de alumínio existente na amostra é dado pela seguinte expressão:

$$\text{ml de NaOH } 0,025\text{N} = \frac{\text{meq (mmol} \times 10) \text{ de Al}^{3+}}{100 \text{ ml (dm}^{-3}) \text{ de terra fina}}$$

5 DETERMINAÇÃO DO FÓSFORO ASSIMILÁVEL (Método colorimétrico)

Colocar 10 ml de terra fina seca ao ar, homogeneizada com uma espátula, em um erlenmeyer de 125 ml e adicionar 100 ml de solução extratora de HCl 0,05N + H₂SO₄ 0,025N. Agitar durante 5 minutos e deixar em repouso durante uma noite.

No dia seguinte, pipetar 5 ml do extrato e transferir para um erlenmeyer de 50 ml. Adicionar 10 ml de solução diluída de molibdato de amônio e uma pitada de aproximadamente 0,030 g de ácido ascórbico em pó. Agitar por alguns segundos e deixar em repouso durante uma hora.

Em seguida, fazer a leitura da densidade ótica no fotocolorímetro, usando filtro vermelho (comprimento de onda de 660nm).

Para se calcular o teor de fósforo assimilável contido na amostra, utilizar a seguinte expressão:

$$\text{ppm (mg kg}^{-1}\text{) de P} = \text{leitura} \times F_p$$

Onde: F_p = fator da curva colorimétrica

6 DETERMINAÇÃO DO POTÁSSIO TROCÁVEL **(Método direto pelo fotômetro de chama)**

Com o auxílio do cachimbo de metal, retirar 10 ml do solo e transferir para um erlenmeyer de 125 ml. Adicionar 100 ml da solução extratora de HCl 0,05N + H₂SO₄ 0,025N.

No dia seguinte, pipetar 20 ml do extrato e levar ao fotômetro de chama, selecionando o filtro próprio para o potássio, e fazer a leitura na escala do aparelho.

O teor de potássio existente na amostra, é encontrado pela seguinte expressão:

$$\text{ppm (mg kg}^{-1}\text{) de K}^+ = \text{leitura} \times F_k \times 390$$

Onde: F_k = fator da curva de potássio
390 = constante do potássio

III METODOLOGIA DE ROTINA PARA ANÁLISE QUÍMICA DE FERTILIZANTE ORGÂNICO, UTILIZADA NO IPA (BRASIL, 1983)

1 pH EM ÁGUA

Pesar 10,00g da amostra de fertilizante orgânico em um béquer de 100 ml de capacidade e adicionar 25 ml de água destilada.

Agitar com um bastão de vidro em intervalos de, aproximadamente, 10 minutos, até completar uma hora.

Em seguida, levar ao potenciômetro, que já foi ligado uma hora antes do uso, e fazer a leitura, tendo o cuidado de aferir o aparelho com soluções- padrão de pH 4,0 e pH 7,0.

2 DETERMINAÇÃO DA SÍLICA

Colocar em uma cápsula de porcelana, já tarada, 1,00g de amostra de fertilizante orgânico e levar para a mufla à 900°C, durante uma hora e meia.

Logo após, deixar esfriar e acrescentar água destilada, para umedecer, juntamente com, aproximadamente, 5 ml de ácido clorídrico concentrado. Levar ao banho-maria até evaporar, repetindo esta operação por três vezes.

Posteriormente, levar para a estufa à 110°C, durante uma hora. Em seguida, filtrar para um balão volumétrico de 250 ml, com um papel de filtro quantitativo (faixa azul), lavando-se o insolúvel com pequenas porções de água quente. Colocar o papel de filtro,

contendo o precipitado, em um cadinho de porcelana devidamente tarado e, calcinar à temperatura de 900°C, durante uma hora e meia.

Deixar esfriar, em um dessecador, e pesar.

Para se calcular o teor de sílica contida na amostra utilizar a seguinte expressão:

$$\% \text{ de SiO}_2 = \text{diferença do cadinho calcinado} \times 100.$$

3 DETERMINAÇÃO DA CINZA

Colocar 5,00g do fertilizante orgânico, já homogeneizado, em uma cápsula de porcelana, de peso já conhecido, e levar para a mufla à 600°C.

Em seguida, deixar esfriar, em um dessecador, e pesar.

Para se calcular a quantidade de cinzas na amostra, utilizar a seguinte expressão:

$$\% \text{ de Cinza} = (\text{diferença do cadinho calcinado} \times 100) / \text{peso amostra}$$

4 DETERMINAÇÃO DO R₂O₃ (Sexquióxidos de Fe e Al)

Pipetar 50 ml do filtrado da determinação anterior (cinza), para um béquer de 250 ml. Aquecer, na placa aquecedora, até ebulição, e precipitar com solução de NH₄OH a 50%. Deixar na placa, aproximadamente, por mais 5 minutos e, em seguida, filtrar para um béquer de 250 ml, em um papel de filtro quantitativo (faixa azul).

Colocar o insolúvel, contido no papel de filtro, em um cadinho de porcelana, devidamente tarado, e calcinar à 600°C.

Para se determinar a quantidade de R_2O_3 contida na amostra, utilizar a seguinte expressão:

$$\begin{aligned} 5\text{g amostra} &- 250\text{ ml} \\ x &- 50\text{ml (alíquota)} \\ x &= 1\text{g} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} 1\text{g na alíquota} &- \text{ peso do resíduo calcinado}(Y) \\ 100\text{g} &- \% \text{ de } R_2O_3 \end{aligned}$$

$$\% \text{ de } R_2O_3 = (100 \times Y) / 1\text{g}$$

5 DETERMINAÇÃO DO CaO

Colocar o filtrado contido no béquer, proveniente da determinação anterior (R_2O_3), em uma placa de aquecimento, até ebulição. Precipitar com solução saturada de oxalato de amônio, retirar da placa e deixar decantar durante 24 horas.

Em seguida, filtrar em um papel de filtro quantitativo (faixa azul), lavando com solução de oxalato de amônio a 2%.

Colocar o insolúvel, contido no papel de filtro, em um cadinho de porcelana, devidamente tarado, e calcinar à temperatura de 600°C.

Deixar esfriar, em um dessecador, e pesar.

Para se calcular a quantidade de CaO contida na amostra, utilizar a seguinte expressão:

$$\begin{array}{r} 5\text{g amostra} - 250 \text{ ml} \\ \times \quad \quad - 50\text{ml (aliquota)} \\ \hline x = 1\text{g} \end{array}$$

$$\begin{array}{r} 1\text{g na alíquota} - \text{peso do resíduo calcinado(Y)} \\ 100\text{g} \quad \quad - \% \text{ de CaO} \end{array}$$

$$\% \text{ de CaO} = (100 \times Y) / 1\text{g}$$

6 DETERMINAÇÃO DO MgO

Colocar o filtrado contido no béquer, proveniente da determinação anterior (CaO), em uma placa de aquecimento, deixando-se reduzir o volume a, aproximadamente, 1/3 do inicial.

Adicionar, aproximadamente, 5 gotas de HNO₃ p.a. e 10 ml da solução de fosfato de amônio a 20%. Colocar na placa de aquecimento por, mais ou menos, 10 minutos e deixar em repouso até atingir a temperatura entre 30 a 40°C.

Acrescentar solução de NH₄OH a 50%, até o volume atingir a quantidade que represente, em média, 1/5 do líquido. Agitar, com um bastão de vidro, até precipitar. Logo após, filtrar em um papel de filtro quantitativo (faixa azul), lavando-se o insolúvel com solução de NH₄OH a 2%.

Em seguida, colocar o insolúvel contido no papel de filtro em um cadinho de porcelana, devidamente tarado, e calcinar à temperatura de 600°C.

Deixar esfriar, em um dessecador, e pesar.

Para se calcular a quantidade de MgO contida na amostra, utilizar a seguinte expressão:

$$\begin{array}{r} 5\text{g amostra} - 250\text{ ml} \\ \times \quad - 50\text{ml (aliquota)} \\ \hline x = 1\text{g} \end{array}$$

$$\begin{array}{r} 1\text{g na alíquota} - \text{peso do resíduo calcinado}(Y) \\ 100\text{g} - \% \text{ de MgO} \\ \hline \% \text{ de MgO} = (100 \times Y) / 1\text{g} \end{array}$$

7 DETERMINAÇÃO DA UMIDADE

Pesar 5,00g da amostra de fertilizante orgânico em um pesa-filtro, devidamente tarado e colocar em uma estufa à 110°C, durante 4 horas. Em seguida, deixar esfriar, em um dessecador, e pesar.

Para se calcular a umidade da amostra utilizar a seguinte expressão:

$$\% \text{ de Umidade} = (\text{diferença do peso encontrado} \times 100) / \text{peso amostra}$$

8 DETERMINAÇÃO DO NITROGÊNIO TOTAL (N) (Método de Kjeldahl)

Em um papel de filtro qualitativo faixa branca ou tipo 40, pesar 2,00g de fertilizante orgânico e transferir para um balão de Kjeldahl de 800 ml.

Adicionar, aproximadamente, 10,00g da mistura digestora ($K_2SO_4 + CuSO_4$, na proporção 10:1), 25 ml de ácido sulfúrico concentrado e levar para a câmara de digestão, até o descoloramento do líquido.

Em seguida, deixar esfriar e adicionar, aproximadamente, 250 ml de água destilada. Acrescentar de 3 a 4 grânulos de zinco metálico como catalizador e 150 ml da solução de NaOH a 40% , até observar a mudança do líquido turvo para castanho claro.

Levar para o destilador, e colocar, em um erlenmeyer, 500 ml de solução de ácido bórico a 4% e três gotas do indicador misto a 0,1% (azul de metileno + vermelho de metila) para nitrogênio.

Em seguida, observada a mudança de cor do roxo para verde, desligar o aparelho, deixar esfriar e titular com solução de HCl 0,5 N.

Para se calcular o resultado do nitrogênio contido na amostra, utilizar a seguinte expressão:

$$T_N, \text{ g ml}^{-1} = (N_{\text{HCl}} \times Eq_N) / 1000 \Rightarrow T_N = (0,5 \times 14) / 1000 = 0,007 \text{ g ml}^{-1}$$

$$\begin{array}{rcl} 2\text{g Amostra} & - & V_{\text{HCl}} \times f_{\text{HCl}} \times T_N \\ 100\text{g} & - & \% N \end{array}$$

$$\% N = 100 \times (V_{\text{HCl}} \times f_{\text{HCl}} \times T_N) / 2\text{g}$$

Onde: T_N = título (fator) do nitrogênio

9 DETERMINAÇÃO DO FÓSFORO TOTAL (P_2O_5) (Precipitação com solução de Lorenz)

Pipetar 50 ml do extrato das cinzas para um béquer de 250 ml. Adicionar 30 ml da solução de Lorenz III; aquecer até abulição e acrescentar 40 ml da solução de Lorenz I.

Em seguida, deixar em repouso por 24 horas. Filtrar à vácuo, em um cadinho de Gooch, tendo o cuidado de retirar todo o excesso contido no béquer, lavando com solução de NH_4NO_3 a 2% e, em seguida, com acetona.

Colocar o cadinho de Gooch no dessecador, fazer vácuo e deixar durante 45 minutos. Pesquisar e anotar o valor encontrado.

Para se calcular o teor de fósforo total contido na amostra, utilizar a seguinte expressão:

$$\% \text{ de } P_2O_5 = (\text{peso precipitado} \times 3,295) / \text{peso amostra na alíquota}$$

Onde: 3,295 = fator de correção do P_2O_5

10 DETERMINAÇÃO DO POTÁSSIO SOLÚVEL EM ÁGUA (K_2O)

Transferir 50 ml do extrato das cinzas para um balão volumétrico de 250 ml. Completar o volume com água destilada e transferir 5 ml do extrato para um balão volumétrico de 100 ml de capacidade, completar o volume e fazer a leitura no fotômetro de chama.

Para se calcular o teor de K_2O contido na amostra utilizar a seguinte expressão:

5g / 250ml / 50ml(1g) / 250ml / 5ml / 100ml

1g - 250ml

mg% amostra - 5ml

mg% amostra = $(5 \times 1) / 250 = 20$

% de K_2O = (leitura do K_2O na tabela x 100) / 20mg% na alíquota

11 DETERMINAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA

% de Matéria Orgânica = (% umidade + % cinza) - 100%

12 DETERMINAÇÃO DO CARBONO

% de C = [(% umidade + % cinza) - 100%] / 1,724

Onde: 1,724 = constante para o carbono

13 DETERMINAÇÃO DA RELAÇÃO C/N

(Carbono/Nitrogênio)

$C/N = \frac{\% \text{ de Carbono}}{\% \text{ de Nitrogênio}}$

IV METODOLOGIA DE ROTINA PARA A ANÁLISE DE PLANTAS, UTILIZADA NO IPA (modificado de MALAVOLTA et al., 1989)

1 NUTRIENTES ABSORVIDOS (P e K) (Digestão Nitroperclórica)

Pesar 1,00g da amostra de matéria seca, colocar em um tubo de ensaio e adicionar 10 ml de HNO₃ concentrado. Deixar em repouso, por cerca de 12 horas.

Realizar a digestão por, aproximadamente, 1 hora à 100°C e aumentar para 150°C, até reduzir o volume à metade.

Após a digestão com HNO₃, deixar esfriar e, em seguida, juntar 2 ml de ácido perclórico (HClO₄) concentrado. Deixar mineralizar todo o material; caso seja preciso, adicionar mais 2 ml de HClO₄.

Colocar o material digerido para esfriar e filtrar para um balão volumétrico de 100 ml. Logo após, acrescentar água destilada para aferir o balão.

2 DETERMINAÇÃO DO FÓSFORO

Após a digestão nitroperclórica, retirar uma alíquota de 3 ml do extrato, colocar em um tubo de ensaio e adicionar cerca de 5 ml de água destilada e 3 ml da solução reagente (1,5 ml da solução de vanadato de amônio a 0,25% e 1,5 ml da solução de molibdato de amônio a 5%). Agitar e deixar em repouso, durante 3 minutos e, em seguida, fazer a leitura no espectrocolorímetro, com comprimento de onda de 420nm (lâmpada CE-A 59).

% de P = leitura no aparelho x fator correspondente ao resultado.

3 DETERMINAÇÃO DO POTÁSSIO

Pipetar 10 ml da solução estoque (100 ppm de potássio) para um balão volumétrico de 100 ml e completar o volume com água destilada.

Retirar do extrato nitroperclórico 2 ml, 4 ml, 6 ml, 8 ml, 10 ml e transferir cada um destes valores para um balão volumétrico de 100 ml, completando-se o volume com água destilada.

Aferir o fotômetro de chama com as soluções-padrões preparadas e, em seguida, fazer a leitura do potássio da amostra desejada.

OBS: deverão ser feitas as leituras de 20, 40, 60 e 80, respectivamente, para os padrões.

$$\% \text{ de K} = \text{leitura} \times 0,0250$$

Onde: 0,0250 = fator de correção

4 DETERMINAÇÃO DO NITROGÊNIO TOTAL

(Método de micro Kjeldahl)

Pesar 0,1 g da amostra seca ao ar e colocar em um tubo de ensaio com capacidade para 100 ml. Em seguida, adicionar 7 ml da mistura digestora ($\text{K}_2\text{SO}_4 + \text{CuSO}_4$), levar ao bloco digestor, sob agitação, regulando a temperatura para 100°C e aumentar gradativamente até chegar a 300°C . Ao término da digestão, a solução fica hialina.

Deixar em repouso até esfriar, e adicionar, aproximadamente, 15 ml de água destilada.

Acoplar o tubo de ensaio ao destilador, fechar a torneira e abastecer o recipiente do aparelho com, aproximadamente, 25 ml de uma solução de hidróxido de sódio (NaOH) a 40%. Em seguida, abrir a torneira e deixar o hidróxido de sódio escorrer até neutralizar a solução (cor marrom escura).

Colocar 10 ml da solução de ácido bórico (H_3BO_3) a 4% em um erlenmeyer com capacidade de 50 ml, encaixando-o na saída do destilador, para receber o destilado. Deixar destilar até o volume de, aproximadamente, 40 ml. Retirar e titular com uma solução de ácido sulfúrico 0,05N, até a viragem do indicador misto a 0,1% (vermelho de metila + azul de metileno).

Anotar o volume gasto e calcular o teor de nitrogênio total na amostra pela expressão:

$$\% \text{ de nitrogênio} = \frac{V \times N \times F \times 0,014 \times 100}{\text{peso da amostra}}$$

Onde: V = volume gasto da solução de ácido sulfúrico 0,05N

N = normalidade da solução de ácido sulfúrico

F = fator da solução de ácido sulfúrico

0,014 = equivalente do nitrogênio

5 DETERMINAÇÃO DA PROTEÍNA BRUTA

% de proteína bruta = % de nitrogênio x 6,25

Onde: 6,25 = fator de transformação

V METODOLOGIA PARA A ANÁLISE DE MICRONUTRIENTES E OU METAIS PESADOS

1 Determinações de Cr, Zn, Cu, Fe e Mn total , no solo (Solução extratora Mehlich-1) (EMBRAPA, 1979)

Colocar 10 ml da amostra, com cachimbo, em erlenmeyer de 125 ml e adicionar 100 ml da solução extratora Mehlich-1 (HCl 0,05N + H₂SO₄ 0,025N), e agitar durante 5 minutos em agitador circular horizontal.

Deixar decantar durante uma noite. Logo após, filtrar e fazer a leitura direta no espectrofotômetro de absorção atômica.

2 Determinações de Cr, Zn, Cu, Fe e Mn total , na planta (Solução extratora nitroperclórica) (modificado de MALAVOLTA et al., 1989)

Pesar 1g da amostra seca, colocar em um tubo de ensaio de 100 ml e adicionar 10 ml de HNO₃ concentrado. Deixar em repouso por 12 horas.

Em seguida, realizar a digestão no bloco digestor de 40 provas por, mais ou menos, uma hora à temperatura de 100⁰C. Depois, a temperatura deve ser aumentada, gradativamente, até atingir 150⁰C, e mantida até reduzir o volume pela metade.

Após a digestão com HNO_3 , deixar esfriar e juntar 2 ml de ácido perclórico (HClO_4) para mineralizar todo o material, tempo suficiente para que fique incolor.

Deixar o material digerido esfriar e filtrar para um balão volumétrico de 100 ml e, em seguida, aferi-lo. Realizar a leitura direta no espectrofotômetro de absorção atômica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, C.A. de; ABREU, M.F.de; RAIJ, B. van; SANTOS, W.R. (1995). Comparação de métodos de análise para avaliar a disponibilidade de metais pesados em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.19, n.3, p.455-461.
- ALLAWAY, W.H. (1968). Agronomic controls over environmental cycling of trace elements. **Advances of Agronomy**, v.20, p.253-254.
- ALLOWAY, B.J. (1990). The origins of heavy metals in soils. In: ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. New York, John Wiley. p.29-39.
- ALMEIDA, T. de C. (1993). Utilização do milho e do sorgo no Brasil. In: BULL, L.T.; CANTARELLA, H. **Cultura do milho: fatores que afetam a produtividade**. Piracicaba, POTAFOS. p.11-21.
- ALMENDROS, G. (1995). Sorptive interactions of pesticides in soils treated with modified humic acids. **European Journal Soil Science**, v.46, p.287-301.
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B.do. (1993). **Interação dos metais pesados de resíduos siderúrgicos com solo podzólico vermelho-amarelo**. Viçosa. 163p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B.do; VELLOSO, A.C.X.; COSTA, L.M.; OLIVEIRA, C.de. (1994). Formas químicas de zinco e sua absorção por plantas de milho cultivadas em solo tratado com resíduo siderúrgico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.18, p.313-320.

- AMARAL SOBRINHO, N.M.B.do; VELLOSO, A.C.X.; OLIVEIRA, C.de. (1997). Solubilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p. 9-16.
- ANDERSON, E.; CUTLER, H.C. (1942). Races of *Zea mays*: I. Their recognition and classification. **Ann. Mo. Botanic Garden**, n.29, p. 69-89.
- ANDERSSON, A.; NILSSON, K.O. (1976). Influence on the levels of heavy sludge used as fertilizer. **Swedish Journal Agricultura**, n.6, p.151-159.
- ANDRADE, D.S.; COLOZZI-FILHO, A.; PAVAN, M.A.; BALOTA, E.L.; CHAVES, J.C.D. (1995). Atividade microbiana em função da calagem em um solo cultivado com cafeeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.19, p.191-196.
- ANWAR, A.K.; BARBIERI, J.; SWEENEY, F.; KHAN, S.A. (1994). Estimation of ambient chronic toxicity in a polluted creek system. **Environmental Pollution**, n.83, p.379-382.
- ARMIENTA, M.A.; RODRÍGUEZ, R.; CENICEROS, N.; JUÁREZ, F.; CRUZ, O. (1996). Distribution, origin and fate of chromium in soils in Guanajuato, Mexico. **Environmental Pollution**, v.91, n.3, p.391-397.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987a). **NBR.10.004 - Resíduos sólidos: classificação**. São Paulo, 63p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987b). **NBR.10.005 - Lixiviação de resíduos**. São Paulo, 10p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987c). **NBR.10.006 - Solubilização de resíduos**. São Paulo, 2p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987d). **NBR.10.007 - Amostragem de resíduos**. São Paulo, 25p.

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987e). **NBR.10.157 - Aterros de resíduos perigosos: critérios para projeto, construção e operação.** São Paulo, 22p.
- BAKER, D.E.; CHESNIN, L. (1975). Chemical monitoring of soils for environmental quality and animal and human health. **Advances in Agronomy**, v.27, p.305-374.
- BARBOSA, R.M. (1996). **Absorção e translocação de cromo em feijoeiro (*Phaseolus vulgaris*), rabanete (*Raphanus sativus*) e rúcula (*Eruca sativa*) cultivados em vermicomposto de resíduos de curtume.** São Carlos. 179p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- BARROS, M.C.P. (1991). **Utilização de técnicas analíticas para caracterização do ácido húmico da Ilha de Cananéia (São Paulo) e sua interação com metais.** São Carlos. 108p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- BARTLETT, R.J.; KIMBLE, J.M. (1976a). Behavior of chromium in soils: Trivalent forms. **Journal of Environmental Quality**, v.5, p.379-382.
- BARTLETT, R.J.; KIMBLE, J.M. (1976b). Behavior of chromium in soils. II. Hexavalent forms. **Journal of Environmental Quality**, v.5, p. 383- 386.
- BARTLETT, R.J.; JAMES, B. (1979). Behavior of chromium in soils: III. Oxidation. **Journal of Environmental Quality**, v.8, p. 31-35.
- BASTA, N.T.; TABATABAÍ, M.A. (1992). Effect of cropping systems on adsorption of metals by soils: I. Single-metal adsorption. **Soil Science**, v.153, n.2, p.108-114.
- BELL, C.F. (1977). **Principles and applications of metal chelation.** Oxford, Clarendon Press. 147p.
- BELL, P.F.; JAMES, B.R.; CHANEY, R.L. (1991). Heavy metal extractability in long-term sewage sludge and metal salt-amended soil. **Journal of Environmental Quality**, v.20, p.481-486.

- BELTRAME, L.F.S. (1978). **Perdas de nutrientes por lixiviação em sistema de drenagem subterrânea**. Porto Alegre. 78p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- BELTRAME, L.F.S.; IOCHPE, B.; ROSA, S. M.da; MIRANDA, T.L.G.de. (1992). Lixiviação de íons em solo cultivado com arroz irrigado por inundação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 16, p. 203-208.
- BIANCHINI, H.C.; BERGAMO, G.C. (1992). Influência da calagem e da adubação orgânica e mineral na cultura da cenoura (*Daucus carota L.*). **Revista da Universidade de Alfenas**, n.3, set.
- BIDDAPPA, C.C.; KHAN, H.H.; JOSHI, O.P.; MANIKANDAN, P. (1987). Effect of root feeding of heavy metals on the leaf concentration of P, K, Ca and Mg in coconut (*Cocos nucifera L.*). **Plant and Soil**, v.101, n.2, p.295-297.
- BOON, D.Y.; SOLTANPOUR, P.N. (1991). Estimating total Pb, Cd, and Zn in contaminated soils from NH_4HCO_3 -DTPA-extractable levels. **Communication of Soil Science and Plant Analytical**, v.22, n.5/6, p.369-378.
- BOSWELL, F.C. (1975). Municipal sewage sludge and selected element applications to soil; effect on soil and fescue. **Journal of Environmental Quality**, n.4, p. 170-174.
- BRADY, N. C. (1989). **Natureza e propriedades dos solos**. Nybe C. Brady "The nature and properties of soils". Trad. Antonio B. Neiva Figueiredo. 7.ed. Rio de Janeiro, Freitas Bastos. 647p.
- BRAILE, P.M.; CAVALCANTE, J.E.W.A. (1993). **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo, CETESB.
- BRASIL. Ministério da Agricultura. Departamento Nacional de Pesquisa Agropecuária. Divisão de Pesquisas Pedológicas. (1973). **Levantamento exploratório: reconhecimento dos solos do Estado de Pernambuco**. Recife, 431 p.

- BRASIL. Ministério da Agricultura. Superintendência do Planejamento. (1979). **Aptidão agrícola das terras de Pernambuco**. Brasília, BINAGRI, 98p. (Coleção estudos básicos para planejamento agrícola, 5).
- BRASIL. Ministério da Agricultura. Secretaria Nacional de Defesa Agropecuária. (1983). **Análise de corretivos, fertilizantes e inoculantes: métodos oficiais**. Brasília, Laboratório Nacional de Referência Vegetal. 104p.
- BRUGGENWERT, M.G.M.; KAMPHORST, A. (1979). Survey of experimental information on cation exchange in soil systems. In: BOLT, G.H., ed. **Soil chemistry, B: physico-chemical models**. Amsterdam, Elsevier Science. p.141-203.
- BUENO, W.A.; LEONE, F.A.; DEGRÈVE, L.; BOODTS, J.F.C. (1978). **Química geral**. São Paulo, McGraw-Hill do Brasil. 735p.
- BULL, L.T. (1993). Nutrição mineral do milho. In: BULL, L.T.; CANTARELLA, H. **Cultura do milho: fatores que afetam a produtividade**. Piracicaba, POTAFOS. p.63-145.
- CAMARGO, M.N.; KLAMT, E.; KAUFFMAN, J.H. (1987). Classificação de solos usada em levantamentos pedológicos no Brasil. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v.12, p.11-33.
- CARY, E.E.; ALLAWAY, W.H.; OLSON, O.E. (1977a). Control of the chromium concentrations in food plants. 1. Absorption and translocation of chromium in plants. **Journal Agricultural Food Chemistry**, v.25, p.300-304.
- CARY, E.E.; ALLAWAY, W.H.; OLSON, O.E. (1977b). Control of the chromium concentrations in food plants. 2. Chemistry of chromium in soils and its availability to plants. **Journal Agricultural Food Chemistry**, v.25, p.305-309.
- CATTELAN, A.J.; VIDOR, C. (1990). Flutuação da biomassa, atividade e população microbiana do solo em função de variações ambientais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 14, p.133-142.

- CHAO, T.T. (1972). Selective dissolution of manganese oxides from soils and sediments with acidified hydroxylamine hydrochloride. **Soil Science Society American Proceeding**, n.36, p.764-768.
- CHEREMISINOFF, P.N.; HABIB, Y.H. (1972). Cadmium, chromium, lead, mercury, a plenary account for water pollution. **Water Sewage Works**, n.119, p.73-86.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. (1993). **Resíduos sólidos industriais**. São Paulo. 233p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. (1980). **Resíduos de curtumes**. São Paulo. 86p.
- CORREA, D.; PRESSI, F.O.; JACOMETTI, M.L.G.; SPITZNER, P.I.; PAREDES, E.A. (1982). Tecnologia de fabricação de fertilizantes orgânicos. In: REGIONAL COLLOQUIUM ON SOIL ORGANIC MATTER STUDIES, São Paulo, 1982. **Proceedings**. São Paulo, Promocet. p.217-222.
- COSTA, M. B. B. (1986). **Nova síntese e novo caminho para a agricultura: "adubação orgânica"**. São Paulo, CONE. 106p.
- COTTON, F.A.; WILKINSON, G. (1972). The elements of the first transition series. In: _____. **Advanced inorganic chemistry**. New York, Interscience. p.830-845.
- COUCE, M.L.A.; IGLESIAS, M.B.; OJEA, F.G. (1985). Adición de lodos residuales a un suelo ácido: influencia sobre el contenido total, disponibilidad y absorción por el cultivo, de Zn, Pb, Cr y Cd. **Anales de Edafología y Agrobiología**, v.44, n.7/8, p. 1141-1156.
- CUNHA, R.C.A.; CAMARGO, O.A.; KINJO, T. (1996). Eluição de duas fontes de zinco, aplicadas em horizonte superficial de um podzólico e de um latossolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.20, p.371-378.
- CUNNINGHAM, J.D.; KEENEY, D.R.; RYAN, J.A. (1975a). Yield and metal composition of corn and rye grown on sludge-amended soil. **Journal of Environmental Quality**, n.4, p. 448-454.

- CUNNINGHAM, J.D.; RYAN, J.A. ; KEENEY, D.R. (1975b). Phytotoxicity and metal uptake from soil treated with metal-amended sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, n.4, p. 455-460
- CUNNINGHAM, J.D.; KEENEY, D.R.; RYAN, J.A. (1975c). Phytotoxicity and uptake of metals added to soils as inorganic salts or in sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, n.4, p. 460-462.
- DAMASCENO, S. (1996). **Remoção de metais pesados em sistemas de tratamento de esgotos sanitários por processo de lodos ativados e por um reator compartimentado anaeróbio**. São Carlos. 141p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- DANG, Y.P.; CHABRA, R.; VERMA, K.S. (1990). Effect of Cd, Ni, Pb and Zn on growth and chemical composition of onions and fenugreek. **Communication of Soil Science and Plant Analytical**, v.21, n.9/10, p.717-735.
- DI FIORI, C.; SANTORO, L. (1992). **Precipitation of metal hydroxides in limestone neutralization processes of acid waters**. Italy, Department of Chemistry, University of Naples "Federico II". p.67-70.
- DOISY, R.J.; STREETEN, H.P.; FREIBERG, J. M.; SCHNEIDER, A.J. (1976). Chromium metabolism in man and biochemical effects. In: **Trace elements in human health and disease II**. New York, Academic Press. p.79-104.
- EARY, L.E.; RAI, D. (1991). Chromate reduction by subsurface soils under acidic conditions. **Soil Science Society American Journal**, v.55, p.676-683.
- EDWARDS, D.R.; DANIEL, T.C. (1992). Environmental impacts of on-farm poultry waste disposal - a review. **Bioresource Technology**, v.41, p.9-33.
- ELLIOT, H.A.; LIBERATTI, M.R.; HUANG, C.P. (1986). Effect of iron oxide removal on heavy metal sorption by acid subsoils. **Water, Air and Soil Pollution**, v.37, p.379-389.
- EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solo. (1979). **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, n.p.

- FENDORF, S.E.; SPARKS, D.L.; FENDORF, M. (1994). **Mechanism of aluminum sorption on birnessite: influences on chromium (III) oxidation.** In: **WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE**, 15, Acapulco, Mexico, 1994. **Proceedings**. Mexico, v.3A, p. 129-144.
- FENDORF, S.E.; ZASOSKI, R.J. (1992). Chromium (III) oxidation by δ -MnO₂: I. Characterization. **Environmental Science Technology**, v.26, p.79-85.
- FENDORF, S.E.; FENDORF, M.; SPARKS, D.L.; GRONSKY, R. (1992). Inhibitory mechanism of Cr(III) oxidation. **Journal Colloid Interface Science**, v.148, p. 37-54.
- FERNANDES, H.M.; BIDONE, E.D.; VEIGA, L.H.S.; ATCHINEELAM, S.R. (1994). Heavy metal pollution assessment in the coastal lagoons of Jacarepaguá, Rio de Janeiro, Brasil. **Environmental Pollution**, n.85, p.259-264.
- FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P. da. (1992). Seleção de extratores químicos para avaliação da disponibilidade de zinco em solos do Estado de São Paulo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.27, p.293-304.
- FISCH, J. (1992). Lodo cromado: projeto demonstra viabilidade de utilização em solo agrícola. São Leopoldo, **Setor Couro**, p.6-15, jul.
- FISCH, J. (1990). Na agricultura, o aproveitamento racional de lodo de curtumes como matéria orgânica. Novo Hamburgo, **Revista do Couro**, p.19-21, mar./abr.
- FISHBEIN, L. (1984). Metals in biological and environmental samples. **International Journal Environmental Analysis Chemical**, v.17, p.113-170.
- FÖRSTNER, U.; WITTMAN, G.T.W. (1983). **Metal pollution in the aquatic environment**. 3. ed. Berlin, Hadlberg Springer Verlag, 486p.
- GALRÃO, E.Z. (1995). Níveis críticos de zinco para o milho cultivado em latossolo vermelho-amarelo, fase cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.19, n.2, p.255-260.

- GERALDES, A.P.A.; CERRI, C.C.; FEIGL, B.J. (1995). Biomassa microbiana de solo sob pastagens na Amazônia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.19, p.55-60.
- GIBBS, R.J. (1973). Mechanisms of trace metal transport in rivers. **Science**, n.180, p. 71-72.
- GLOVER, E.D. (1961). Method of solution of calcareous materials using the complexing agent, EDTA. **Journal Sedim. Petrology**, n.31, p.622-626.
- GOLUEKE, C.G. (1992). Bacteriology of composting. **Biocycle**, p.55-57, Jan.
- GOLUEKE, C.G. (1977). **Biological reclamation of solid wastes**. Emmaus, PA, Rodale Press.
- GOMES, F.P. (1970). **Curso de estatística experimental**. Piracicaba, Universidade de São Paulo. 430p.
- GRISI, B.M. (1984). Metodologia da determinação de biomassa microbiana de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.8, p. 167-172.
- GRISI, B.M.; GRAY, T.R.G. (1986). Comparação dos métodos de fumigação, taxa de respiração em resposta à adição de glicose, e conteúdo de ATP para estimar a biomassa microbiana dos solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.10, p.109-115.
- GROVE, J.H.; ELLIS, B.G. (1980). Extractable chromium as related to soil pH and applied chromium. **Soil Science Society American Journal**, v.44, p.238-242.
- GUNSE, B.; POSCHENRIEDER, C.; BARCELÓ, J. (1992). O cromo e o uso de lodos de curtume na agricultura. **Revista do Couro**, p.100-104, jun.
- HAQ, A.U.; BATES, T.E.; SOON, Y.K. (1980). Comparison of extractants for plant-available zinc, cadmium, nickel, and copper in contaminated soils. **Soil Science Society American Journal**, v.44, n.4, p.772-777.

- HICKEY, M.G.; KITTRICK, J.A. (1984). Chemical partitioning of cadmium, copper, nickel and zinc in soils and sediments containing high levels of heavy metals. **Journal of Environmental Quality**, v. 17, n.2, p.239-246.
- HOWARD, J.L. ; SHU, J. (1996). Sequential extraction analysis of heavy metals using a chelating agent (NTA) to counteract resorption. **Environmental Pollution**, v.91, n.1, p.89-96.
- JAMES, B.R.; BARTLETT, R.J. (1983). Behavior of chromium in soils: V.Fate of organically complexed Cr(III) added to soil. **Journal of Environmental Quality**, v.12, p.173-176.
- JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S. (1976). The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v.8, n.3, p 209-213.
- KABATA-PENDIAS, A.K.; PENDIAS, H. (1984). **Trace elements in soil and plants**. Florida, Boca Raton. p.193-199.
- KAYHANIAN, M.; TCHOBANOGLOUS, G. (1992). Computation of C/N ratios for various organic fractions. **Biocycle**, p.58-60, May.
- KIEHL, E. J. (1985). **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo, Agronômica Ceres. 492p, ilustr.
- KIEHL, E. J. (1993). **Fertilizantes organominerais**. Piracicaba, Edição do Autor. 189p, ilustr.
- KIEKENS, L. (1983). Adsorption, desorption and distribution of trace elements in soils in function of some soil parameters. In: COTTENIE, A.; VERLOO, M.; KIEKENS, L.; CAMERLYNNCK, R.; VELGHE, G.; DHAESE, A., eds. **Essential and non essential trace elements in the system soil-water-plant**. State University. Cap.2, p.23-43.
- KIM, D.N.; FERGUSON, J.E. (1991). Effectiveness of a commonly used sequential extraction technique in determining the speciation of cadmium in soils. **Science Total Environmental**, n.105, p.191-209.



- KING, L.D. (1988). Retention of metals by several soils of the southeastern United States. **Journal of Environmental Quality**, v.17, n.2, p. 239-246.
- KITANO, Y.; SAKATA, M.; MASTUMOTO, E. (1980). Partitioning of heavy metals into minerals and organic fractions in a sediment core from Tokyo Bay. **Geochimical Cosmochimical Acta**, n.44, p. 1279-1283.
- KOFFLER, N.F.; LIMA, J.F.W.F.; LACERDA, M.F.; SANTANA, J.F.; SILVA, M.A. (1986). **Caracterização edafo-climática das regiões canavieiras do Brasil - Pernambuco**. Piracicaba, MIC/PLANALSUCAR. 85p.
- KORTE, N.E.; SKOPP, J.; FULLER, W.L.; NIEBLA, E.E.; ALESİ, B.A. (1976). Trace element movement in soils: influence of soil physical and chemical properties. **Soil Science**, v.122, p. 350-359.
- LEITE, J.O. (1985). Interflow, overland flow and leaching of natural nutrients on an alfisol slope of Southern Bahia, Brazil. **Journal of Hydrology**, n.80, p.77-92.
- LEITE, S.G. (1992). Recuperação ambiental de áreas mineradas a céu aberto com utilização de lodo de curtume. **Sector Couro**, p.6-11, mar.
- LESTER, J.N. (1987). **Heavy metals in wastewater and sludge treatment processes**. Flórida, CRC.
- LINDSAY, W.L.; COX, F.R. (1985). Micronutrient soil testing for the tropics. In: VLEK, P.L.G., ed. **Micronutrients in tropical food crop production**. Dordrecht, Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk. Cap.7, p.169-200.
- LOGAN, T.J.; CHANEY, R. (1993). Metals. In: PAGE, A.L.; OLEASON, T.L.; SMITH, J.E.; ISKSANDER, L.J.; SOMMERS, L.E., (eds). **Utilization of municipal wastewater and sludge on land**. Riverside, University of California, p.235-326.
- LOPES, A.S. (1989). **Manual de fertilidade do solo**. São Paulo. Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato. 153p.

- LUND, L.J.; PAGE, A.L.; NELSON, C.O. (1976). Movement of heavy metals below sewage disposal ponds. **Journal of Environmental Quality**, n.5, p. 330-334.
- LYNCH, J.M. (1986). **Biotechnologia do solo**: fatores microbiológicos na produtividade agrícola. São Paulo, Manole. 209p.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. (1989). **Avaliação do estado nutricional das plantas**: princípios e aplicações. São Paulo. Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato. 256p.
- MALAVOLTA, E. (1981). **Adubos minerais e orgânicos**. In: ENCONTRO DE TÉCNICOS EM SOLO, Rio de Janeiro, 25p.
- MALAVOLTA, E. (1976). **Manual de química agrícola - nutrição de plantas e fertilidade do solo**. São Paulo. Agronômica Ceres, 528p, ilustr.
- MANCEAU, A.A.; CHARLET, L. (1992). X-ray absorption spectroscopic study of the sorption of Cr(III) at the oxide-water interface: II. Adsorption, coprecipitation, and surface precipitation on hydrous ferric oxide. **Journal Colloid Interface Science**, v.148, p. 443-458.
- MARTENS, R. (1985). Limitations in the application of the fumigation technique for biomass estimations in amended soils. **Soil Biological and Biochemistry**. v.17, n.1, p. 57-63.
- MARTINS, J.L. (1984). **Toxidez de cádmio e chumbo para plantas e microorganismos do solo**. Porto Alegre. 150p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- MARUMOTO, T.; ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. (1982). Mineralization of nutrients from soil microbial biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v.14, p.469-475.
- MATOS, A.T. de; FONTES, M.P.F.; JORDÃO, C.P.; COSTA, L.M.da. (1996). Mobilidade e formas de retenção de metais pesados em latossolo vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.20, p.379-386.

- MAZUR, N.; SANTOS, G.de A.; VELLOSO, A.C.X. (1983a). Efeito do composto de resíduo urbano na disponibilidade de fósforo em solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.7, p.153-156.
- MAZUR, N.; SANTOS, G.de A.; VELLOSO, A.C.X. (1983b). Efeito do composto de resíduo urbano no pH e alumínio trocável em solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.7, p.157-159.
- McGRATH, S.P. (1982). The uptake and translocation of tri and hexavalent chromium and effects on the growth of coat in flowing nutrient solution and in soil. **New Phytologist**, v.81, n.3, p. 381-390.
- McGRATH, S.P.; CEGARRA, J. (1992). Chemical extractability of heavy metals during and after long-term applications of sewage sludge to soil. **Journal Soil Science**, n.43, p 313-321.
- McGRATH, S.P.; SMITH, S. (1990). Chromium. In: ALLOWAY, B.J., ed. **Heavy metals in soils**. New York, John Wiley. Cap.7, p.125-150.
- McKENZIE, R.M. (1989). Manganese oxides and hydroxides. In: DIXON, J.B. & SWEED, S.B., eds. **Minerals in soil environments**. 2.ed. Madison, SSSA. p.439-461.
- McLAREN, R.G.; CRAWFORD, D.V. (1973). Studies on soil copper. **Journal Soil Science**, n.24, p.172-181.
- MELLO, J.W.V.; POMATTI, E. (1986). **Efeito comparativo de doses crescentes de fertilizantes mineral e organo-mineral no rendimento do feijoeiro (*Phaseolus vulgaris L.*)**. /apostila/ 14p.
- MENGEL, K.; KIRKBY, E.A. (1987). **Principles of plant nutrition**. 4.ed. Switzerland, International Potash Institute. p.596-597.
- MERTZ, W.A. (1969). Chromium occurrence and function in biological systems. **Physiology Review**, v.49, p.163-239.

- MESSIAS, A. S. (1993). **Fertilizantes orgânicos: lixo urbano**. Recife, Universidade Católica de Pernambuco. 48p. set.
- MESSIAS, A.S.; MORAES, F.A. (1992). Emprego do lixo urbano na adubação do milho. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 20., 1992, Piracicaba, SP. **Anais**. Piracicaba, ESALQ. p.384.
- MESSIAS, A.S.; MORAIS, F.A. (1996). **Resíduo Sólido Urbano: redução do tempo de compostagem**. Recife. Cadernos do CCT, v.1, n.1, p.61-64.
- MESSIAS, A.S.; ANDRADE, C.D.P.de.; PESTANA, M.O. (1996). **Avaliação de diferentes materiais como inibidores de amônia do composto urbano**. Recife. Cadernos do CCT, v.1, n.1, p.55-60.
- MILLER, W.P.; MARTENS, D.C.; ZELAZNY, L.W. (1986). Effect of sequence in extraction of trace metals from soils. **Soil Science Society American Journal**, n. 50, p. 598-601.
- MINHONI, M.T.A.; EIRA, A.A.F.; BULL, L.T. (1996). Biomassa microbiana, liberação de CO₂, fósforo disponível e pH em solo que recebeu glicose e fosfato de rocha. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.20, p.387-392.
- MIRA DAS, V.S.; MISRA, A.K.; NAYAR, P.K. (1990). Chromium oxidation in soil. **Journal Indian Society Soil Science**, v.38, p. 161-163.
- MITCHELL, W.A. (1975). Heavy minerals. In: GIESEKING, J.E., ed. **Soil components**. New York, Springer-Verlag. p.449-480.
- MORAES, J.F.V.; FREIRE, C.J.S. (1974). Variação do pH, da condutividade elétrica e da disponibilidade dos nutrientes nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio em quatro solos submetidos à inundação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, n.9, p.35-43.
- MORTVEDT, J.J.; GIORDANO, P.M. (1975). Response of corn to zinc and chromium in municipal wastes applied to soil. **Journal of Environmental Quality**, v.4, n.2, p.170-174.

- MOTTOLA, H.A. (1974). Nitrilotriacetic acid as a chelating agent: applications, toxicology and bio-environmental impact. **Toxicology Environmental Chemistry Review**, n.2, p.99-161.
- MULCHI, C.L.; ADAMU, C.A.; BELL, P.F.; CHANEY, R.L. (1991). Residual heavy metal concentrations in sludge-amended Coastal Plain soils: 1. Comparison of extractants. **Communication in Soil Science and Plant Analysis**, v.22, n.9/10, p.919-941.
- MURPHY, E.M.; ZACHARA, J.M.; SMITH, S.C.; PHILLIPS, J.L.; WIETSMA, T.W. (1994). Interaction of hydrophobic organic compounds with mineral-bound humic substances. **Environmental Science Technology**, v.28, p.1291-1299.
- NAKAJIMA, S. (1982). Partitioning of heavy metals into selective chemical fractions in sediment core from Lake Biwa. **Japanese Journal of Limnology**, n.43, p. 67-80.
- OTTABONG, E. (1990). Chemistry of Cr in swedish soil. V. interation between CrO_3 and Si(OH)_4 and its impact on Cr toxicity and elemental contents in ryegrass (*Lolium perenne*). **Plant and Soil**, v.123, n.1, p. 89-93.
- PATERNIANI, E. (1993). Métodos tradicionais de melhoramento do milho. In: BULL, L.T.; CANTARELLA, H. **Cultura do milho: fatores que afetam a produtividade**. Piracicaba, POTAFOS. p.23-43.
- PEREIRA NETO, J.T. (1989). Conceitos modernos de compostagem. Rio de Janeiro, **Revista de Engenharia Sanitária**, v.28, n.2, abr./jun., p.104-109.
- PERRIN, D.D. (1974). **Masking and Demasking of Chemical Reactions**. Wiley, New York. p. 158-176.
- PFENNING, L.; EDUARDO, B.de P.; CERRI, C.C. (1992). Os métodos da fumigação-incubação e fumigação-extração na estimativa da biomassa microbiana de solos da Amazônia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.16, p.31-37.
- PIERZYNSKI, G.M.; SCHWAB, A.P. (1993). Bioavailability of zinc, cadmium, and lead in a metal-contaminated alluvial soil. **Journal of Environmental Quality**, v.22, p.247-254.

- PINAZZA, L.A. (1993). Perspectivas da cultura do milho e do sorgo no Brasil. In: BULL, L.T.; CANTARELLA, H. **Cultura do milho**: fatores que afetam a produtividade. Piracicaba, POTAFOS. p.1-10.
- POMBO, L.C.A. (1995). Sorção de cádmio em solos do Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.19, n.1, p.19-24.
- POMBO, L.C.A. (1992). **Absorção de metais pesados por plantas e métodos de avaliação da disponibilidade de cádmio no solo**. Porto Alegre. 84p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- PRIMAVESI, O. et al. (1982). **Elementos tóxicos: cádmio, cromo, selênio, arsênico e iodo**. / Monografia apresentada à disciplina Nutrição Mineral de Plantas da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo/
- PRUDENTE, M.S.; ICHIHASHI, H.; TATSUKAWA, R. (1994). Heavy metal concentrations in sediments from Manila Bay, Philippines and inflowing rivers. **Environmental of Pollution**, n.86, p.83-88.
- RAIJ, B. van. (1994). New diagnostic techniques, universal soil extractants. **Communication in Soil Science and Plant Analysis**, v.25, n.7/8, p.799-816.
- RAMOS, L.; HERNANDEZ, L.M.; GONZALEZ, M.J. (1994). Sequential fractionation of copper, lead, cadmium and zinc in soils from or near Doñana National Park. **Journal of Environmental Quality**, v.23, p. 50-57.
- RIBEIRO, A.C. (1978). **Torta de filtro rotativo e vinhaça como fertilizante em misturas com apatita de Araxá e superfosfato simples**. Piracicaba, 88p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.
- RINGBOM, A. (1963). **Complexation in analytical chemistry**. New York, Wiley. p. 22-56.
- RISSER, J.A.; BAILEY, G.W. (1992). Spectroscopic study of surface redox reactions with manganese oxides. **Soil Science Society American Journal**, v.56, p.82-88.

- RITTER, W.F.; EASTBURN, R.P. (1978). The uptake of heavy metals from sewage applied to land by corn and soybeans. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, n.9, p.799-811.
- ROCHA, A.A. (1993). A história do lixo. In: SÃO PAULO. SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. **Resíduos Sólidos e Meio Ambiente no estado de São Paulo**. São Paulo, p.15-22.
- RODRIGUES, E.F.da G.; GUERRA, J.G.M.; ALMEIDA, D.L.de; DE-POLLI, H. (1994). Biomassa microbiana de carbono de solos de Itaguaí-RJ: comparação entre os métodos fumigação-incubação e fumigação-extração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.18, p.427-432.
- RODRIGUES, E.T. (1990). **Efeitos das adubações orgânica e mineral sobre o acúmulo de nutrientes e sobre o crescimento da alface (*Lactuca sativa L.*)**. Viçosa. 60p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
- ROSS, D.J. (1990). Estimation of soil microbial C by a fumigation-extraction method: influence of seasons, soils and calibration with the fumigation-incubation procedure. **Soil Biology and Biochemistry**, v.22, n.3, p.295-300.
- ROSS, D.S.; SJOGREN, R.E.; BARTLETT, R.J. (1981). Behavior of chromium in soils. IV. Toxicity to microorganisms. **Journal of Environmental Quality**, v.10, p. 145-147.
- RUSSEL, J.B. (1981). **Química geral**. São Paulo, Mcgraw - Hill do Brasil. 898p.
- SAEKI, K.; OKAZAKI, M.; MATSUMOTO, S. (1993). The chemical phase changes in heavy metals with drying and oxidation of the lake sediments. **Water Resource**, v.27, n.7, p.1243-1251.
- SALOMONS, W. (1993). Adsorption of common schemes for single and sequential extractions of trace metals in soils and sediments. **International Journal Environmental Analytical Chemistry**, v.51, p.3-4.
- SALVADOR FILHO, P. et al. (1980). **Resíduos de curtume**. São Paulo, CETESB.

- SAMPAIO, E.V.S.B.; SALCEDO, I.H. (1982). Decomposição de palha de milho marcada e incorporação do ^{14}C à biomassa microbiana de um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.6, p.29-32.
- SANTOS, J. Q. dos. (1983). **Fertilizantes** : fundamentos e aspectos práticos da sua aplicação. 2.ed. Portugal, Europa-América. (Coleção EUROAGRO).
- SARKUNAN, V.; MISRA, A.K.; NAYAR, P.K. (1989). Chromium (VI) toxicity in rice grown under, flooded condition in an alluvial soil. **Journal Indian Society Soil Science**, v.37, p.513-517.
- SELBACH, P. et al. (1991). Descarte e biodegradação de lodos de curtume no solo. **Revista do Couro**, p.83-94, nov.
- SHIVAS, S.A.J. (1980). Factors affecting the oxidation state of chromium disposed in tannery wastes. **Journal of American Leather Chemists Association**, v.75, n.1, p. 42-48.
- SHIVAS, S.A.J. (1979). The field disposal of tannery sludges. **Journal of American Leather Chemists Association**, n.74, p. 70-81.
- SHIVAS, S.A.J. (1978). The environmental effects of chromium in tannery sludge as fertilizer. **Journal of American Leather Chemists Association**, v.74, p.370-377.
- SHUMAN, L.M. (1977). Adsorption of Zn by Fe and Al hydrous oxides as influenced by aging and pH. **Soil Science Society American Journal**, n.41, p.703-706.
- SIENKO, M.J.; PLANE, R.A. (1968). **Química**. 2.ed., São Paulo, Nacional, 650p. ilustr.
- SILVA, S. (1989). **Impiego agricolo dei residui di lavorazione delle pelli**: Quale strumento di risparmio energetico e di salvaguardia ambientale. La Conceria SRL. Milano, 60p.

- SIPPOLA, J.; MAKELA-KURTTO, R. (1993). Decreasing lead levels in cultivated soils in Finland. **International Journal Environmental Analytical Chemistry**, n. 51, p. 201-203.
- SKEFFINGTON, R.A.; SHEWRY, P.R.; PETERSON, P.J. (1976). Chromium uptake and transport in barley seedling (*Hordeum vulgare L.*). **Planta**, v.132, n.2, p.209-214.
- SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. (1995). **Unidades do Sistema Internacional em publicações da SBCS**. CANTARELLA, H.; MONIZ, A.C.(Comissão Editorial da SBCS). Campinas, v.20, n.2, p.82-85, maio/ago. (Boletim Informativo).
- SOON, Y.K.; BATES, T.E.; MOYER, J.R. (1980). Land application of chemically treated sewage sludge. III. Effect on soil and plant heavy metal content. **Journal of Environmental Quality**, n.9, p. 497-504.
- SPARLLING, G.G. (1990). **Soil biomass evaluation**. In: PACIFICLAND WORKSHOP ON THE ESTABLISHMENT OF SOIL MANAGEMENT EXPERIMENTS ON SLOPING LANDS, Bangkok, IBSRAM, 1990. p.163-184 (Technical notes, 4).
- SPARKS, D.L. (1989). **Kinetics of soil chemical processes**. New York, Academic Press. 210p.
- STAMFORD, N.P.; ALBUQUERQUE, M.H.; SANTOS, D.R. (1994). Aproveitamento do nitrogênio pelo sorgo em sucessão a leguminosas incorporadas em diferentes épocas de corte. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 18, p. 221-227.
- STEVENSON, F.J. (1994). **Humus chemistry, genesis, composition, reactions**. 2.ed. New York, John Wiley. 443p.
- STEVENSON, F.J.; ARDAKANI, M.S. (1972). Organic matter reactions involving micronutrients in soils. In: MORTVEDT, J.J.; GIORDANO, P.M.; LINDSAY, W.L. (eds.). Micronutrients in agriculture. **Soil Science Society of America**, p. 79-114.

- STOTZKY, G. (1965). Microbial Respiration. In: BLACK, C.A.; EVANS, D.D.; WHITE, J.L. Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties. **American Society of Agronomy**. (Serie Agronomy, 9). p.1550-1572.
- STUMM, W.; MORGAN, J.J. (1981). **Aquatic chemistry**; an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. 2.ed. New York, John Wiley. 780p.
- SWEETEN, J.M. (1980). Waste treatment:state-of-the-art. In: **INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON LIVESTOCK WASTES**, 4., St.Joseph, MI, 1980. ASAE. p.334-338.
- TABOSA, J.N.; MACIEL, G.A.; TAVARES, J.A.; GAMA, E.E.G.e; MAGNAVACA, R.; SANTOS, M.X.dos. (1992). **Cultivar de Milho CMS 36 (BR-5036) - seleção IPA, para solos ácidos da Chapada do Araripe**. Recife, IPA. (IPA. Comunicado Técnico, 46).
- TATE, K.R.; ROSS, D.J.; FELTHAM, C.M. (1988). A direct extraction method to estimative soil microbial C: effects of experimental variables and some different calibration procedures. **Soil Biology and Biochemistry**, v.20, n.3, p. 329-335.
- TAYLOR, R.M. (1968). The association of manganese and cobalt in sils - further observations. **Journal Soil Science**, v.19, p. 77-86.
- TAYLOR, M.C.; REEDER, S.W.; DEMAYO, A. (1979). **Chromium**. Guidelines for surface water quality . Canadá, s.ed.. v.1.
- TAYLOR, R.W.; IBEABUCHI, I.O.; SISTANI, K.R.; SHUFORD, J.W. (1992). Accumulation of some metals by legumes and their extractability from acid mine spoils. **Journal of Environmental Quality**, v.21, p. 176-180.
- TEIXEIRA, J.A.de O.S. (1981). **Descarte de resíduo de curtume no solo**. Porto Alegre. 83p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- TERRON, P.U. (1995). **Tratado de fitotecnia general**. 2.ed. rev. ampl. Madrid, Mundi-Prensa. 895p.

- TESSIER, A.; CAMPBELL, P.G.C.; BISSON, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of trace metals. **Analytical Chemistry**, v.51, n.7, p.844-851.
- TREBIEN, D.O.P. (1994). **Influência dos teores de matéria orgânica, óxidos de manganês facilmente reduzíveis e umidade na oxidação de cromo no solo**. Porto Alegre. 81p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- TURNER, M.A.; RUST, R.H. (1971). Effects of chromium on growth and mineral nutrition of soybeans. **Soil Science Society American Proceedings**, v.35, p.755-758.
- UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. Escola de Engenharia de São Carlos. Serviço de Biblioteca. (1996). **Diretrizes para elaboração de dissertações e teses na EESC-USP**. 2.ed. rev. ampl. São Carlos.
- URE, M.; QUEVAUVILLER, P.; MUNTAU, H.; GRIEPINK, B. (1993). Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. **International Journal Environmental Analytical Chemistry**, n.51, p. 135-151.
- VOGEL, A.I. (1992). **Análise química quantitativa**. 5.ed. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan, 712p.
- XIAO-QUAN, S.; BIN, C. (1993). Evaluation of sequential extraction for speciation of trace metals in model soil containing natural minerals and humic acid. **Analytical Chemistry**, n. 65, p. 802-807.
- WALLACE, A. (1989). Plant response to some hardly known trace elements and trace elements composition and distribution in plants. **Soil Science**, v.147, n.6, p. 461-464.
- WALLACE, A.; ALEXANDER, V.; CHAUDHRY, F.M. (1976). Some effects of chromium toxicity on bush bean plants grown in soil. **Plant and Soil**, v.44, p. 471-473.

- WARDLE, D.A. (1995). Metodologia para quantificação da biomassa microbiana do solo, cap.21. In: HUNGRIA, M.; ARAUJO, R.S. **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**. Brasília, EMBRAPA-SPI, 505p.
- WILLADINO, L.; CÂMARA, T.R.; TABOSA, J.N.; ANDRADE, A.G.; GOMES, R.V.; SOUZA, A.J. (1994). Avaliação de cultivares de milho em solo salino do semi-árido de Pernambuco. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.29, n.7, p.1059-1065.
- WOOD, J.M. (1974). Biological cycles for toxic elements in the environment. **Science**, n.183, p.1049-1052.
- WHO-WORLD HEALTH ORGANIZATION. (1984). **Guidelines for drinking-water quality: health criteria and other supporting information**. Geneva, World Health Organization. v.2.
- YASSI, A.; NIEBOER, E. (1988). Carcinogenicity of chromium compounds. In: NRIAGU, J.O.; NIEBOER, E. (eds.) **Chromium in the natural and human environments**. New York, John Wiley. p. 443-486.
- ZONTA, E.P.; MACHADO, A.A.; SILVEIRA JUNIOR, P. (1984). **Sistema de análise estatística para microcomputadores (SANEST)**. Pelotas, Universidade Federal de Pelotas. Departamento de Matemática e Estatística, 151p.