

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

**CRESCIMENTO DE PLANTAS E MODIFICAÇÕES DE PROPRIEDADES DO
SOLO APÓS VÁRIAS APLICAÇÕES DE RESÍDUOS DE CURTUME E
CARBONÍFERO**

Maurizio Silveira Quadro
Engenheiro Agrícola (UFPel)
Mestre em Agronomia – Área de Ciência do Solo (UFPel)

Tese apresentada como um dos requisitos à obtenção do Grau de Doutor em
Ciência do Solo

Porto Alegre, (RS) Brasil

Maio de 2008

Maurizio Silveira Quadro
Engenheiro Agrícola – UFPel
Mestre em Agronomia – UFPel

TESE

Submetida como parte dos requisitos
para a obtenção do Grau de

DOUTOR EM CIÊNCIA DO SOLO

Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Faculdade de Agronomia
Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Porto Alegre (RS), Brasil

Aprovada em:
Pela Banca Examinadora

Homologada em:
por:

MARINO JOSÉ TEDESCO
Professor Orientador
PPG – Ciência do Solo

RENATO LEVIEN
Coordenador do Programa de Pós-
Graduação em Ciência do Solo

CARLOS ALBERTO BISSANI
PPG - Ciência do Solo

CLESIO GIANELLO
PPG - Ciência do Solo

GILMAR ARDUINO B. MARODIN
Diretor da Faculdade de Agronomia

CLÁUDIO HENRIQUE KRAY
CEFET - Bento Gonçalves

ELBA CALESSO TEIXEIRA
FEPAM

AGRADECIMENTOS

A Deus.

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Laboratório de Análise de Solo (LAS) da UFRGS, pelo auxílio financeiro.

A COPELMI e UTRESA pelo fornecimento dos resíduos.

Ao professor Marino José Tedesco, pela orientação, apoio e dedicação na condução dos trabalhos; pelos valiosos ensinamentos e pelo exemplo de profissionalismo.

Aos professores Clesio Gianello e Carlos Alberto Bissani pela colaboração e ensinamentos.

Aos colegas do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pela convivência, amizade e ajuda que contribuíram para a realização deste trabalho.

Aos funcionários do Laboratório de Análise de Solo, pela valiosa ajuda.

Aos bolsistas de iniciação científica Dan Stefano, Kelly Justin da Silva, Marquis Henrique, Felipe Salvador e Viviane Pereira pelo auxílio na condução dos trabalhos.

Aos colegas Leandro Bortolon, Cláudio Kray e Analú Mantovani pelas discussões e auxílio no trabalho.

À minha esposa que mesmo distante sempre esteve comigo.

E em especial à minha filha pela compreensão.

CRESCIMENTO DE PLANTAS E MODIFICAÇÕES DE PROPRIEDADES DO SOLO APÓS VÁRIAS APLICAÇÕES DE RESÍDUOS DE CURTUME E CARBONÍFERO ^{1/}

Autor: Maurizio Silveira Quadro

Orientador: Prof. Marino José Tedesco

RESUMO

Foi iniciado na safra agrícola de 1996/97 um experimento de campo de longa duração com aplicação de resíduos de curtume e carbonífero, na Estação Experimental da Universidade Federal de Rio Grande do Sul (30° 05'76" S; 51° 40' 67" W). Na safra de 2005/06, foram retiradas amostras de solo para análise e foi semeada mamona (*Ricinus comunis*). Nas amostras de solo de superfície (0 a 20 cm) foram avaliados os efeitos residual e de reaplicação dos resíduos em plantas de mamona e de cenoura (*Daucus carota*) em vasos. A decomposição dos resíduos de curtume no solo foi estudada pela disponibilidade de N para a cultura do milho e pela volatilização de C-CO₂. Foi avaliada a capacidade de acidificação do resíduo carbonífero. Foi observado que as duas aplicações anteriores e a reaplicação dos resíduos, não afetaram o crescimento das culturas nos estudos de campo e em vasos, com as taxas de aplicação utilizadas. Os teores de cromo determinados nas plantas não são considerados prejudiciais para o consumo. Não foi observada translocação do cromo para camadas sub-superficiais do solo. A decomposição de resíduos de curtume no solo foi superestimada pela técnica de volatilização de C-CO₂, quando comparada à liberação de N para as plantas. Foram necessários 66 a 29 kg de CaCO₃ ha⁻¹ ano⁻¹ para neutralizar a acidez gerada pela decomposição do resíduo carbonífero em 345 dias, sendo que a quantidade requerida diminui com o aumento do diâmetro de partículas.

^{1/} Tese de Doutorado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (178 p.) Maio, 2008.

TANNERY AND COAL MINE RESIDUES APPLICATION AND REAPPLICATION EFFECTS ON SOIL AND PLANTS ²

Author: Maurizio Silveira Quadro
Adviser: Prof. Marino José Tedesco

ABSTRACT

A long term field experiment is underway since the 1996/97 season with tannery and coal mine residues application, at the Federal University of Rio Grande do Sul state Experimental Station (30° 05'76" S; 51° 40' 67" W) (Brasil). In the 2005/06 season, soil samples were taken and castor beans (*Ricinus comunis*) was grown. Surface soil samples (0 to 20 cm depth) were taken to evaluate the residues' residual and reapplication effects on castor beans and carrots (*Daucus carota*) grown in pots. The tannery residues decomposition in the soil was studied by crop's N availability and by the C-CO₂ volatilization techniques. The coal mine residues' acidifying capacity was also evaluated. It was observed that the two previously applied or reapplied residues did not effect the crops growth at the recommended application rate, both in the field and in the pots studies. Plants chromium contents were in the range not considered harmful for consumption. Chromium movement to the soil's subsurface layers was not observed. The tannery residues decomposition in soil was overestimated by the C-CO₂ volatilization technique, as compared to the plant's N availability. Amounts from 66 to 29 kg CaCO₃ ha⁻¹ year⁻¹ were required to neutralize the acidity due to the coal mine residue decomposition in 345 days, decreasing with the increase of particle size.

² Doctoral Thesis in Soil Science – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.(178 p.) May, 2008.

SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 Indústria de curtumes	4
3.1.1 Descrição do processo industrial de curtumes	4
3.1.1.1 Operações de ribeira	6
3.1.1.2 Curtimento	6
3.1.1.3 Acabamento.....	6
3.1.2 Resíduos de curtume	7
3.1.2.1 Características do lodo de curtume	8
3.1.2.2 Características das aparas de couro e da serragem cromada	9
3.1.3 Impactos ambientais da aplicação de resíduos de curtume no solo.....	9
3.1.3.1 Legislação ambiental	9
3.1.3.2 Dinâmica do cromo no solo	11
3.1.3.3 Efeitos do cromo nas plantas	13
3.1.3.4 Decomposição dos resíduos de curtume adicionados ao solo.....	15
3.2 Setor de carvão mineral	19
3.2.1 Resíduo carbonífero	19
3.2.1.1 Impactos ambientais.....	20
4. MATERIAL E MÉTODOS	25
4.1 Histórico	25
4.1.1 Instalação do experimento.....	26
4.1.2 Segunda aplicação de resíduos.....	27
4.2 Continuação do experimento de campo	27
4.2.1 Amostragem do solo e materiais utilizados	27
4.2.2 Amostragem da vegetação nativa	28
4.2.3 Cultivo da mamona.....	29
4.3 Análise de solo	31
4.3.1 Caracterização básica	31
4.3.2 Teores de metais.....	31
4.3.3 Extração dos óxidos de ferro	32
4.4 Estudos em vasos e/ou casa de vegetação	32
4.4.1 Estudo 1 - Efeito residual das aplicações anteriores dos resíduos na cultura da mamona	32

4.4.2 Estudo 2 - Efeito da reaplicação dos resíduos na cultura da mamona	34
4.4.3 Estudo 3 - Efeito residual das aplicações anteriores dos resíduos na cultura da cenoura.....	37
4.4.4 Estudo 4 - Efeito da reaplicação dos resíduos na cultura da cenoura.....	38
4.4.5 Estudo 5 - Taxa de mineralização dos resíduos de curtume	39
4.4.5.1 Taxa de mineralização dos resíduos de curtume avaliada pela absorção de nitrogênio pelas plantas.....	39
4.4.5.2 Taxa de mineralização dos resíduos de curtume avaliada pela liberação de C-CO ₂	42
4.4.6 Estudo 6 - Taxa de liberação de ácido do resíduo carbonífero.....	43
4.5 Análise estatística	45
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	46
5.1 Continuação do experimento a campo	46
5.1.1 Caracterização inicial de plantas e do solo	46
5.1.1.1 Vegetação espontânea	46
5.1.1.2 Caracterização básica do solo	47
5.1.1.3 Teores de cromo no solo	54
5.1.2 Cultivo da mamona	62
5.1.2.1 Rendimento das plantas	62
5.1.2.2 Teores de macronutrientes na parte aérea das plantas.....	67
5.1.2.3 Teor de cromo na parte aérea das plantas de mamona.....	69
5.2 Experimento em vasos e em laboratório	70
5.2.1 Estudo 1 - Efeito residual das aplicações anteriores dos resíduos na cultura da mamona.....	70
5.2.1.1 Rendimento das plantas	70
5.2.1.2 Teores de macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg) nas plantas..	72
5.2.1.3 Teores de cromo e de outros metais nas plantas.....	74
5.2.2 Estudo 2: Efeito da reaplicação dos resíduos na cultura da mamona.....	79
5.2.2.1 Análise do solo	79
5.2.2.2 Rendimento das plantas	82
5.2.2.3 Teores de macronutrientes nas plantas	84
5.2.2.4 Teores de cromo e outros metais nas plantas	86
5.2.3 Estudo 3- Efeito residual das aplicações anteriores dos resíduos na cultura da cenoura	88
5.2.3.1 Rendimento das plantas	88
5.2.3.2 Teores de macronutrientes (N, P, Ca e Mg).....	89
5.2.3.3 Teores de cromo e de outros metais nas plantas.....	91
5.2.4 Estudo 4 - Efeito da reaplicação dos resíduos na cultura da cenoura	93
5.2.4.1 Análise do solo	93
5.2.4.2 Rendimento das plantas	97
5.2.4.3 Teores de macronutrientes nas plantas	99
5.2.4.4 Teores de cromo e outros metais nas plantas.....	101
5.3 Estudo 5 - Taxas de mineralização dos resíduos de curtume	103
5.3.1 Mineralização pela liberação de nitrogênio	103
5.3.2 Mineralização dos resíduos avaliada pela liberação de CO ₂	110

5.3.3 Comparação entre a mineralização determinada pela volatilização de C-CO ₂ e pela liberação de nitrogênio para a cultura do milho	117
5.4 Estudo 6 - Taxa de liberação de ácido dos resíduos carboníferos	118
5.4.1 Efeito no pH	118
5.4.2 Sulfato	127
5.4.3 Ferro	131
6.CONCLUSÕES	134
7.BIBLIOGRAFIA	137
8.APÊNDICES ..	154

RELAÇÃO DE TABELAS

	Página
1 -Características físico-químicas dos resíduos utilizados neste trabalho	35
2 -Quantidades de corretivo da acidez (calcário), cromo e resíduos reaplicados nos tratamentos do cultivo da mamona	36
3 -Quantidades de resíduos, nitrogênio e carbono aplicadas no estudo da taxa de mineralização dos resíduos	41
4 -Quantidades de matéria seca (MS) e teores de nutrientes na parte aérea da vegetação espontânea na área do experimento .	47
5 -Características químicas da camada superficial (zero a 20 cm) do solo amostrado em agosto de 2005	48
6 -Características químicas da camada sub-superficial (20 a 50 cm) do solo amostrado em agosto de 2005	51
7 -Características químicas da camada subjacente (50 a 80 cm) do solo amostrado em agosto de 2005.....	53
8 -Teores totais de cromo no solo, extraído com HF + HNO ₃	56
9 -Teores de ferro e de cromo determinados nos extratos de oxalato de amônio (Fe ₀), DCB e ácido nítrico – perclórico (Cr ‘total’) da fração argila da camada de 0 - 20 cm.....	59
10-Rendimento de matéria seca da parte aérea e rendimento de grãos da mamona, no experimento de campo	64
11-Quantidade de nitrogênio absorvido pela cultura da mamona, no experimento de campo.....	68
12-Rendimento de matéria seca (MS) e produção de grãos da mamona do Estudo 1.....	71
13-Teores de macronutrientes nas plantas de mamona do Estudo 1, colhidas aos 45 dias	73
14-Teores de cromo nas plantas de mamona do Estudo 1	76
15-Características químicas do solo amostrado após a reaplicação dos tratamentos e o cultivo da mamona do Estudo 2	80
16-Rendimento de matéria seca (MS) e produção de grãos da mamona do Estudo 2.....	83
17 Teores de macronutrientes nas plantas de mamona do Estudo 2, colhidas aos 45 dias	85
18-Teores de macronutrientes na parte aérea das plantas de mamona do Estudo 2, colhidas aos 150 dias	86
19-Teor de cromo nas plantas de mamona do Estudo 2	87
20-Matéria úmida (MU) e matéria seca (MS) das raízes e da parte aérea das plantas de cenoura do Estudo 3	89
21-Teores de macronutrientes na parte aérea das plantas de cenoura do Estudo 3	90
22-Teores de macronutrientes na raiz das plantas de cenoura do Estudo 3	91
23-Teor de cromo nas plantas de cenoura do Estudo 3	92
24-Características químicas do solo amostrado 114 dias após a	94

reaplicação dos tratamentos e o cultivo da cenoura do Estudo 4	
25-Matéria úmida (MU) e matéria seca (MS) das raízes e da parte aérea das plantas de cenoura do Estudo 4, após a reaplicação dos tratamentos	98
26-Teores de macronutrientes na parte aérea das plantas de cenoura do Estudo 4, cultivada após a reaplicação dos tratamentos	99
27-Teores de macronutrientes na raiz das plantas de cenoura do Estudo 4, cultivada após a reaplicação dos tratamentos.....	100
28- Teor de cromo nas plantas de cenoura do Estudo 4, cultivada após a reaplicação dos tratamentos	102
29-Quantidades de nitrogênio liberado nos diferentes tratamentos.....	104
30-Fração do nitrogênio mineralizado por cultivo	107
31-Estimativas de mineralização dos resíduos obtidas pela liberação de nitrogênio para o milho e de carbono volatilizado em frascos respirométricos	117
32-Coefficientes angulares das retas de acidificação do solo, acidez gerada e necessidade de CaCO_3 para sua neutralização	126
33-Teores de S-SO ₄ do solo extraído durante o período de incubação	128
34-Teor de Ferro extraído com oxalato de amônio durante o período de incubação	132

RELAÇÃO DE FIGURAS

	Página
1 - Fluxograma esquemático da fabricação de couros - operações de ribeira, curtimento e acabamento molhado.....	5
2 - Fluxograma esquemático da fabricação de couros - operações de acabamento.	5
3 - Principais fluxos básicos de um curtume.....	8
4 - Materiais utilizados para coleta e esquema de coleta	28
5 - Esquema do experimento, mostrando os tratamentos (T1 a T8) e as sub-parcelas com adubação nitrogenada	30
6 - Germinação da mamona	30
7 - Cultivo da mamona no campo	31
8 - Unidades experimentais para cultivo da mamona.	34
9 - Unidades experimentais para cultivo do milho.	41
10- Unidades experimentais para determinação de C-CO ₂ liberado	43
11- Teor de cromo do solo, extraído por ácido nítrico – perclórico, concentrados nas diferentes profundidades.....	55
12- Razão Fe _o /Fe _d na fração argila da camada superficial do solo nos diferentes tratamentos.....	62
13 - Efeito do pH do solo no rendimento de grãos da mamona, no experimento de campo.....	65
14 - Efeito da saturação por alumínio no rendimento de grãos da mamona, no experimento de campo	66
15 - Efeito da saturação por bases no rendimento de grãos da mamona, no experimento de campo.....	66
16 - Teor de cromo na parte aérea das plantas de mamona, no experimento de campo	69
17 - Quantidades de cromo absorvido pelas plantas de mamona do Estudo 1, aos 45 dias e 150 dias.	78
18 - Comparação entre os teores de cromo em diferentes partes das plantas de mamona do Estudo 1, aos 150 dias.....	79
19 - Teor de cromo no solo (camada de 0-20 cm) após a reaplicação dos resíduos e o cultivo da mamona	82
20 - Teor de cromo no solo após a reaplicação dos resíduos e o cultivo das plantas decenoura do Estudo 4.....	97
21 - Percentuais totais de nitrogênio mineralizado e imobilizado nos diferentes tratamentos.....	108
22 - Liberação cumulativa de C-CO ₂ durante o de 157 dias	112
23 - Carbono total liberado na forma de C-CO ₂ durante 157 dias.....	114
24 - Carbono degradado dos resíduos durante 157 dias em relação ao tratamento com adição de PK + ca (T ₂).....	116
25 - Valores de pH nos tratamentos com a aplicação de resíduo carboníferos com granulometria < 0,85 mm de diâmetro de partículas.....	119

26 - Curva de neutralização do solo e pH determinado aos 416 dias de incubação do resíduo carbonífero com granulometria < 0,85 mm de Ø de partículas.....	120
27 - Variação do pH nos tratamentos com a aplicação de resíduo carbonífero com granulometria entre 0,85 a 2,0 mm de diâmetro de partícula.....	121
28 - Curva de neutralização do solo e pH determinado aos 416 dias de incubação do resíduo carbonífero com granulometria entre 2,0 e 4,0 mm de Ø de partículas.....	121
29 - Variação do pH nos tratamentos com a aplicação de resíduo carboníferos com granulometria 2,0 a 4,0 mm de diâmetro de partículas	122
30 - Curva de neutralização do solo e pH determinado aos 416 dias de incubação do resíduo carbonífero com granulometria entre 2,0 a 4,0 mm de Ø de partículas.....	122
31 - Variação do pH nos tratamentos com a aplicação de resíduo carboníferos com granulometria entre 4,0 a 10,0 mm de diâmetro de partículas.....	123
32 - Curva de neutralização do solo e pH determinado aos 416 dias de incubação do resíduo carbonífero com granulometria entre 4,0 a 10,0 mm de Ø de partículas.....	124
33 - Correlação entre os valores de pH e a concentração de sulfato no solo.....	129
34 - Correlação entre o valor de pH do solo e a concentração de ferro extraído com oxalato de amônio.....	133

LISTA DE APÊNDICES

	Página
1- Caracterização do solo da área experimental em 1996.....	155
2- Características físico-químicas dos resíduos utilizados na aplicação e na reaplicação dos tratamentos.....	156
3- Tratamentos, quantidades de materiais e de cromo aplicados na 1ª (12/1996), 2ª (01/2000) e na 3ª aplicação	157
4 - Teores de S-SO ₄ , Zn, Cu, B, Mn e Cr e índice SMP da camada de zero a 20 cm amostrado em agosto de 2005.....	158
5 - Teores de S-SO ₄ , Zn, Cu, B, Mn e Cr e índice SMP da camada de 20 a 50 cm amostrado em agosto de 2005.....	158
6 - Teores de S-SO ₄ Zn, Cu, B, Mn e Cr e índice SMP da camada de 50 a 80 cm amostrado em agosto de 2005.....	159
7 - Características das plantas de mamona cultivadas a campo.....	159
8 - Teores de nitrogênio e cromo na parte aérea das plantas de mamona cultivadas a campo.....	160
9 - Teores de P e K na parte aérea das plantas de mamona cultivadas a campo.....	160
10 - Teores de Ca e Mg na parte aérea das plantas de mamona cultivadas a campo.....	161
11 - Teores de nitrogênio nos grãos das plantas de mamona cultivadas a campo.....	161
12 - MS de caule, MS de folhas e MS de bagas, das plantas de mamona colhida aos 150 dias no Estudo 1.....	162
13 - Teores de macronutrientes no caule das plantas de mamona do Estudo 1 colhida aos 150 dias.....	162
14 - Teores de macronutrientes nas folhas das plantas de mamona do Estudo 1 colhida aos 150 dias	163
15 - Teores de macronutrientes nas bagas das plantas de mamona do Estudo 1 colhida aos 150 dias.....	163
16 - Teores de macronutrientes nos grãos das plantas de mamona do Estudo 1 colhida aos 150 dias	164
17 - Teores totais de Cd, Cu, Pb e Zn nas plantas de mamona do Estudo 1, colhidas aos 45 dias	164
18 - Teores totais de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn no caule das plantas de mamona do Estudo 1, colhida aos 150 dias	165
19 - Teores totais de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn nas folhas das plantas de mamona do Estudo 1, colhida aos 150 dias.....	165
20 - Teores totais de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn nas bagas das plantas de mamona do Estudo 1, colhida aos 150 dias	166
21 - Teores totais de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn no grão das plantas de mamona do Estudo 1, colhida aos 150 dias	166

22 -Teores totais de metais no solo amostrado a 150 dias após a reaplicação dos resíduos na cultura da mamona do Estudo 2	167
23 -Teores de macronutrientes nas raízes das plantas de mamona do Estudo 2, colhida aos 150 dias	167
24 -Teores totais de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na parte aérea das plantas de mamona do Estudo 2, colhida aos 150 dias	168
25 -Teores totais de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn nas raízes das plantas de mamona do Estudo 2 , colhida aos 150 dias	168
26 -Características das plantas de cenoura do Estudo 3	169
27 -Teores totais de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn totais na parte aérea das plantas de cenoura do Estudo 3	169
28 -Teores totais de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn totais nas raízes das plantas de cenoura do Estudo 3	170
29 -Teores de S-SO ₄ , Zn e Cu extraível e Mn trocável, CE e cromo total no solo 114 dias da após a reaplicação dos resíduos para a cultura da cenoura do Estudo 4	170
30 -Teores totais de metais no solo 114 dias após a reaplicação de resíduos para a cultura da cenoura do Estudo 4	171
31 -Características das plantas de cenoura do Estudo 4	171
32 -Teores totais de metais na parte aérea das plantas de cenoura do Estudo 4	172
33 -Teores totais de metais nas raízes das plantas de cenoura do Estudo 4	172
34 -Teores totais de metais na casca da raiz das plantas de cenoura do Estudo 4, após a reaplicação de resíduos	173
35 -Quantidades de N mineral (NH ₄ ⁺ + NO ₃ ⁻) determinadas no solo após cada cultivo	173
36 -Matéria seca do milho nos três cultivos sucessivos.....	174
37 -Teores de nitrogênio nas plantas de milho	174
38 -N mineralizado dos resíduos de curtume	175
39 -Características físico - químicas do solo após três cultivos de milho..	175
40 -Teores de S-SO ₄ , Zn, Cu, B, Mn e condutividade elétrica no solo após os três cultivos de milho	176
41 -Teores totais de metais no solo após os três cultivos de milho	176
42 -Teores totais de Cu, Zn, Cd, Ni e Cr no tecido do 1 ^o cultivo de milho .	177
43 -Teores totais de Cu, Zn, Cd, Ni e Cr no tecido do 2 ^o cultivo de milho .	177
44 -Teores totais de Cu, Zn, Cd, Ni e Cr no tecido do 3 ^o cultivo de milho..	178
45 -Teores de alguns metais considerados normais e excessivos (ou tóxicos) em plantas (teores na matéria seca)	178
46 -Valores do pH em água do solo (relação 1:1) em diferentes intervalos após o período de incubação	179

1 INTRODUÇÃO

O setor couro-calçadista e a mineração de carvão são atividades de elevada importância econômica no estado do Rio Grande do Sul. Entretanto, estas atividades geram grandes quantidades de resíduos, causando impactos ambientais negativos. Os curtumes produzem resíduos com elevada carga orgânica e cromo na sua composição. Os rejeitos carboníferos contêm pirita que, quando exposta ao ar e água, pode causar a redução do pH do meio, provocando drenagem ácida.

A disposição correta dos resíduos de curtume e carbonífero tem causado discordância entre as indústrias e os órgãos ambientais. O uso do solo para o descarte destes resíduos tem se mostrado, em outros estudos, uma alternativa viável devido à sua capacidade de degradar, complexar e inativar componentes presentes nestes materiais. A presença de nutrientes e/ou a capacidade de neutralização da acidez de alguns resíduos têm mostrado benefícios ao solo e às plantas; entretanto, a presença de metais pesados, entre outros fatores, pode ser limitante à utilização dos mesmos.

Aplicações elevadas de resíduos contendo metais podem apresentar toxidez aos microrganismos do solo e às plantas. Portanto, o descarte de resíduos no solo deve ser feito considerando características do resíduo e do solo, bem como o histórico de uso da área.

O potencial poluente do resíduo do curtimento de peles é devido à elevada carga orgânica e à presença de fenóis, sulfetos e cromo. O cromo ocorre no lodo na forma trivalente, sendo que em condições de baixa acidez este elemento possui baixa solubilidade e pequena mobilidade, minimizando os riscos de lixiviação para o lençol freático e a absorção pelas raízes.

A principal preocupação dos órgãos ambientais é que o acúmulo do resíduo de curtume em depósitos ou mesmo no solo, em anos subseqüentes e com o processo de oxidação de seu material orgânico, possa aumentar a concentração de cromo trivalente passível de oxidação. Vários trabalhos mostraram que a mobilidade vertical do cromo em que foram feitas aplicações sucessivas de resíduos de curtume é muito baixa; entretanto, estes autores não têm conseguido recuperar nas análises mesmas quantidades adicionadas ao solo. Deste modo, ocorre a dúvida; ou o cromo é perdido por escorrimento superficial ou continua em formas não extraíveis pelo ataque com os métodos utilizados.

O resíduo carbonífero contém pirita, xisto, argila e outros componentes que são separados do carvão durante a operação de beneficiamento. Na presença de água e oxigênio e pela atividade dos microrganismos do solo, a pirita é oxidada, ocorrendo a formação de ácido sulfúrico.

O baixo pH dificulta o estabelecimento da vegetação em áreas recuperadas da mineração, provocando assim uma pequena taxa de cobertura do solo. A baixa cobertura do solo, associada à baixa capacidade de retenção de água e à acidez, pode promover uma aceleração dos processos erosivos, aumentando assim a perda de solo destas áreas e, conseqüentemente, o impacto ambiental nos mananciais hídricos. Nos Estados Unidos autores sugerem a utilização de adubação com NPK para o estabelecimento e a manutenção de plantas em solos construídos; entretanto, devido ao elevado custo dos fertilizantes e à necessidade de acumulação de matéria orgânica e da ciclagem de nutrientes, a aplicação de resíduos com altos teores de carbono orgânico e de nutrientes podem ser uma alternativa viável na recuperação de solos minerados.

A utilização de resíduos orgânicos na reconstrução dos solos de área de mineração tem sido estudada por alguns autores; este procedimento visa o sinergismo ou a anulação dos seus efeitos tóxicos isolados, podendo ser uma alternativa viável. Entretanto, os efeitos a médio e longo prazo devem ainda ser melhor estudados.

2 OBJETIVOS

Objetivo Geral

Avaliar os efeitos, a longo prazo, do descarte de resíduos de curtume e carbonífero no sistema solo – planta.

Objetivos específicos

- Estudar os efeitos de adições sucessivas de resíduos de curtume e de rejeito carbonífero sobre as propriedades químicas do solo e sobre as plantas;
- Avaliar a degradação dos resíduos de curtume (lodo de ETE, serragem cromada e aparas de couro) no solo, correlacionando-a com a mineralização de nitrogênio absorvido pelas plantas;
- Quantificar a absorção de cromo pelas raízes das plantas;
- Avaliar a dinâmica do cromo no sistema solo;
- Determinar a quantidade de cromo retido em silicatos e outros minerais.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Indústria de curtumes

O Brasil é detentor de um dos maiores rebanhos bovinos do mundo, sendo o 5º maior produtor de couros bovinos, suplantado apenas por EUA, Rússia, Índia e Argentina, com produção aproximada de 33 milhões de couros, representando 10 a 11% da produção mundial (BNDES, 2006b). Em 1990, o Brasil passou a ser importante exportador de couros e, em 2004, a produção total do país foi de aproximadamente 36,5 milhões de couros, sendo que 26,3 milhões foram exportados, representando 72,1% da produção (Pacheco, 2005).

O setor coureiro-calçadista é de grande importância na economia brasileira, não só pela quantidade exportada, mas também pela geração de aproximadamente 700 mil empregos (BNDES, 2006a). A indústria brasileira de couro é constituída por aproximadamente 450 curtumes (Santos et al., 2002), sendo que no Rio Grande do Sul estão instaladas 220 indústrias, gerando 14 mil empregos diretos.

3.1.1 Descrição do processo industrial de curtumes

O processo de transformação de peles em couros é normalmente dividido em três etapas principais: ribeira, curtimento e acabamento. As Figuras 1 e 2 mostram o fluxograma da fabricação de couros, desde as peles frescas ou salgadas até os couros totalmente acabados, destacando-se os principais pontos de geração de resíduos.

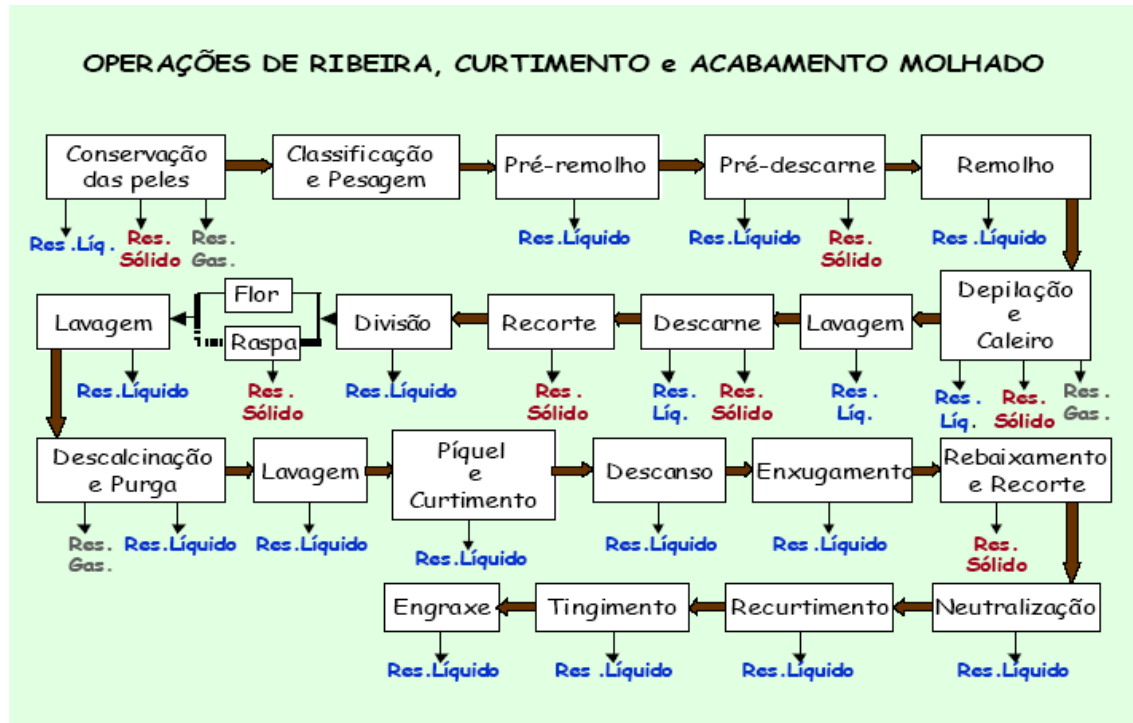


FIGURA 1 - Fluxograma esquemático da fabricação de couros - operações de ribeira, curtimento e acabamento molhado (Pacheco, 2005).

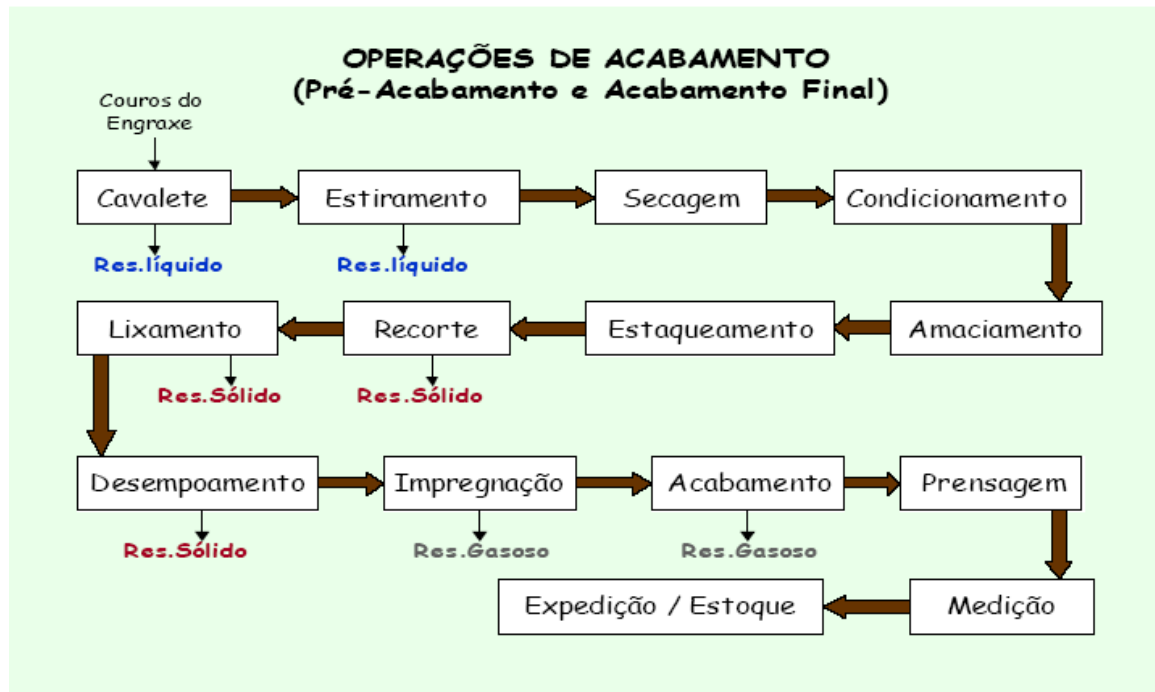


FIGURA 2 - Fluxograma esquemático da fabricação de couros - operações de acabamento (Pacheco, 2005).

3.1.1.1 Operações de ribeira

A operação de ribeira é destinada à limpeza e à eliminação das diferentes partes e substâncias das peles que não irão constituir os produtos finais, bem como preparar sua matriz de fibras colagênicas (estrutura protéica a ser mantida), para reagir adequadamente com os produtos químicos das etapas seguintes. Em geral, a ribeira compreende as etapas desde o pré - remolho até a lavagem após a descalcinação e purga ou até o píquel, que é feito antes do curtimento (Figura 1).

3.1.1.2 Curtimento

O curtimento é a transformação das peles, pré-tratadas na ribeira, em materiais estáveis e imputrescíveis, ou seja, a transformação das peles em couros. O curtimento é classificado, conforme o material utilizado, em três tipos principais: mineral, vegetal e sintético; entretanto, o mais utilizado é o curtimento mineral. No curtimento mineral, a utilização de cromo ainda é o principal processo de curtimento, pelo tempo relativamente curto de execução e pela qualidade que confere aos couros em suas principais aplicações. A fonte de cromo usualmente utilizada é o sulfato básico de cromo, em que este metal está no estado trivalente. Devido a o possível impacto ambiental negativo deste metal, estão sendo estudadas alternativas para sua substituição.

3.1.1.3 Acabamento

O acabamento pode ser subdividido em três etapas: acabamento molhado, pré-acabamento e acabamento final. O acabamento molhado (ou pós-curtimento) corresponde às etapas desde descanso/enxugamento até o engraxe dos couros (Figura 2). Estas etapas visam a complementar o curtimento principal anterior, bem como propiciar a base de algumas propriedades físicas e mecânicas desejáveis aos couros, como cor básica, resistência à tração, impermeabilidade, maciez, flexibilidade, toque e elasticidade.

O pré-acabamento (Figura 2) compreende desde as operações de cavaletes, estiramento e secagem até a impregnação; nesta última etapa, aplica-se produtos à superfície dos couros, como polímeros termoplásticos, manualmente ou por meio de máquinas apropriadas. Estas operações têm a finalidade de dar algumas das propriedades físicas finais aos couros.

O acabamento final é o conjunto de etapas que conferem ao couro apresentação e aspecto definitivo, compreendendo as operações finais antes da expedição ou estoque dos couros acabados: acabamento, prensagem e medição.

3.1.2 Resíduos de curtume

No processamento industrial das peles de animais são gerados vários resíduos sólidos que apresentam grande variabilidade e características próprias. Estes resíduos constituem aproximadamente 60% do peso inicial da pele (Springer, 1986; Curtumes..., 1991; Kray, 2001). A Figura 3 mostra que o processamento convencional de 1.000 kg de peles salgadas gera somente 200 a 250 kg de couros acabados, representando um rendimento médio do processo de 22,5%. Além de outras emissões, o processo de curtimento gera aproximadamente 600 kg de resíduos sólidos por tonelada de couro salgado, o que indica um grande potencial de impacto ambiental negativo nessa atividade (Pacheco, 2005).

Os principais resíduos sólidos importantes gerados no processo produtivo são as aparas não caleadas e caleadas, carnaça, material curtido (farelo de rebaixadeira e aparas/tiras curtidas) e lodos dos sistemas de tratamento dos efluentes líquidos (Pacheco, 2005).

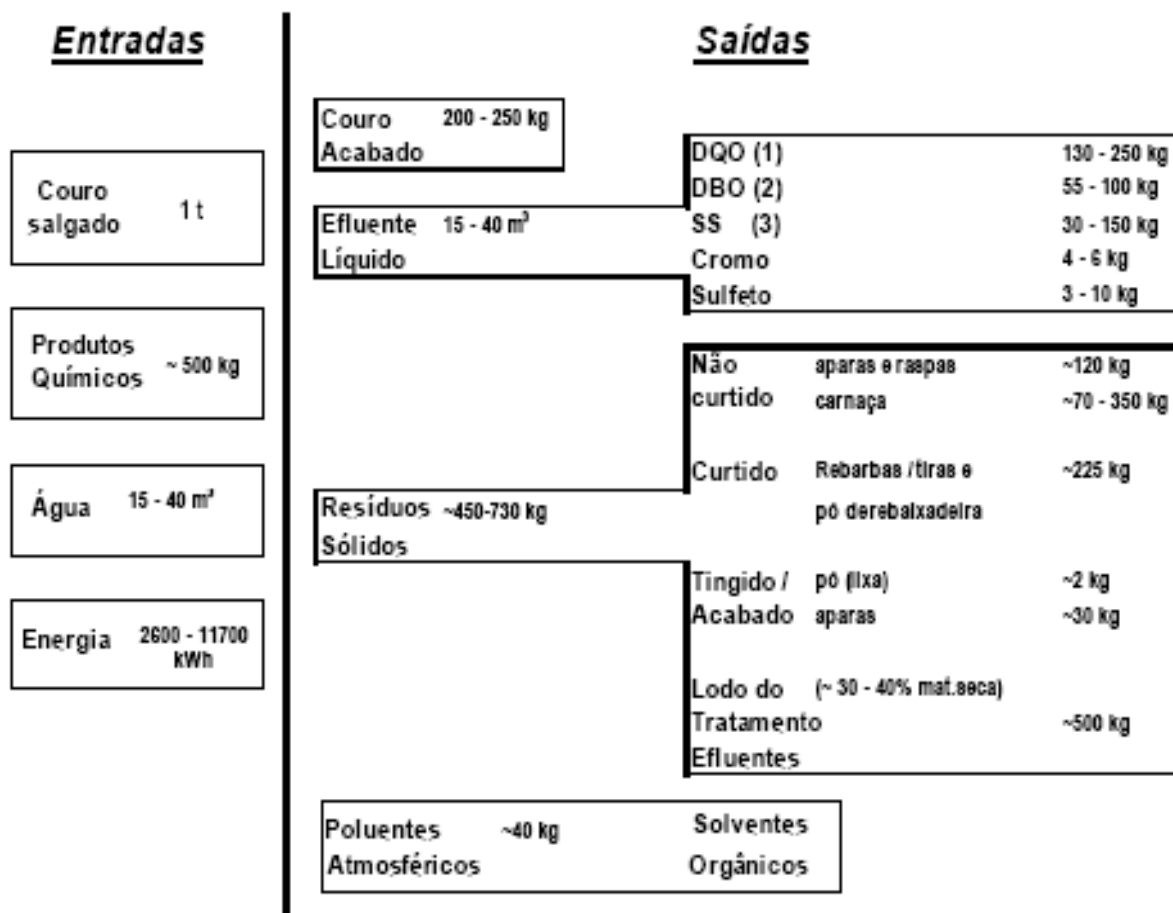


FIGURA 3 - Principais fluxos básicos de um curtume (IPPC, 2003).

3.1.2.1 Características do lodo de curtume

Os lodos de curtumes são resíduos gerados pela indústria de beneficiamento do couro durante o tratamento de seus efluentes. O órgão ambiental responsável pela fiscalização da emissão de efluentes no Estado do Rio Grande do Sul (FEPAM), desde de 1987, obriga os curtumes a tratar as suas águas residuárias, gerando assim um resíduo sólido. A quantidade de resíduo sólido gerado em média, é de 730 kg de lodo por tonelada de pele salgada (Claas & Maia, 1994; Castilhos, 1998). Estes lodos contêm, em média, de 2% a 3% de matéria seca, e os seguintes teores (em base seca): 65 a 430 g kg⁻¹ de carbono orgânico; 21 a 38 g kg⁻¹ de nitrogênio total; 1,4 a 4 g kg⁻¹ de nitrogênio amoniacal; 2,0 a 7,0 g kg⁻¹ de fósforo; 0,25 a 0,8 g kg⁻¹ de potássio; 71 a 179 g kg⁻¹ de cálcio; 0,24 a 14,0 g kg⁻¹ de magnésio; 12,5 a 15,0 g kg⁻¹ de enxofre; 129 a 137 mg kg⁻¹

de zinco; 16 a 64 mg kg⁻¹ de cobre; 1.300 a 6.300 mg kg⁻¹ de ferro; 1.540 a 5.430 mg kg⁻¹ de manganês; 16 mg kg⁻¹ de boro; 0,4 a 12 mg kg⁻¹ de cádmio; 8.040 a 40.976 mg kg⁻¹ de cromo trivalente; 120 mg kg⁻¹ de chumbo; 4,2 a 15 mg kg⁻¹ de níquel; pH entre 7,5 - 9,5 e valor de neutralização: 10 a 47% (Teixeira, 1981; Stomberg et al., 1984; Selbach et al., 1991; Castilhos, 1998; Ferreira, 1998; Kray et al., 2007).

3.1.2.2 Características das aparas de couro e da serragem cromada

A serragem cromada é um resíduo sólido de curtume gerado durante o processo de acabamento. Estes resíduos possuem teores de cromo de 2,0 a 3,0 % (base seca) na forma trivalente (Class & Maia, 1994; Ferreira, 1998; Kray, 2001). Os teores dos componentes destes são: 290 a 320 g kg⁻¹ de carbono orgânico; 120 g kg⁻¹ de nitrogênio total; 0,4 g kg⁻¹ de fósforo; 0,10 g kg⁻¹ de potássio; 18 g kg⁻¹ de cálcio; 0,20 g kg⁻¹ de magnésio; 15,0 g kg⁻¹ de enxofre; 5 mg kg⁻¹ de zinco; 4 mg kg⁻¹ de cobre e 13 mg kg⁻¹ de ferro (Ferreira, 1998; Kray et al., 2007).

3.1.3 Impactos ambientais da aplicação de resíduos de curtume no solo

3.1.3.1 Legislação ambiental

Conforme a NBR 10.004 os resíduos sólidos podem ser classificados em Classe I (perigosos), Classe II A (não inertes) e Classe II B (inertes) (NBR, 2004). Os resíduos sólidos Classe I (perigosos) são aqueles que, em função de suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas, apresentam risco à saúde ou ao meio ambiente; ou apresentam características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, ou fazem parte das relações constantes nos anexos A e B da referida norma (NBR, 2004).

Os resíduos da Classe II A (Não inertes) são aqueles que não se enquadram na classificação de resíduos Classe I ou resíduos Classe II B.(inertes). E os resíduos da Classe II B (Inertes) são aqueles que quando submetidos aos procedimentos da NBR 10.006, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados ha concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, excetuando-se aspecto, turbidez, dureza e sabor.

Em relação ao cromo, os limites para a caracterização de resíduos sólidos na Classe 1 são de 5 mg L⁻¹ no teste de lixiviação; 100 mg kg⁻¹ na massa bruta dos resíduos e 0,05 mg L⁻¹ no teste de solubilização. Sendo um destes parâmetros superior ao estabelecido o resíduo é enquadrado como perigoso.

Entretanto, os resíduos gerados nos curtumes como as aparas de couro curtidas ao cromo (K193), serragem é pó de couro contendo cromo (K194) e lodo de estações de tratamento de efluentes de curtimento ao cromo (K 195) fazem parte da lista de resíduos sólidos perigosos de fontes não específicas (NBR, 2004), sendo enquadrados como resíduos perigosos automaticamente.

A legislação aplicável sobre resíduos sólidos perigosos (Classe 1) exige que os mesmos sejam dispostos em aterros especiais chamados de ARIP (aterros de resíduos industriais perigosos).

A adição dos resíduos de curtume na forma de Cr (III) e a comprovação do baixo risco de formação de Cr (VI) no solo com a adição de resíduos de curtume poderá propiciar a liberação controlada deste tipo de resíduo em áreas cultivadas. Em áreas experimentais é aceita a utilização de no máximo 1.000 kg ha⁻¹ de cromo (cumulativa), condicionado ao monitoramento de solo, plantas e água, conforme descrito por Rodrigues et al. (1993).

A legislação americana (USEPA, 1996) não estabelece valor limite para a aplicação de cromo no solo, com lodo de esgoto. No reino unido é adotado o limite de 1.000 kg ha⁻¹ (DoE/NWC).

A resolução 375/06 (CONAMA, 2006) estabelece que a concentração máxima permitida de cromo no lodo de esgoto para aplicação agrícola é 1.000 mg kg⁻¹, sendo a carga acumulada teórica permitida de cromo pela aplicação de lodo de esgoto ou produto derivado de 154 kg ha⁻¹.

3.1.3.2 Dinâmica do cromo no solo

A concentração média de cromo total em solos minerais varia, geralmente, entre 5 e 250 mg kg⁻¹ de solo (Mertz, 1969; Silva, 1989), podendo chegar até 5.230 mg kg⁻¹ em alguns solos (Mertz, 1969). Este elemento tem uma ampla e irregular distribuição na natureza, podendo ocorrer em compostos nos estados de oxidação de -2 a +6; entretanto, os estados comumente encontrados no ambiente são +3 (compostos de Cr (III)) e +6 (compostos de Cr (VI)), sendo a forma Cr (III) a mais estável do elemento (Mertz, 1969).

No solo, o comportamento do cátion Cr³⁺ é similar ao do cátion Al³⁺, podendo substituir o alumínio hexacoordenado em aluminossilicatos, apesar de ter raio atômico maior (0,65 e 0,47 Å, respectivamente) (Cary et al., 1977b). O Cr³⁺ possui maior afinidade pela superfície de troca do que os cátions divalentes, diminuindo a sua adsorção com a adição de fosfatos e com a elevação do pH (Bartlett & Kimble, 1976a). O Cr (III) também pode formar complexos de esfera interna, com átomos de oxigênio e nitrogênio contidos em ligantes orgânicos (Mertz, 1969).

A espécie Cr³⁺ predomina em pH < 3,6; entretanto, a elevação do pH do solo favorece a formação de compostos insolúveis, como Cr(OH)₃ e também Cr(OH)₄⁻ em níveis de pH maiores que 11,5 (Cary et al., 1977a; Silva, 1989; Rai et al., 1989). Devido à sua baixa afinidade por O₂, o Cr (III) forma um grande número de complexos, tanto com ligantes orgânicos quanto inorgânicos (Losi et al., 1994). Entre os ligantes OH⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻ e CO₃²⁻, avaliados em concentrações comuns em ambientes naturais, somente o OH⁻ complexa significativamente o Cr. A formação de hidróxidos insolúveis é preconizada como reação predominante do Cr (III) no solo, com base nas quantidades de cromo extraídas em análises seqüenciais e pelo baixo produto de solubilidade do Cr(OH)₃ (Kps = 2,9 x 10⁻²⁹) (Cary et al., 1977a; James & Bartlett, 1983a).

A complexação do Cr (III) com ácidos orgânicos solúveis pode ser responsável pela permanência do Cr na solução do solo em valores de pH acima de 7,0, onde é esperado que ocorra a precipitação do Cr (Bartlett & Kimble, 1976a). O ácido cítrico, o ácido fúlvico e a matéria orgânica solúvel do solo são

exemplos de ligantes que podem reter o Cr (III) na solução do solo em valores de pH de 7,5 (James & Bartlett, 1983a).

A oxidação do Cr (III) a Cr (VI) ocorre em solos com elevado teor de manganês facilmente reduzível, sendo a formação do Cr (VI) controlada pela redução da superfície dos óxidos de Mn (III/IV), devida à sua dissolução reductiva e pela formação de complexos organo-Cr (III) (Trebien, 1994; Bartlett & Kimble, 1976b). A redução de Cr (VI) a Cr (III) é favorecida em baixos valores de pH e na presença de agentes redutores. Os principais doadores de elétrons no solo, para que possa ocorrer a reação de redução, são a matéria orgânica (Bartlett & Kimble, 1976b; Losi et al., 1994) e o íon ferro (II) (James, 1996).

Bartlett & Kimble (1976a), estudando o comportamento de Cr (III) no solo, não observaram a oxidação do Cr (III) a Cr (VI), mesmo em condições de máxima aeração e altos valores de pH. Ácidos orgânicos solúveis adicionados aos solos por resíduos ou por exsudatos radiculares podem, ao formar em complexos com o cromo, manterem o elemento solúvel, em altos valores de pH e, conforme James & Bartlett (1983b), há condições de parte do cromo complexado ser oxidado a cromo (VI). Bartlett & Kimble (1976b), estudando o comportamento do Cr (VI), observaram que a presença de altos teores de matéria orgânica nos solos provocou a redução de quase todo Cr (VI), durante um período de incubação de 5 semanas.

Conforme Trebien (1994), a oxidação do Cr (III) adicionado ao solo na forma de CrCl_3 , depende da presença de altos teores de óxidos de Mn facilmente reduzível, sendo maior na condição de umidade do solo em que os óxidos de Mn (III/IV) são mais estáveis. O autor não observou a oxidação a Cr (VI) do cromo presente no lodo de curtume, provavelmente devido à formação de complexos de esfera interna com compostos orgânicos solúveis, presentes no lodo.

Conforme Kray et al. (2007), o lodo de curtume pode ser utilizado para a correção do pH de solos ácidos e como fonte de nitrogênio para as culturas. A frequência de aplicação e as doses a utilizar são limitadas pelo valor de neutralização da acidez, concentração de sais (principalmente de sódio) e quantidades de metais pesados presentes no lodo.

Apesar dos inúmeros estudos existentes quanto ao comportamento do cromo, nenhum trabalho conseguiu recuperar todo o cromo contido no material descartado no solo. Kray et al. (2007), adicionando ao solo lodo de curtume e serragem cromada, determinaram recuperações de cromo que variaram de 23 a 43%. Castilhos (1998), também estudando o efeito da aplicação de lodo de curtume ao solo, recuperou 52, 67 e 88% do cromo, em três solos do Estado do Rio Grande do Sul, após 70 dias da aplicação.

3.1.3.3 Efeitos do cromo nas plantas

O Cr pode ser absorvido pelas plantas tanto na forma (III) como (VI); entretanto, a toxicidade às plantas é rara, provavelmente devido à maior ocorrência natural do cromo na forma trivalente, caracterizada como de baixa mobilidade no solo e restrito movimento através da membrana celular. A reação do Cr (III) com proteínas e outros colóides forma compostos com alto peso molecular, que possuem baixa permeabilidade em membranas, razão pela qual, quantidades maiores que 85 % do Cr (III) permanecem na camada externa de 1 mm da superfície da raiz (Shivas, 1978).

O Cr absorvido pelas plantas é acumulado nas raízes juntamente com o Fe (III), sendo pouco translocado para a parte aérea da planta, o que torna ineficiente a adição de cromo ao solo como forma de aumentar o teor de Cr na dieta humana (Cary et al., 1977a). Normalmente ocorre o aumento no teor de cromo nas raízes das plantas com o aumento da concentração de cromo no solo (James & Bartlett, 1984; Ummarino et al., 1993). Porém, é difícil encontrar uma correlação entre o teor de cromo no solo com a concentração de cromo nas plantas (Cary & Kubota, 1990; Missio, 1996; Scolmeister, 1999). Cunningham et al. (1975) e Mortvedt & Giordano (1975) observaram que o efeito tóxico dos metais é mais acentuado quando estes são aplicados ao solo na forma de sais, sendo seu efeito nocivo mais prolongado do que na aplicação por resíduos orgânicos. Em relação à quantidade aplicada, a absorção de Cr pelas plantas é inferior à dos outros metais pesados devido à adsorção de Cr pelos minerais do solo, à

complexação pela MO, à insolubilidade dos sais de Cr ou à formação de complexos orgânicos insolúveis nas raízes das plantas.

O aumento da concentração de ácidos orgânicos favorece a absorção de cromo pelas plantas, evidenciando que a absorção deste na forma complexada por moléculas de baixo peso molecular é um mecanismo importante de suprimento do metal para as plantas (James & Bartlett, 1984; Srivastava et al., 1999). A afinidade do cromo por vários ácidos orgânicos liberados por plantas segue a seguinte ordem: cítrico \approx oxálico > aspártico \approx glutâmico.

Pickrell & Ellis (1980), estudando a translocação de cromo nas plantas, aplicaram cromo em solução nas folhas de soja e observaram, através da amedidação de ^{51}Cr radioativo, que ocorreu absorção semelhante ao ^{59}Fe , mas a translocação do ponto de absorção para outras partes da folha foi de aproximadamente 4% para o cromo. Teixeira (1981), após a aplicação de lodo contendo 5.760 kg ha^{-1} de cromo no solo, observou pequena translocação para a parte aérea da cultura do azevém. Silva (1989) não observou diferença significativa no teor de cromo nos grãos de milho, trigo e arroz cultivados em solos onde foram aplicados $15.320 \text{ kg ha}^{-1}$ de lodo com 1,75% de cromo, em relação ao tratamento testemunha. Castilhos (1998) também observou que a aplicação de lodo de curtume, resíduo de rebaixadeira e aparas de couro na quantidade de $37,3 \text{ mg kg}^{-1}$ de cromo ao solo não provocou alterações nos teores de cromo no tecido e nos grãos de trigo, tecido de alface e em bulbos e tecido foliar de rabanete quando comparados com a testemunha. Este autor observou baixa translocação de Cr da parte vegetativa do trigo para os grãos, cujos teores foram em média 22,5 vezes inferiores aos teores do tecido foliar. Essa constatação é importante para a utilização alimentar de grãos, como o trigo, cultivados em solos onde foram adicionados resíduos contendo metais pesados pouco móveis nas plantas.

Selbach et al. (1991) observaram que a adição de 60 t ha^{-1} de lodo de curtume em solo arenoso proporcionou maior aumento nos teores de cromo nos bulbos do que no tecido foliar de rabanete. O crescimento das plantas diminuiu linearmente com o aumento das quantidades de lodo, devido ao aumento excessivo do pH (> 7,6).

3.1.3.4 Decomposição dos resíduos de curtume adicionados ao solo

Os microorganismos do solo decompõem os resíduos orgânicos, utilizando compostos orgânicos como fonte de nutrientes e energia para a formação e desenvolvimento de suas células, bem como para a síntese de substâncias orgânicas (Gama - Rodrigues & De - Polli, 2000). Conforme Moreira & Siqueira (2002), os açúcares, o amido e as proteínas são os compostos mais facilmente degradáveis, seguindo-se a celulose e a hemicelulose; as substâncias fenólicas e gorduras são as mais resistentes à decomposição. A relação C:N é um parâmetro muito utilizado para avaliar a decomposição do resíduo, indicando as possíveis transformações e a disponibilidade do nitrogênio. Conforme Alexander (1977), resíduos com relação C:N maior que 30 provocam a imobilização do N pelos microorganismos, enquanto os de relação C:N menor que 30 tendem a promover a mineralização do N. Victoria et al. (1992), entretanto, afirmam que o processo de mineralização do N inicia quando a relação C:N é de aproximadamente 20:1. Apesar da relação C/N ser bastante utilizada para medir a decomposição de alguns materiais, devido as características dos resíduos de curtume, esta relação não é um bom parâmetro para avaliar a sua decomposição.

A avaliação da decomposição de resíduos adicionados ao solo pode ser feita pela determinação da atividade microbiana por meio da quantificação do C-CO₂ liberado pela respiração dos microorganismos (Stotzky, 1965). Os estudos de decomposição são conduzidos freqüentemente em laboratório, pela sua praticidade, permitindo manter condições ideais para a degradação. No entanto, deve ser considerado, nestes estudos, o curto período de execução, sendo seus resultados limitados para a extrapolação a campo (Hsieh et al., 1981); portanto, devem ser utilizados apenas como um indicativo do potencial máximo do solo para a degradação dos materiais orgânicos (Rodella, 1996).

Conforme Kray (2001), a aplicação de lodo de curtume aumentou a atividade da microbiota do solo, devido ao seu alto teor de carbono e pela baixa relação C/N deste resíduo, tendo determinado 23% de mineralização do carbono com aplicação de 22,4 t ha⁻¹ deste resíduo.

Conforme Ferreira (1998), o tratamento com adição de serragem cromada apresentou maior atividade microbiana, devido ao alto teor protéico. Entretanto, os dados obtidos por Kray (2001) mostram que, com adição de serragem cromada houve uma diminuição na emissão de C-CO₂ até os 55 dias de incubação, sendo que aos 88 dias a decomposição deste material foi de 0,83% do carbono adicionado. Castilhos (1998) determinou, entretanto, uma liberação de 15% do carbono adicionado pela serragem cromada num período de 366 dias. A dificuldade de decomposição da serragem cromada pode ser justificada pelo processo de curtimento do couro que torna este material pouco suscetível ao ataque microbiano. Ferreira (1998) observou que com o aumento do tempo de incubação ocorre a diminuição mais acentuada da liberação de C-CO₂ nos tratamentos com a adição de serragem cromada, atribuindo este fato à diminuição na disponibilidade de nutrientes e ao efeito recalcitrante do cromo.

Killham & Firestone (1984) sugerem que o stress ambiental causado pela presença de contaminantes no solo promove maior desprendimento de energia pela biomassa microbiana para a sua manutenção, resultando em um aumento da quantidade de carbono liberado como CO₂.

Zibilske & Wagner (1982) e Dodson et al. (1997) observaram inibição do crescimento bacteriano e da produção de biomassa microbiana (mg de C-CO₂ 100g⁻¹ solo) em solos tratados com doses maiores que 500 mg de Cr (III) na forma de lodo de esgoto acrescido de Cr na forma mineral.

Fortes et al. (1991) obtiveram aumentos no pH e na liberação de CO₂ de um solo Podzólico Vermelho Amarelo suprido com 240 mg de Cr³⁺ kg⁻¹, na forma de lodo de curtume, demonstrando não ocorrer toxidez de Cr sobre a microbiota.

Mineralização de nitrogênio

O nitrogênio é um nutriente exigido em grande quantidade para o desenvolvimento das plantas e o de mais difícil manejo, devido às suas reações no solo (Viets Jr., 1965). O teor total de nitrogênio no solo pode variar de 0,08 a 0,4%, sendo que 95% ou mais está em formas orgânicas (Tisdale et al., 1993). Nos resíduos também prevalece a forma orgânica (50 a 90%) (Sommers, 1977).

Para que se torne disponível às plantas, é necessário que o N orgânico seja mineralizado, sendo necessário estimar a fração deste elemento a ser disponibilizada para as plantas, ou a taxa de decomposição dos compostos nitrogenados do resíduo (Straus, 2000).

As transformações do nitrogênio na natureza são mediadas por microrganismos, visando à adição ou manutenção do N disponível no solo. A mineralização do nitrogênio é entendida como a conversão do nitrogênio orgânico (N-org) para as suas formas inorgânicas (Ni), sendo este processo composto pela amonificação e pela nitrificação. A amonificação é o processo de conversão do N orgânico em NH_4^+ , sendo o passo limitante da mineralização. Este processo é relativamente lento e não requer a presença de microrganismos específicos. Durante a amonificação o N orgânico contido nos aminoácidos é absorvidos pelos microrganismos, sendo que, dentro das células sofre desaminação. Parte deste grupo amino é excretado como $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$. O NH_4^+ no solo, é oxidado a NO_2^- e após a NO_3^- , sendo este processo denominado de nitrificação (Moreira & Siqueira, 2002).

A nitrificação é a oxidação do NH_4^+ a NO_3^- , sendo realizada por diferentes grupos de bactérias quimiautotróficas. Estas bactérias Gram-negativas da família Nitrobacteriáceas, são capazes de crescer às custas de energia contida em NH_4^+ ou NO_2^- , sendo também referidas como bactérias oxidantes de N. A nitrificação ocorre em duas etapas: a) nitritação, que é a transformação de NH_4^+ a NO_2^- , mediada por bactérias do gênero *Nitrosomonas* e; b) nitratação, que é a transformação de NO_2^- a NO_3^- , por bactérias do gênero *Nitrobacter* (Moreira & Siqueira, 2002).

As propriedades adequadas para uma rápida liberação de N mineral, em quantidades proporcionais às quantidades de N orgânico aplicado, são a baixa relação C:N, o baixo suprimento de material energético e material protéico de fácil degradação pelos microrganismos (Ryan et al., 1973; Lerch et al., 1993; Gilmour & Skinner, 1999; Rowell et al., 2001). Conforme Chae & Tabatabai (1986), a mineralização do N é dependente da composição do resíduo e das características química e física do solo que recebe este resíduo.

Degradação de resíduos pela taxa de mineralização do nitrogênio

A velocidade com que o nitrogênio orgânico é convertido a amônio e/ou nitrato é denominada taxa de mineralização. Essa taxa representa a liberação bruta de nitrogênio inorgânico (Ni). Na realidade, o que interessa para o crescimento e desenvolvimento de plantas e microrganismos do solo é o balanço do nitrogênio inorgânico disponível. Hadas et al. (1983) verificaram que 34% do nitrogênio contido em cama de aviário foi mineralizado na 1^o semana, evidenciando que em materiais orgânicos deste tipo a mineralização do N ocorre rapidamente.

A mineralização do nitrogênio contido no dejetos de suínos para N mineral do solo foi de 63, 42, 50, 52 e 51% para as doses de 6, 12, 18, 24 e 30 tha^{-1} respectivamente, após 12 semanas de incubação (Quadro, 2004). Os resultados obtidos aos 80 dias de incubação foram maiores que os determinados por Castelhanos & Pratt (1981) os quais verificaram que 34% do nitrogênio contido em dejetos de suínos foi mineralizado nas primeiras 10 semanas. Valores semelhantes foram observados por McCormik et al. (1983), que obtiveram 54% da mineralização do nitrogênio num período de 12 semanas. Estes resultados evidenciam a rápida mineralização dos dejetos de suínos no solo. As maiores taxas de mineralização determinadas no início do período de incubação podem ser atribuídas à mineralização da parte da matéria orgânica de fácil oxidação, restando, após a degradação destes compostos orgânicos, resíduos orgânicos de alta estabilidade e, por conseguinte de decomposição mais lenta (Silva et al., 1994).

Conforme Konrad & Castilhos (2002), uma baixa relação C/N indicaria uma rápida liberação de nutrientes. Quanto menor for esta relação, maior será a disponibilidade de energia, necessária para o bom desempenho da atividade da biomassa microbiana na degradação da matéria orgânica e conseqüente mineralização do nitrogênio. Aquino Neto (1998), estudando o potencial de mineralização do nitrogênio, demonstrou que em 132 dias de incubação, o solo tratado com o lodo do caleiro apresentou uma mineralização de 35% do N total aplicado.

Entretanto, vários autores encontraram baixas taxas de decomposição em resíduos com baixa relação C/N. Kray (2001) observou taxas de degradação da serragem cromada de 0,8 %, mesmo com uma relação C/N de 2,7. Desde modo, a relação C/N não é um bom indicador para estimar a decomposição destes resíduos.

3.2 Setor de carvão mineral

O carvão mineral constitui 2/3 das reservas de combustíveis do Brasil (Sánchez & Formoso, 1990). O carvão constitui o principal bem mineral do Estado do Rio Grande do Sul, com recursos totais da ordem de 28 bilhões de toneladas, que correspondem a 88% dos recursos de carvão do país. Atualmente, as maiores perspectivas para seu uso estão na geração termoelétrica e na extração para uso metalúrgico. Os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina são os maiores produtores de carvão mineral do Brasil, sendo a produção anual de aproximadamente 3,4 milhões de toneladas (SCP, 2006).

3.2.1 Resíduo carbonífero

O carvão é formado em condições de baixo potencial de oxi-redução, ocorrendo associado a diversos compostos minerais e orgânicos. No estado do Rio Grande do Sul, o ambiente geológico de formação das jazidas de carvão foi condicionado pelas variações do nível de água nas turfeiras, proporcionando a deposição simultânea de matéria orgânica e inorgânica. As camadas de carvão formadas nestas condições apresentam teores de minerais entre 14 e 42% (Silva, 1987). A maior parte do carvão produzido no estado do Rio Grande do Sul é minerada a céu aberto. A lavra é feita pelo sistema de descobertura em tiras, que consiste na extração por cortes com largura média de 80 metros e comprimento variável de 220 a 1500 m (Bugin et al., 1989).

O resíduo carbonífero é proveniente dos processos de fracionamento, separação e beneficiamento do carvão, uma vez que este ocorre associado a diversos compostos minerais e orgânicos, que devem ser separados, antes de sua

utilização como fonte de energia. Conforme Stewart & Daniels (1992), de 30 a 60% do material minerado é rejeitado durante estes processos. Os resíduos carboníferos são constituídos de rocha fragmentada, compostos sulfurados e carvão de baixa qualidade. Os compostos sulfurados encontram-se principalmente na forma de pirita (FeS_2) e outros sulfetos, que são oxidados quando expostos ao ar e à água, formando ácido sulfúrico (Daniels, 1996).

Os resíduos carboníferos utilizados neste trabalho apresentaram a seguinte composição: carbono orgânico: 180 a 242 g kg^{-1} ; nitrogênio total: 3 g kg^{-1} ; fósforo: 0,3 g kg^{-1} ; potássio: 0,05 g kg^{-1} ; cálcio: 18 g kg^{-1} ; magnésio: 0,70 g kg^{-1} ; enxofre: 85,0 g kg^{-1} ; zinco: 200 mg kg^{-1} ; cobre: 25 mg kg^{-1} ; ferro: 13 mg kg^{-1} (Ferreira, 1998; Kray, 2001).

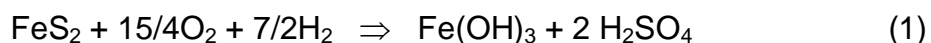
3.2.1.1 Impactos ambientais

Os principais impactos ambientais provocados pelos rejeitos carboníferos são devidos, principalmente, à oxidação da pirita e conseqüente produção e acidez gerando drenagem ácida.

Oxidação da pirita

A oxidação da pirita (FeS_2) pode ocorrer nos solos construídos, nas pilhas de rejeitos, nas cavas abertas para extração e no processo de beneficiamento do carvão, tendo como principal conseqüência, a liberação de íons H^+ para as águas de drenagem.

A oxidação da pirita é um processo constituído por reações de oxidação-redução, hidrólise, catálise, formação de íons complexos, controle por solubilidade e efeitos cinéticos (Alexander, 1977; Pichtel & Dick, 1991). O processo pode ser descrito pela seguinte equação geral:



Os rejeitos carboníferos apresentam freqüentemente reação inicial neutra, devido à presença de carbonatos e à formação em ambiente de baixo potencial oxi-redutor (Daniels, 1996). Quando o material contendo pirita é exposto às condições oxidantes do meio e considerando a baixa solubilidade dos compostos de Fe(III) em pH > 4, supõe-se que o oxigênio favorece a oxidação em pH próximo à neutralidade, sendo a oxidação química o principal mecanismo responsável pelas reações de oxidação da pirita neste pH. Após a acidificação do material, devida à formação do ácido sulfúrico, a oxidação microbiana passa a ser o principal mecanismo de liberação do ácido (Atlas & Bartha, 1993).

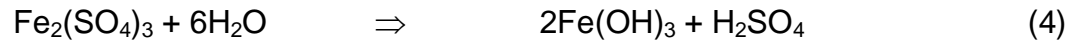
Na fase inicial, a oxidação da pirita pode ser um processo químico ou biológico (reação 2), enquanto a oxidação do ferro (II) a ferro (III) é um processo predominantemente biológico (reação 3) (Alexander, 1977; Machado, 1985):



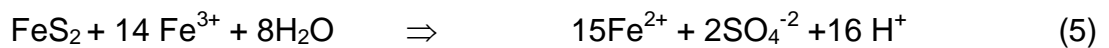
Thiobacillus ferrooxidans



Na oxidação microbiana da pirita participam microrganismos heterotróficos e quimioautotróficos que utilizam compostos reduzidos de ferro e enxofre como fonte de energia. A bactéria heterotrófica do gênero *Metellogenium* é responsável pela oxidação da pirita na faixa de pH de 3,5 a 4,3. Nos valores de pH inferiores a 3,5, as bactérias quimioautotróficas do gênero *Thiobacillus* são as principais responsáveis pelas reações de oxidação. A bactéria *T. thiooxidans* utiliza somente formas reduzidas de enxofre como fonte de energia, enquanto *T. ferrooxidans* oxida tanto o enxofre quanto o ferro (Garcia, 1992). Conforme Alexander (1977), a oxidação ferrosa pelo *T. ferrooxidans* ocorre em valores de pH entre 2,0 e 4,5, sendo que o intervalo ótimo situa-se entre 2,5 e 3,5, indicando que este organismo é mais ativo em ambiente ácido. O íon férrico formado na reação 3 pode hidrolisar-se e formar um óxido de ferro (reação 4) (Alexander, 1977; Machado, 1985):



O íon férrico (reação 3) pode atuar como agente oxidante da pirita (reação 5) continuando o ciclo de oxidação (Alexander, 1977; Machado, 1985). Quando o pH decresce até valores próximos a 3,5 e há um aumento da relação $\text{Fe}^{+3}/\text{Fe}^{+2}$, a oxidação da pirita passa a ser um processo dominante. A pirita é instável na presença do Fe (III), pois esse causa a oxidação do S da pirita, conforme a reação:



As reações de oxidação da pirita apresentam como principal característica a produção de ácido sulfúrico (reação 1), onde 1 mol de pirita produz 2 mols de ácido sulfúrico. Porém, essa reação somente se completa quando todo o Fe é oxidado e o $\text{Fe}(\text{OH})_3$ é hidrolisado, produzindo óxido de ferro como a goethita (FeOOH). Em algumas condições, a oxidação da pirita pode produzir apenas 1 mol de ácido sulfúrico (reação 6). Isto pode ocorrer quando o sulfato de ferro migra de outros locais, através da oxidação e hidrólise ocorrida em reações subsequentes (Fanning & Fanning, 1989).



A taxa de acidificação da pirita depende do seu teor, do tamanho de partícula e da presença de condições oxidantes. A produção de ácido resultante pode ser naturalmente neutralizada pela presença de carbonatos, bases trocáveis e de silicatos presentes no solo e nos materiais estéreis. Porém, o poder de acidificação dos compostos sulfurados é maior, ocorrendo uma produção líquida de ácido (Daniels, 1996).

A acidificação causada pela oxidação da pirita provoca a lixiviação dos cátions básicos do complexo de troca (Ca, Mg, Na e K), diminuindo a saturação

por bases e alterando a estabilidade dos silicatos, pela liberação de cátions estruturais dentre os quais Al, Fe e Mg (Senkayi et al., 1981).

A diminuição da estabilidade dos minerais silicatados, aliada a baixos valores de pH, proporciona a dissolução dos metais presentes nestes minerais. Por este motivo são disponibilizadas grandes quantidades de Al, Fe, Mn, Ni, Cu, e Zn na solução do solo e águas de drenagem nas áreas de mineração de carvão. A quantidade de metais presentes na drenagem ácida depende da solubilidade dos compostos em que se encontram, sendo o pH o fator de maior importância para o controle dessas quantidades, pois interfere diretamente nas reações de solubilização (Soares, 1995).

Descarte no solo e desenvolvimento das culturas

O descarte inadequado dos rejeitos carboníferos pode proporcionar grandes impactos ambientais. Além da contaminação das águas superficiais e subterrâneas, altera a paisagem natural, tornando o solo estéril e impróprio para a produção agrícola. No entanto, é possível minimizar os efeitos prejudiciais sobre o ambiente mediante a adoção de práticas que estabeleçam parcialmente a recuperação topográfica e ofereçam condições ao desenvolvimento das plantas (Vidor et al., 1994).

A recuperação topográfica consiste em colocar de volta o rejeito, na ordem de retirada do material, com uma camada superficial de solo. Com esta prática, o rejeito fica coberto, com redução da percolação ácida, restabelecendo-se a topografia original da área (Atlas & Bartha, 1993).

Em alguns casos, no momento da reconstituição da camada superficial com solo ocorre a mistura com o rejeito, causando com o tempo a acidificação da área. Por conseguinte, verificam-se dificuldades no estabelecimento de plantas devido à diminuição de pH e à deficiência de nutrientes. Em função disso, a camada de solo deve ser colocada de modo que ofereça um ambiente adequado para o desenvolvimento do sistema radicular das culturas, melhore as condições de infiltração de água, reduza o escoamento superficial e acelere o

restabelecimento dos ciclos dos nutrientes, além de possibilitar a utilização de maior diversidade de espécies na área (Schuman & Power, 1981).

Conforme Gaivizzo (1997), os solos construídos devem possuir uma camada de solo com no mínimo 10 cm cobrindo o rejeito carbonífero para que as plantas consigam se desenvolver adequadamente. Nas áreas de mineração, o estabelecimento das plantas é dificultado pela acidez e pela carência de nutrientes do solo. A utilização de materiais orgânicos, como lodos, pode melhorar as propriedades físicas e químicas desses solos (Roberts et al., 1988). Em estudo de laboratório, Almeida (1999) verificou intensidade de acidificação extremamente alta devido ao rejeito carbonífero, obtendo valores de pH próximos a 2,0. Nestas condições pode ocorrer a dissolução dos minerais, liberando para a solução do solo grandes quantidades de Al, Mg e Si e em menores concentrações Na, K, Ca e metais pesados, provocando elevada condutividade elétrica.

A co-disposição de lodos, provenientes de estações de tratamento de efluentes de curtumes em área de rejeito carbonífero é uma alternativa viável, devido às características destes resíduos. Os rejeitos carboníferos, devido às concentrações de sulfeto de ferro (pirita) possuem um alto poder acidificante, quando expostos ao ar e a água. Os lodos de curtume devido ao processo de curtimento, possuem características alcalinizantes. Deste modo, a co-disposição destes resíduos neutralizaria os efeitos destes resíduos.

5. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Histórico

Foi iniciado em 1996 um experimento de campo de longa duração na Estação Experimental Agronômica da UFRGS (EEA/UFRGS), no município de Eldorado do Sul (RS), região fisiográfica da Depressão Central, nas coordenadas geográficas 30°05'76" S de latitude e 51°40'67" W de longitude. Na área do experimento, foram aplicados resíduos de curtume (lodo de estações de tratamento e serragem cromada) e de mineração de carvão (carbonífero) nas safras agrícolas de 1996/97 e 1999/2000. Esta área estava sob campo nativo antes do início do experimento, em 1996.

No ano agrícola de 1996/97, foram cultivados milho e soja, tendo sido as avaliações das culturas e do solo apresentadas por Ferreira (1998). A área permaneceu em pousio até 1999. No ano agrícola de 1999/2000, os resíduos foram novamente aplicados, tendo sido avaliada a disponibilidade dos nutrientes provenientes dos resíduos para as culturas do milho e da soja no verão e do trigo no inverno, sendo os resultados das avaliações das culturas e do solo apresentados por Kray (2001). As quantidades de resíduos aplicadas foram feitas com base nos resultados de análise de solo e na necessidade de corretivo da acidez do solo.

O solo da área experimental é classificado como Argissolo Vermelho distrófico típico (EMBRAPA, 1999), com declividade do terreno menor que 5%. As características químicas iniciais do solo da área experimental foram determinadas por Ferreira (1998) e são apresentadas no Apêndice 1.

4.1.1 Instalação do experimento

A área experimental (campo nativo) foi amostrada em 1996, sendo utilizados os seguintes tratamentos:

T 1 = Testemunha (T);

T 2 = Adubação com NPK + calcário para atingir pH 6,0 (NPK + ca);

T 3 = Lodo de curtume em quantidade adequada para atingir pH 6,0 + PK (L1 + PK);

T 4 = Duas vezes a quantidade de lodo de curtume utilizada no tratamento 3 + PK (L2 + PK);

T 5 = Resíduo carbonífero + NPK + calcário em quantidade adequada para atingir pH 6,0 (RC + NPK + ca);

T 6 = Resíduo carbonífero + lodo de curtume em quantidade adequada para atingir pH 6,0 + PK (RC + LC + PK);

T 7 = Serragem cromada + NPK + calcário em quantidade adequada para atingir pH 6,0 (SC + NPK + ca);

T 8 = Cromo mineral + lodo de curtume em quantidade adequada para atingir pH 6,0 + PK (Cr_{min} + L1 + PK).

Após o preparo convencional da área (com lavração e gradagem) foram aplicados os resíduos de curtume (lodo de ETE e serragem cromada) e carbonífero e os insumos (adubos minerais e calcário), sendo estes a seguir incorporados por gradagem, aração e outra gradagem. As características dos resíduos e as quantidades aplicadas são dadas nos Apêndices 2 e 3, respectivamente. Foram utilizadas parcelas 70 m² de área (10 x 7 m), com quatro repetições, sendo subdividas. No verão foram cultivados milho e soja, sendo amostrado o solo aos 30 e 180 dias após a aplicação dos resíduos. Os detalhes da condução do experimento e os resultados obtidos foram apresentados por Ferreira (1998) e por Ferreira et al. (2003).

4.1.2 Segunda aplicação de resíduos

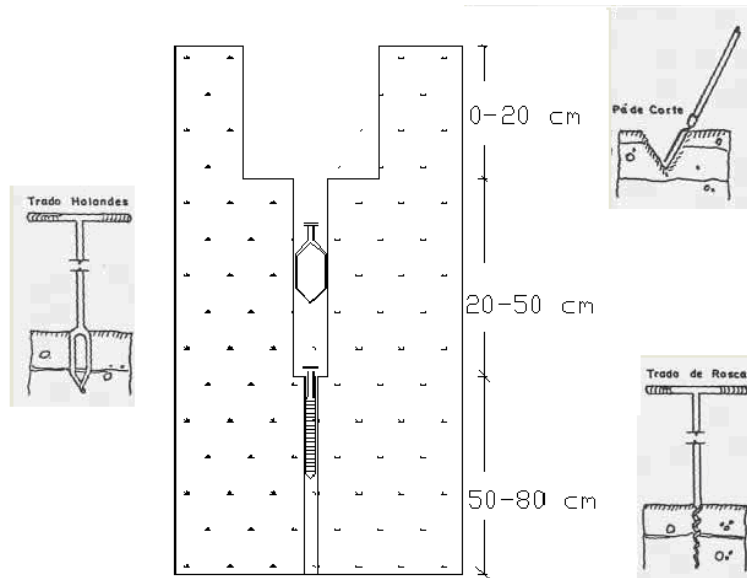
Após a colheita das culturas, a área foi deixada em pousio, com pastejo. Em 1999 foi feita amostragem de solo. Com base nos resultados obtidos, foram reaplicados os resíduos e os insumos necessários (adubos minerais e corretivos da acidez do solo), mantendo-se os mesmos tratamentos da primeira aplicação. As características dos resíduos e as quantidades aplicadas são apresentadas nos Apêndices 2 e 3, respectivamente. Os adubos minerais foram aplicados em quantidades recomendadas pela SBCS/NRS (1995), e os corretivos em doses adequadas para atingir pH 6,0. Os resíduos e insumos foram incorporados na camada arável do solo, por lavração e gradagens.

No verão de 1999/2000, foram cultivados milho e soja, e no inverno de 2000 foi cultivado o trigo. Em 2000, foi feita outra amostragem de solo, nas camadas de zero a 20 cm e de 50 a 80 cm de profundidade. Os detalhes da condução do experimento e os resultados obtidos foram apresentados por Kray (2001).

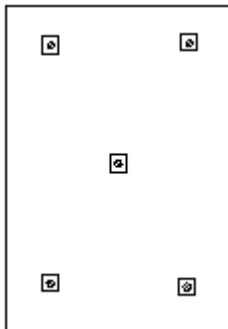
4.2 Continuação do experimento de campo

4.2.1 Amostragem do solo e materiais utilizados

Á área experimental, após o último cultivo de trigo, em 2000, foi deixada em pousio, sob pastejo. Em agosto de 2005, foi feita a amostragem de solo, nas camadas de zero a 20, 20 a 50 e 50 a 80 cm de profundidade. A camada superficial foi amostrada com pá-de-corte, em cinco sub-amostras por parcela; o solo excedente à quantidade necessária para as análises foi reservado, para ser utilizado nos experimentos em vasos, descritos adiante. O solo da camada de 20 a 50 cm foi coletado com trado holandês e o da camada de 50 a 80 cm foi coletado com trado de rosca. Na Figura 4 é mostrado o procedimento de coleta das amostras nas diferentes camadas, com a finalidade de minimizar a contaminação das sub-amostras das diferentes camadas.



(b) Materiais utilizados para a coleta.



(a) Pontos de coleta na parcela.

FIGURA 4 - Materiais utilizados para coleta (a) e esquema de coleta (b).

4.2.2 Amostragem da vegetação nativa

A parte aérea da vegetação rasteira (campo nativo) existente na área do experimento foi coletada num quadro de 30 cm X 30 cm. Foram retiradas cinco amostras por parcelas. Após ser coletado, o material foi seco em estufa a 65° C, determinando-se os teores de N_{total} extraído com $H_2O_2 + H_2SO_4$ + mistura de digestão e os teores de P, K, Ca, Mg com $HNO_3 + HClO_4$ concentrados (Tedesco et al., 1995).

4.2.3 Cultivo da mamona

O cultivo da mamona (*Ricinus comunis*) foi conduzido a campo, no verão de 2006/2007. Antes da semeadura o solo foi lavrado e gradeado, aplicando-se os fertilizantes P e K, a lanço, e gradeando-se a seguir. Nos tratamentos T2, T5 e T7 foram aplicados $125 \text{ kg ha}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$ e nos tratamentos T3, T4, T6 e T8, $85 \text{ kg ha}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$, na forma de superfosfato triplo. Nos tratamentos T2, T3, T4 e T8 foram aplicados 10 kg ha^{-1} de K_2O e nos tratamentos T5, T6 e T7, 30 kg ha^{-1} de K_2O , na forma de KCl. A mamona foi semeada, em setembro de 2006, com saraquá, em linha, com espaçamento de $120 \times 80 \text{ cm}$ (cultivar Vinema T1).

As parcelas de três repetições, à exceção da testemunha, foram subdivididas em duas de 35 m^2 ($7 \text{ m} \times 5 \text{ m}$) e aplicadas duas doses de nitrogênio (15 e 30 kg N ha^{-1}). A distribuição das doses de N foi feita por sorteio, sendo que uma parcela de cada tratamento permaneceu como testemunha (dose 0). O desenho do experimento é mostrado na Figura 5. O nitrogênio foi aplicado na forma de uréia, a lanço. Não foi feita irrigação e nem controle de plantas invasoras.

Em 27/02/2007 foram colhidas cinco plantas por parcela, sendo separada a parte aérea das bagas. A parte aérea foi pesada e seca a 65° C , sendo feitas as determinações dos teores de N_{total} extraído com $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{H}_2\text{SO}_4$ + mistura de digestão e os teores de P, K, Ca, Mg e Cr extraídos com $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$ concentrados (Tedesco et al., 1995).

As bagas foram descascadas, para obter o rendimento de grãos, o peso e o volume de 1.000 grãos.

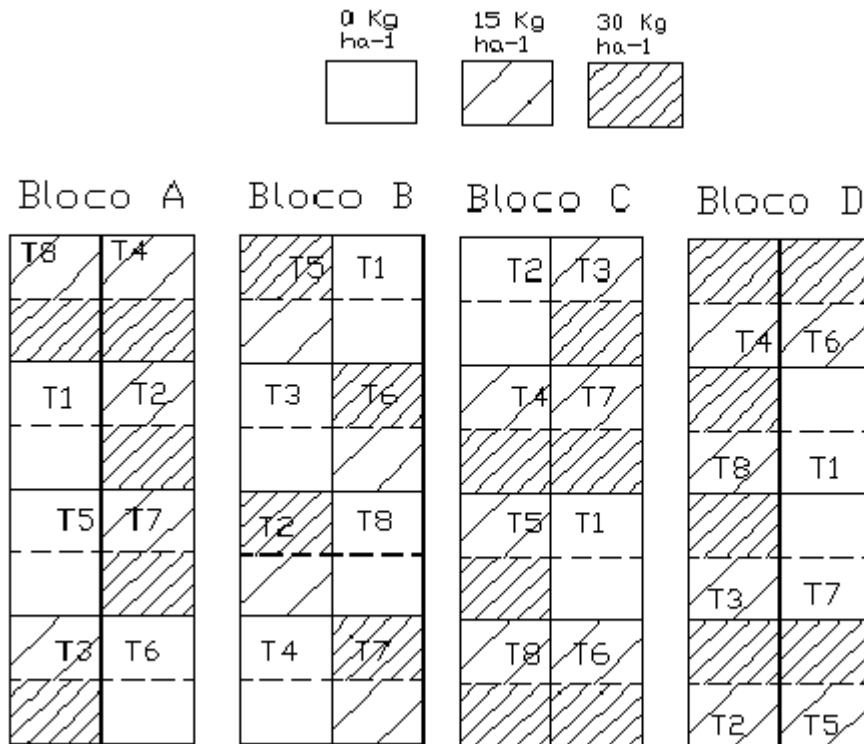


FIGURA 5 - Esquema do experimento, mostrando os tratamentos (T1 a T8) e as sub-parcelas com adubação nitrogenada.



FIGURA 6 - Germinação da mamona no campo.



FIGURA 7 - Cultivo da mamona no campo.

4.3 Análise de solo

4.3.1 Caracterização básica

As amostras de solo coletadas conforme descrito no item 4.2.1 foram destorroadas, secas em estufa a 65° C, sendo após feitas às determinações de pH em H₂O (relação 1:1), índice SMP, N_{total} pelo método Kjeldahl, M.O. (por digestão úmida), P e K pelo método Mehlich I, Ca e Mg trocaveis extraídos com KCl 1 mol L⁻¹ (Tedesco et al., 1995). Os teores de Cr "total" e de outros metais (Cd, Ni, Pb, Zu e Zn) foram determinados em extrato de HNO₃ + HClO₄ concentrados (Tedesco et al., 1995).

4.3.2 Teores totais de metais

Das amostras de solo coletadas conforme descrito no item 4.2.1 foi separada uma fração dos tratamentos T1, T4, T6 e T8, sendo a mesma moída em graal de ágata. A seguir foram determinados os teores totais de cromo extraído com HF + HNO₃ em forno de microondas, conforme o método da EPA 3052 (USEPA, 1996a).

4.3.3 Extração de óxidos de ferro

Foram determinadas as frações granulométricas do solo da camada de zero a 20 cm de profundidade, coletadas conforme descrito no item 4.2.1. A separação das frações areia, silte e argila foi feita por sedimentação.

Foram adicionadas 20 g de solo em 200 mL de água destilada e 10 mL de NaOH 1 mol L⁻¹ como agente dispersante, agitando-se por duas horas em agitador horizontal. Posteriormente, a suspensão foi passada em peneira com abertura de malhas de 0,05 mm separando-se a fração areia. A fração menor que 0,05mm (silte+argila) foi coletada em proveta de 1000 mL completando-se o volume com água destilada. As frações silte e argila foram separadas por sedimentação. A argila foi floculada com HCl 0,1 mol L⁻¹ e lavada por duas vezes com solução álcool:água na proporção 1:1 (Jackson, 1969).

Os óxidos de ferro pedogênicos (Fe_d) foram extraídos por ditionito-citrato-bicarbonato (DCB) a 80° C (Mehra & Jackson, 1960), em duas extrações sucessivas, sendo a determinação de cromo feita no mesmo extrato. Os óxidos de ferro de baixa cristalinidade (Fe_o) foram extraídos com solução de oxalato de amônio ((NH₄)₂C₂O₄. H₂O) 0,2 mol L⁻¹ a pH 3, no escuro (Schwertmann, 1964), sendo o cromo determinado no mesmo extrato. O cromo total foi determinado por extração ácida (HNO₃ + HClO₄ concentrados) (Tedesco et al., 1995). Em todos os extratos, o cromo foi determinado por espectrofotometria de absorção atômica.

4.4 Estudos em vasos e/ou em casa-de-vegetação

4.4.1 Estudo 1 - Efeito residual das aplicações anteriores dos resíduos na cultura da mamona

O solo coletado da camada superficial das parcelas, conforme descrito no item 4.2.1, foi tamisado com peneira de 5 mm de diâmetro, para remoção dos materiais grosseiros, como pedras e raízes, sendo misturadas as porções das quatro repetições, homogenizadas e secas ao ar.

Foram utilizados neste estudo recipientes de PVC com drenagem livre, de 10,5 L de capacidade (cilindros de PVC com 20 cm de diâmetro e 33 cm de altura, com a parte inferior fechada por um disco de madeira revestida por resina epóxi) tendo um orifício lateral para drenagem do excesso de água da chuva (Figura 8). Foram acondicionados nos vasos 9 kg de solo (seco ao ar), com três repetições por tratamento. Foram mantidos os tratamentos especificados no item 4.1.1, sem reaplicação dos resíduos.

A adubação mineral foi constituída por quantidades equivalentes a 60 kg ha⁻¹ de N (uréia em solução, em duas aplicações aos 25 e 45 dias após a emergência) nos tratamentos T2, T3, T4, T5, T6, T7 e T8; nos tratamentos T2, T5 e T7 foram aplicados 125 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e nos tratamentos T3, T4, T6 e T8, 85 kg ha⁻¹ de P₂O₅ na forma de superfosfato triplo; nos tratamentos T2, T3, T4 e T8 foram aplicados 10 kg ha⁻¹ de K₂O e nos tratamentos T5, T6 e T7, 30 kg ha⁻¹ de K₂O, na forma de KCl. Os de adubos minerais foram aplicados com base nos valores médios da análise do solo de cada tratamento (Tabela 5), conforme interpretação e as recomendações da SBCS/NRS (2004) para a cultura do milho, para uma produtividade esperada de 5.000 kg de grãos ha⁻¹, tendo em vista a inexistência de recomendações para esta cultura no estado do RS.

O plantio da mamona (*Ricinus comunis*) da cultivar Vinema T1 foi feito em 22/11/2005 e a emergência ocorreu em 28/11/2005. Foram mantidas duas plantas por vaso. Os vasos foram mantidos ao ar livre, em área telada. Foi feita a irrigação com água potável, quando necessário, para suplementação hídrica, em períodos de baixa precipitação. O controle de pragas foi feito com o inseticida malation. Em 13/01/2006 (45 dias após a emergência) foi colhida uma planta e em 27/04/2006 (150 dias após a emergência) foi feita a colheita do experimento. Foram separadas e quantificadas folhas, caule, bagas e sementes, que foram a seguir secas em estufa a 65°C, para análises. Foram determinados os teores de N_{total} com H₂O₂ + H₂SO₄ + mistura de digestão e os teores de P, K, Ca, Mg, Ni, Pb e Cr com HNO₃ + HClO₄, nas plantas inteiras colhidas aos 45 dias e nas frações das plantas colhidas aos 150 dias, conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).



FIGURA 8 - Unidades experimentais para cultivo da mamona.

4.4.2 Estudo 2 - Efeito da reaplicação dos resíduos na cultura da mamona

Nas mesmas unidades experimentais descritas no item 4.4.1, foram reaplicados, após o 1º cultivo de mamona, os tratamentos especificados no item 4.1.1, sendo os corretivos da acidez do solo calculados para atingir para pH 6,5. Na Tabela 2 são apresentadas quantidades reaplicadas de resíduos (caracterizados na Tabela 1) e de corretivos da acidez. No tratamento T8 ($Cr_{min} + LC + PK$) foi reaplicado 500 kg ha^{-1} de cromo mineral na forma de sulfato de cromo. Foram utilizados os mesmos tipos de resíduos aplicados nos cultivos anteriores (lodo de curtume, serragem cromada e resíduo carbonífero). O lodo de curtume e a serragem cromada foram obtidos na UTRESA (Usina de Tratamento de Resíduos), localizada no município de Estância Velha (RS). O resíduo carbonífero foi obtido na COPELMI (empresa mineradora de carvão), localizada no município de Butiá (RS). As características físico-químicas dos resíduos utilizados neste trabalho são apresentadas na Tabela 1.

TABELA 1 - Características físico-químicas dos resíduos utilizados neste trabalho

Parâmetro ⁽²⁾	Unidade	Lodo de curtume	Serragem cromada	Resíduo carbonífero	Aparas de couro
pH em água		6,7	4,5	7,0	
Carbono orgânico	g kg ⁻¹	239,3	331,0	184,9	529,1
Nitrogênio total	g kg ⁻¹	36,5	172,9	2,5	203,8
Relação C/N		6,5	1,9	74,0	2,6
NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	4,0	ND ⁽¹⁾	ND	ND
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	mg L ⁻¹	1,9	ND	ND	ND
Fósforo total	g kg ⁻¹	1,1	0,3	0,1	1,0
Potássio total	g kg ⁻¹	0,1	0,1	3,7	0,3
Cálcio total	g kg ⁻¹	41	8,5	1,1	0,7
Magnésio total	g kg ⁻¹	7,8	0,75	1,2	0,15
Enxofre total	g kg ⁻¹	18	22	25	13
Cobre total	mg kg ⁻¹	8,27	30	15	10
Zinco total	mg kg ⁻¹	112	0	48	68
Sódio total	g kg ⁻¹	9,2	3,2	0,16	1,1
Cromo total	g kg ⁻¹	34	20	0,11	21
Cádmio total	mg kg ⁻¹	0,18	0,03	15,3	0,04
Níquel total	mg kg ⁻¹	5,47	8,6	24	13
Chumbo total	mg kg ⁻¹	11,2	1,39	8,72	1,77
Poder de neutralização	%	10%	ND	ND	ND

⁽¹⁾ ND = não determinado.

⁽²⁾ Determinações conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).

TABELA 2 - Quantidades de corretivo da acidez (calcário), cromo e resíduos reaplicados nos tratamentos do cultivo da mamona

Tratamentos	Lodo de	Serragem	Resíduo	Calcário ⁽²⁾	Cromo
	curtume ⁽¹⁾	cromada ⁽¹⁾	carbonífero ⁽¹⁾		
----- kg ha ⁻¹ -----					
1 = T	-	-	-	-	-
2 = NPK + ca	-	-	-	500	-
3 = L1 + PK	5.000	-	-	-	170
4 = L2 + PK	10.000	-	-	-	340
5 = RC + NPK + ca	-	-	56.000	4.300	-
6 = RC + LC + PK	43.000	-	56.000	-	1.462
7 = SC + NPK + ca	-	30.000	-	1.600	600
8 = Cr _{min} + LC +PK	5.000	-	-	-	670 ⁽³⁾

⁽¹⁾ Em base seca.

⁽²⁾ Na forma de CaCO₃ + MgCO₃ (3:1) (base de calculo: 1 ha = 2,0 X 10⁶ kg).

⁽³⁾ Aplicação de 500 kg ha⁻¹ de cromo, na forma de sulfato de cromo.

A adubação mineral foi constituída por 60 kg ha⁻¹ de N (uréia em solução, em duas aplicações aos 25 e 45 dias após a emergência) nos tratamentos T2, T3, T4, T5, T6, T7 e T8; nos tratamentos T2, T5 e T7 foram aplicados 85 kg ha⁻¹ P₂O₅ e nos tratamentos T3, T4, T6 e T8, 65 kg ha⁻¹ de P₂O₅ na forma de superfosfato triplo; foram também aplicados 20 kg ha⁻¹ de K₂O nos tratamentos T2, T3, T4, T5, T6, T7 e T8, na forma de KCl.

O plantio da mamona (*Ricinus comunis*) da cultivar Vinema T1 foi feito em 19/10/2006. Foram mantidas duas plantas por vaso. Os vasos foram mantidos ao ar livre, em área telada. Foi feita a irrigação com água potável, quando necessário para suplementação hídrica, em períodos de baixa precipitação. O controle de pragas foi feito com o inseticida malation. Em 25/04/2007 o experimento foi colhido. Foram separadas e quantificadas a massa seca da parte

aérea, bagas e raízes, que foram a seguir secas em estufa a 65 °C, para análises. Foram determinados N_{total} com $H_2O_2 + H_2SO_4$ + mistura de digestão e os teores P, K, Ca, Mg, Ni, Pb e Cr com $HNO_3 + HClO_4$, na parte aérea e nas raízes conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).

Após a colheita da mamona, foram coletadas amostras de solo para análise, sendo determinados pH em água (relção 1:1), M.O. por digestão úmida, P e K por Mehlich I, Ca e Mg trocáveis extraídos com KCl 1 mol L^{-1} e os teores de Cr por digestão ácida ($HNO_3 + HClO_4$ concentrados) (Tedesco et al., 1995).

4.4.3 Estudo 3 - Efeito residual das aplicações anteriores dos resíduos na cultura da cenoura

Uma parte do solo preparado conforme descrito no item 4.2.1 foi acondicionada em outros cilindros de PVC, semelhantes aos descritos no item 4.2.1. Foram utilizados 9 kg de solo seco ao ar com três repetições por tratamento. Foram mantidos os tratamentos especificados no item 4.1.1, sem reaplicação dos resíduos.

A adubação mineral foi constituída por 70 kg ha^{-1} de N (uréia em solução em duas aplicações aos 10 e 20 dias após a emergência) nos tratamentos T2, T3, T4, T5, T6, T7 e T8; nos tratamentos T2, T5 e T7 foram aplicados 240 kg ha^{-1} de P_2O_5 e nos tratamentos T3, T4, T6 e T8, 180 kg ha^{-1} de P_2O_5 , na forma de superfosfato triplo; nos tratamentos T2, T3, T4 e T8 foram aplicados 80 kg ha^{-1} de K_2O e nos tratamentos T5, T6 e T7, 100 kg ha^{-1} de K_2O , na forma de KCl . Estas quantidades de adubos minerais foram aplicadas com base nos valores médios da análise do solo das quatro repetições por tratamento (Tabela 5), conforme a interpretação e as recomendações da SBCS/NRS (2004) para a cultura da cenoura.

O plantio da cenoura (*Daucus carota*) da cultivar Brasília foi feito em 28/10/2005 e a emergência ocorreu em 04/11/2005. Foram mantidas três plantas por vaso. Os vasos foram mantidos ao ar livre, em área telada. Foi feita irrigação com água potável quando necessário, em períodos de baixa precipitação. O controle de pragas foi feito com o inseticida malation.

Em 15/02/2006, as plantas foram colhidas, separando-se a parte aérea das raízes. Estas foram a seguir lavadas com água potável e quantificadas, avaliando-se sua qualidade comercial. A casca da raiz (com aproximadamente 1 mm de espessura) foi removida, sendo seca em estufa a 65 °C, juntamente com a parte interna e a parte aérea. Após quantificadas, estas partes foram moídas para análise. Foram determinados os teores de N_{total} extraído com $H_2O_2 + H_2SO_4$ + mistura de digestão e os teores de P, K, Ca, Mg, Ni, Pb e Cr extraídos com $HNO_3 + HClO_4$, na parte aérea e na parte interna das raízes; e os teores de P, K, Ca, Mg, Ni, Pb e Cr extraídos com $HNO_3 + HClO_4$ na casca das raízes, conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).

4.4.4 Estudo 4 - Efeito da reaplicação dos resíduos na cultura da cenoura

Nas mesmas unidades experimentais, descritas no item 4.4.3 foram reaplicados os mesmos tratamentos descritos no item 4.1.1, sendo os corretivos da acidez do solo calculados para atingir para pH 6,5. Na Tabela 2 são dadas as quantidades de resíduos e de corretivos reaplicadas nos tratamentos.

A adubação mineral foi constituída por 60 kg ha⁻¹ de N (uréia em solução em duas aplicações aos 10 e 20 dias após a emergência) nos tratamentos T2, T5 e T7. Nos tratamentos T2, T3, T4, T5, T6, T7 e T8 foram reaplicados 100 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 100 kg ha⁻¹ de K₂O, na forma de superfosfato triplo e de KCl, respectivamente. No T1 foi feita uma adubação de manutenção, constituída de 50 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 50 kg ha⁻¹ de K₂O, na forma de superfosfato triplo e de KCl, respectivamente.

A cultura foi semeada em 24/03/2006, mantendo-se três plantas por vaso. Em 15/07/2006, as plantas foram colhidas, separando-se a parte aérea das raízes. Estas foram a seguir lavadas com água potável e quantificadas, avaliando-se sua qualidade comercial. A casca da raiz (com aproximadamente 1 mm de espessura) foi removida, sendo seca em estufa a 65 °C, juntamente com a parte interna e a parte aérea. Após serem quantificadas estas partes foram moídas para análises. Foram determinados os teores de N_{total} extraído com $H_2O_2 + H_2SO_4$ +

mistura de digestão e os teores de P, K, Ca, Mg, Ni, Pb e Cr extraídos com HNO_3 + HClO_4 , na parte aérea e na parte interna das raízes e os teores de P, K, Ca, Mg, Ni, Pb e Cr extraídos com HNO_3 + HClO_4 na casca das raízes, conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).

4.4.5 Estudo 5 - Taxa de mineralização dos resíduos de curtume

4.4.5.1 - Taxa de mineralização dos resíduos de curtume avaliada pela absorção de nitrogênio pelas plantas

Neste estudo, foi utilizado o solo da camada superficial (zero a 20 cm) de um Argissolo da unidade de mapeamento Itapuã. As principais características físico-químicas do mesmo foram: teor de argila: 70 g dm^{-3} ; pH em água: 5,3; matéria orgânica: $7,0 \text{ g dm}^{-3}$; fósforo disponível: $5,3 \text{ mg dm}^{-3}$; potássio disponível: 18 mg dm^{-3} ; cálcio trocável: $0,4 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$; alumínio trocável: $0,3 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$; magnésio trocável: $0,2 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$; H + Al: $1,4 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$.

O solo foi tamisado em peneira com 5 mm de diâmetro de orifícios, para remoção dos materiais grosseiros (pedras e raízes), sendo a seguir aplicados os tratamentos. Uma porção de 9 kg de solo (em base seca) foi colocada em vasos de PVC (Figura 9) e outra de 200g (em base seca) foi reservada para o estudo de liberação de C- CO_2 em frascos respirométricos com fechamento hermético (item 4.4.5.2). Foram utilizados os seguintes tratamentos, com 3 repetições:

T1 = solo (T);

T2 = solo + PK+ calcário para atingir pH 6,5 (PK + ca);

T3 = solo + NPK+ calcário para atingir pH 6,5 (NPK + ca);

T4 = Lodo de curtume para atingir pH 6,0 + PK (L1 + PK);

T5 = Lodo de curtume para atingir pH 6,5 + PK (L2 + PK);

T6 = Lodo de curtume para atingir pH 6,5 + PK + 200 kg ha^{-1} de Cr mineral (L2 + PK+ Cr_{min});

T7 = Serragem cromada + PK+ calcário para atingir pH 6,5 (Serr + PK + ca);

T8 = Serragem cromada + NPK+ calcário para atingir pH 6,5 (Serr + NPK + ca);

T9 = Aparas de couro + PK + calcário para atingir pH 6,5 (Apa + PK + ca);

T10 = Aparas de couro + NPK + calcário para atingir pH 6,5 (Apa + NPK + ca).

Foram utilizados resíduos de curtume (lodo de estação de tratamento de efluentes, serragem cromada e aparas de couro) fornecidos pela Usina de Tratamento de Resíduos (UTRESA), localizada no município de Estância Velha (RS), sendo as características físico-químicas dos mesmos apresentadas na Tabela 1.

A adubação mineral foi equivalente a 80, 125 e 110 kg ha⁻¹ de N (uréia), P₂O₅ (superfosfato triplo) e K₂O (KCl), respectivamente, conforme a recomendação da SBCS/NRS (2004), para a cultura do milho (produtividade esperada de 5.000 kg de grãos ha⁻¹). O corretivo da acidez do solo foi adicionado na quantidade recomendada pela SBCS/NRS (2004) para atingir pH 6,5, com base nos teores de Al trocável e de matéria orgânica (1.530 kg de corretivo ha⁻¹, com PRNT 100%). As doses de serragem cromada e de aparas de couro foram calculadas para atingir a mesma quantidade de nitrogênio total adicionada pela aplicação de lodo de curtume para atingir pH 6,5. O calcário foi aplicado na forma de uma mistura de CaO+MgO (3:1). O cromo mineral (Cr_{min}) foi adicionado na forma de sulfato de cromo (Cr III) na quantidade de 200 kg de Cr ha⁻¹. Na Tabela 3 são dadas às quantidades de resíduos aplicados e as quantidades de N total e carbono total adicionados.

O experimento foi conduzido em casa-de-vegetação, com cultivo do milho, irrigado com água potável. Foram semeadas em 13/01/2006 seis plantas por vaso, sendo feito o desbaste após uma semana, deixando-se duas plantas, colhendo-se a parte aérea em 20/02/2006. Em 21/02/2006 foram resemeadas seis plantas de milho por vaso, sendo desbastadas para duas plantas uma semana após, colhendo-se a parte aérea em 30/03/2006. Em 30/03/2006 foram resemeadas seis plantas de milho, sendo desbastadas para duas plantas uma semana após, colhendo-se a parte aérea em 14/06/2006. Após os três cortes, as plantas foram secas em estufa a 65 °C, quantificadas e moídas para análise.

TABELA 3 - Quantidades de resíduos, nitrogênio e carbono aplicadas no estudo da taxa de mineralização dos resíduos

Resíduo	Quantidades de resíduos -----kg ha ⁻¹ -----	-----Nitrogênio -----		Carbono mg C kg ⁻¹
			mg N vaso ⁻¹	
Aparas de couro	2750	560	2153	1373
Lodo de curtume (pH 6,0)	8000	295	1314	957
Lodo de curtume (pH 6,5)	15300	560	2153	1831
Serragem cromada	3240	560	2153	534

Base de cálculo: 1 ha = 2,0 X 10⁶ kg.



FIGURA 9 - Unidades experimentais para o cultivo do milho.

No início e após cada cultivo do milho, foram retiradas amostras de solo, sendo determinados: pH em água (relação 1:1), índice SMP, N mineral e cromo total extraído com HNO₃ + HClO₄ concentrados, conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).

O nitrogênio mineral (amônio e nitrato + nitrito) foi determinado em sub-amostras úmidas, extraídas com KCl 1 mol L⁻¹ logo após a coleta das amostras (Tedesco et al., 1995).

Foram determinados na parte aérea das plantas: N_{total} extraído com H₂O₂ + H₂SO₄ + mistura de digestão e os teores de P, K, Ca, Mg e Cr extraídos com HNO₃ + HClO₄, conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). No final do 3º cultivo foram feitas a quantificação e a determinação dos mesmos elementos nas raízes.

4.4.5.2 Taxa de mineralização dos resíduos de curtume avaliada pela liberação de C-CO₂

O dióxido de carbono (CO₂) liberado no processo de respiração microbiana, durante a incubação, foi determinado conforme a metodologia proposta por Stotzky (1965). Foram utilizados frascos respirométricos de 1,5 L, contendo 200g de solo (em base seca) com os tratamentos descritos no item 4.4.5.1, com três repetições (Figura 10). O CO₂ liberado foi captado em copos de polietileno de 50 mL contendo 20 mL de NaOH 0,5 mol L⁻¹. Foi determinado o CO₂ coletado aos 3, 7, 14, 21, 28, 35, 49, 61, 77, 105, 119, 126, 133 e 157 dias após a adição dos resíduos, adicionando-se 3 mL de uma solução de BaCl₂ (25%) e 3 gotas de fenolftaleína (1%) em cada copo, titulando-se o excesso de NaOH com uma solução de HCl 1 mol L⁻¹ padronizada. O cálculo do C-CO₂ desprendido do solo foi feita pela equação:

$$mgC - CO_2 \ 100 \ g^{-1} = (VPB - VA) \times M_{\text{ácido}} \times Eq.g. \ C - CO_2 \times FC$$

Onde:

VPB = volume de HCl (mL) gasto na prova em branco;

VA = volume de HCl (mL) gasto na titulação do NaOH que absorveu o CO₂ liberado do solo;

M_{ácido} = concentração do HCl (1 mol L⁻¹);

Eq.g. C-CO₂ = equivalente grama do C-CO₂ (=6);

FC = fator de correção (molaridade do ácido/ molaridade da base).



FIGURA 10 - Unidades experimentais para determinação de C-CO₂ liberado.

4.4.6 Estudo 6 - Taxa de liberação de ácido do resíduo carbonífero

Foi utilizada neste experimento a camada superficial (zero a 20 cm) do solo coletado a campo (Argissolo da unidade de mapeamento São Jerônimo), nas parcelas do tratamento T1 (Test), conforme procedimento descrito no item 4.2.1. As características químicas deste solo são apresentadas na Tabela 4. O resíduo carbonífero foi obtido da COPELMI (empresa mineradora de carvão), localizada no município de Butiá (RS) e as suas características são mostradas na Tabela 1.

O experimento foi conduzido em laboratório utilizando-se recipientes de polietileno (sacos) contendo 0,8 kg de solo seco ao ar. Foram adicionados 2 g de solo do experimento de campo (sem secagem) para inoculação de microrganismos. A umidade foi mantida em capacidade de campo.

Foram utilizadas amostras de rejeito em quatro granulometrias (em diâmetros de orifícios de peneira): G1: < 0,85 mm; G2: 0,85 a 2,0 mm; G3: 2,0 a 4,0 mm; G4: 4,0 a 10 mm. A incubação foi iniciada em 20/02/2006. Os recipientes foram arejados, revolvendo-se o solo semanalmente. Foram utilizados os seguintes tratamentos, com 3 repetições:

T1 = Solo (T);

T2 = Solo com calcário para atingir pH 5,0 (Ca 1 = 1,5 t ha⁻¹);

T3 = Solo com calcário para atingir pH 6,0 (Ca 2 = 3,0 t ha⁻¹);

T4 = Solo com calcário para atingir pH 6,5 (Ca 3 = 5,0 t ha⁻¹);

T5 = Solo com 2 X a quantidade de calcário para atingir pH 6,5 (Ca 4 = 10,0 t ha⁻¹);

T6 = Solo com a adição de 10 t ha⁻¹ de rejeito G1 + Calcário para atingir pH 6,5
(10 t G1 + Ca 3);

T7 = Solo com a adição de 30 t ha⁻¹ de rejeito G1 + Calcário para atingir pH 6,5
(30 t G1 + Ca 3);

T8 = Solo com a adição de 20 t ha⁻¹ de rejeito G2 + Calcário para atingir pH 6,5
(20 t G2 + Ca 3);

T9 = Solo com a adição de 60 t ha⁻¹ de rejeito G2 + Calcário para atingir pH 6,5
(60 t G2 + Ca 3);

T10 = Solo com a adição de 40 t ha⁻¹ de rejeito G3 + Calcário para atingir pH 6,5
(40 t G3 + Ca 3);

T11 = Solo com a adição de 120 t ha⁻¹ de rejeito G3 + Calcário para atingir pH 6,5
(120 t G3 + Ca 3);

T12 = Solo com a adição de 120 t ha⁻¹ de rejeito G4 + Calcário para atingir pH 6,5
(120 t G4 + Ca 3);

T 13 = Solo com a adição de 360 t ha⁻¹ de rejeito G4 + Calcário para atingir pH 6,5
(360 t G4 + Ca 3).

O calcário foi aplicado na forma de uma mistura de $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$ (3:1), com PRNT de 100%. Foram determinados pH em água (relação 1:1), Fe trocável (oxalato de amônio) e S- SO_4 extraído com CaHPO_4 conforme Tedesco et al. (1995) nas amostras de solo coletadas aos 0, 30, 60, 90, 165, 204, 233, 290, 325 e 416 dias de incubação.

4.5 Análise estatística

O experimento de campo foi conduzido em delineamento de blocos ao acaso, com parcelas subdivididas, com quatro blocos. Os experimentos em vasos e de laboratório foram conduzidos em delineamento totalmente casualizado, com três repetições por tratamento. A análise estatística dos dados foi feita com o Software de Análise Estatística (WINSTAT) (Machado, 2001), utilizando-se análise de variância (teste F) conforme as recomendações de Silva (1997), e as diferenças significativas foram determinados pelo teste de comparações múltiplas de Tukey.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.2 Continuação do experimento a campo

5.2.1 Caracterização inicial das plantas e solo

5.2.1.1 Vegetação espontânea

Na Tabela 4 são apresentados o rendimento de matéria seca e os teores de macronutrientes na parte aérea da vegetação espontânea que se estabeleceu na área experimental.

A vegetação espontânea que se desenvolveu nas parcelas não apresentou diferença estatística entre os tratamentos, com variação no rendimento de matéria seca entre 1.093 a 1.731 kg ha⁻¹. Este fato indica que, mesmo com aplicações anteriores de grandes quantidades de cromo no solo, a cobertura vegetal espontânea da área não foi afetada.

Os teores de nitrogênio no tecido foram estatisticamente maiores no tratamento T7 (SC + NPK + Ca) do que no tratamento T1 (Test), mostrando um possível efeito residual da serragem cromada no solo neste tratamento. Este fato pode indicar uma lenta disponibilização do nitrogênio deste tipo de resíduo. Entre os outros tratamentos não foram observadas diferenças significativas.

TABELA 4 - Quantidades de matéria seca (MS) e teores de nutrientes na parte aérea da vegetação espontânea na área do experimento (médias de 4 repetições)

Tratamentos	MS	N	P	K	Ca	Mg
	g m ⁻²	-----g kg ⁻¹ -----				
1 = T	143,7 a	7,39 b	1,3 b	16,7 a	4,4 a	2,5 a
2 = NPK + ca	112,5 a	7,76 ab	2,4 ab	21,0 a	6,7 a	3,9 a
3 = L1 + PK	109,3 a	8,57 ab	2,8 a	21,8 a	9,7 a	3,0 a
4 = L2 + PK	150,0 a	9,13 ab	2,6 a	26,7 a	9,5 a	4,3 a
5 = RC + NPK + ca	140,6 a	7,62 ab	2,1 ab	18,9 a	5,9 a	2,9 a
6 = RC + LC + PK	162,5 a	7,63 ab	2,3 ab	17,4 a	5,5 a	2,4 a
7 = SC + NPK + ca	150,0 a	11,05 a	1,7 ab	26,2 a	7,8 a	5,0 a
8 = Cr _{min} + LC +PK	173,1 a	8,16 ab	2,4 a	22,1 a	7,3 a	3,3 a
CV (%)	21	18	21	22	20	30

Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os teores de fósforo nos tratamentos T3 (L1 +PK), T4 (L2 +PK) e T8 (Cr_{min} + LC +PK) foram significativamente maiores que os determinados na testemunha (T1).

Não foram observadas diferenças significativas nos teores de K, Ca e Mg entre os tratamentos. Os teores de potássio variaram de 16,7 a 26,7 g kg⁻¹, os de cálcio de 4,4 a 9,7 g kg⁻¹ e os de magnésio de 2,5 a 5,0 g kg⁻¹. Os menores teores de K, Ca e Mg foram determinados no tratamento testemunha (T1).

5.1.1.2 Caracterização básica do solo

a) Camada superficial do solo (0 a 20 cm)

As características químicas da camada de zero a 20 cm do solo coletado em agosto de 2005, são mostradas na Tabela 5. Os valores de pH nos tratamentos onde foi reaplicado lodo de curtume em 2000 foram semelhantes aos do tratamento com calcário (T2).

TABELA 5 - Características químicas da camada superficial (zero a 20 cm) do solo amostrado em agosto de 2005 (médias de 4 repetições)

Tratamento	pH (H ₂ O)	N total ⁽¹⁾ g kg ⁻¹	P disp. -----mg dm ⁻³ -----	K disp. g kg ⁻¹	M.O. g kg ⁻¹	Al troc. -----cmol _c dm ⁻³ -----	Ca troc.	Mg troc.
1 = T	4,8d	0,9 c	1,8e	118ab	24,5 c	0,8 a	1,9c	1,1cd
2 = NPK + ca	6,4ab	1,0 bc	3,9cd	125ab	25,3 c	0,0 b	4,8ab	2,3a
3 = L1 +PK	6,1ab	1,1 bc	5,2b	120ab	27,1 bc	0,0 b	5,1ab	1,4bc
4 = L2 +PK	6,6a	1,2 bc	7,8 a	130ab	27,6 abc	0,0 b	6,4 a	1,7b
5 = RC + NPK + ca	4,9cd	0,9c	3,0de	78b	29,3 abc	0,4 a	4,4b	1,7b
6 = RC + LC + PK	4,7d	1,4b	6,2ab	77b	32,1 ab	0,7 a	4,0b	0,9d
7 = SC + NPK + ca	5,7bc	2,0a	3,1de	97ab	33,1 a	0,0 b	3,6b	1,8b
8 = Cr _{min} + LC + PK	5,9ab	1,2bc	5,9ab	154 a	29,3 abc	0,0 b	4,8ab	1,1cd
CV (%)	6	17	18	20	13,8	29	16	13

⁽¹⁾ N total pelo método Kjeldahl (NTK), extraído com H₂O₂ + H₂SO₄ + mistura de digestão (Tedesco et al., 1995). Médias com Letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Ferreira et al. (2003) verificaram que, após 180 dias da aplicação de lodo de curtume, a acidez do solo foi efetivamente neutralizada. Kray et al. (2007) observaram que, mesmo após 960 dias da aplicação de lodo de curtume no solo, os valores de pH destes tratamentos, permaneciam iguais ou superiores ao do tratamento com adição de calcário. Isto pode evidenciar que, além de possuir a capacidade de corrigir a acidez do solo, este tipo de resíduo também possui efeito residual semelhante ao do calcário.

A alcalinidade do lodo de curtume neutralizou o poder acidificante do resíduo carbonífero provocado pela oxidação da pirita e o pH deste tratamento (T6 = RC + LC + PK) não diferiu da testemunha, mesmo após cinco anos da aplicação dos resíduos. Este fato também foi observado por Kray et al. (2007) e pode indicar a possibilidade do uso de lodo de curtume na reconstrução de solos de áreas de mineração.

As aplicações anteriores de serragem cromada (T7 = SC + NPK + ca) mostraram efeito residual nos teores de NTK do solo. Kray (2001) observou que após 960 dias, os teores de NTK nos tratamentos com aplicação de serragem cromada permaneciam maiores que nos tratamentos com aplicação de NPK + ca. O autor atribuiu este fato à baixa decomposição da serragem cromada, devido ao processo de curtimento. Entretanto, a relação C/N desse material é baixa (2,76) e como a decomposição pelos microrganismos do solo é lenta, o mesmo permanece com suas características iniciais. Portanto, mesmo apresentando alto teor de N total, o nitrogênio da serragem cromada não está disponível aos microrganismos e às plantas.

Os teores de N total nos tratamentos onde havia sido reaplicado lodo de curtume não diferiram significativamente do tratamento com adubação e calagem (T2). Vários autores (Selbach et al., 1991; Castilhos, 1998; Kray, 2001) verificaram aumentos no teor de N total, com aplicações recentes de lodo de curtume. Entretanto, Kray (2001), após 960 dias da aplicação do lodo, não observou diferenças significativas entre os tratamentos com lodo de curtume e a testemunha.

As aplicações sucessivas de lodo de curtume ao solo, proporcionaram aumento dos teores de P disponível, nos tratamentos onde havia sido aplicado

este resíduo. No tratamento onde foi aplicada a serragem cromada, o teor de P foi semelhante ao determinado no tratamento com adubação mineral (T2), atingindo valores considerados baixos. Ferreira (1998) atribui este fato à imobilização microbiana de P que poderia ter ocorrido no tratamento com adição de serragem cromada.

Foi observada uma tendência de redução do teor de K no solo nos tratamentos com adição de resíduo carbonífero, devido provavelmente à lixiviação com ânions. Nos demais tratamentos, os teores de K situaram-se na faixa de suficiência para o crescimento das culturas (80 a 120 mg dm⁻³) (SBCS/NRS, 2004), mesmo após um longo período. Este fato também foi observado por Kray (2001) após 960 dias da aplicação destes resíduos ao solo.

Os teores de Ca aumentaram com a aplicação de lodo de curtume devido ao elevado teor deste nutriente no resíduo (Tabela 5). Este fato também foi observado por Kray (2001) após 960 dias da aplicação destes resíduos.

b) Camada sub-superficial do solo (20 a 50 cm)

Na Tabela 6 é apresentada a caracterização básica do solo da camada de 20 a 50 cm de profundidade. No tratamento onde foi aplicada duas vezes a quantidade de lodo de curtume para atingir o pH 6,5 (T4 = L2 +PK), o valor do pH do solo foi de 5,5. À exceção dos tratamentos em que foi aplicado resíduo carbonífero e serragem cromada, o valor do pH foi maior do que na testemunha, indicando a ocorrência de translocação do efeito corretivo do lodo. Nesses tratamentos, foi também observado aumento nos teores de Ca e redução nos teores de Al trocável.

As aplicações anteriores de resíduos de curtume e carbonífero não afetaram os teores de N total, MO e P nesta camada (Tabela 6). Os teores de K foram menores nos tratamentos com aplicação do rejeito carbonífero (T5 = RC + NPK + ca) e da serragem cromada (T7 = SC + NPK + ca).

TABELA 6 - Características químicas da camada sub-superficial (20 a 50 cm) do solo amostrado em agosto de 2005 (médias de 4 repetições)

Tratamento	pH (H ₂ O)	N total ⁽¹⁾ g kg ⁻¹	P disp. -----mg dm ⁻³ -----	K disp. g kg ⁻¹	M.O. g kg ⁻¹	Al troc. -----cmol _c dm ⁻³ -----	Ca troc.	Mg troc.
1 = T	4,7bcd	6,6 a	0,75a	68abc	15,9 a	2,05ab	1,18b	0,68b
2 = NPK + ca	5,1ab	5,5 a	0,90a	67abc	14,8 a	1,23bcd	1,63b	1,08a
3 = L1 +PK	5,2ab	6,1 a	0,95a	70ab	15,9 a	0,78cd	2,13ab	0,83ab
4 = L2 +PK	5,5a	6,0 a	1,08a	65abc	15,9 a	0,23d	3,03a	1,10a
5 = RC + NPK + ca	4,2cd	6,0 a	1,00a	37c	16,6 a	2,68 a	1,18b	0,48b
6 = RC + LC + PK	4,5cd	7,0 a	1,33a	45bc	15,9 a	1,73abc	2,18ab	0,48b
7 = SC + NPK + ca	4,7bc	6,5 a	0,85a	41bc	15,5 a	1,78abc	1,28b	0,58b
8 = Cr _{min} + LC +PK	5,3a	6,1 a	1,00a	80 a	16,2 a	0,58d	2,68a	0,75ab
CV (%)	4,73	12	25	23	18,9	31	22	21

⁽¹⁾ N total pelo método Kjeldahl.

Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

c) Camada subjacente do solo (50 a 80 cm)

Na Tabela 7 é apresentada a caracterização básica do solo da camada de 50 a 80 cm de profundidade. As aplicações anteriores de rejeito carbonífero (T5 = RC + NPK + ca e T6 = RC + LC + PK) provocaram redução do pH nesta profundidade. Este fato indica a oxidação da pirita e em conseqüência, a drenagem acida. Entretanto, não foram observadas diferenças significativas nos teores de metais lixiviados (Apêndice 6). Kray (2001) também observou drenagem acida nos tratamentos com a aplicação de resíduo carbonífero, provocando a diminuição do pH nesta camada.

Não foram verificadas diferenças estatísticas nos teores de N total, P disponível, M.O., Al trocável e Ca e Mg trocáveis nessa camada, entre os diferentes tratamentos. Os teores de K disponível diminuíram nos tratamentos com adição de resíduo carbonífero e de serragem cromada, devido, provavelmente, à maior lixiviação de cátions.

TABELA 7 - Características químicas da camada subjacente (50 a 80 cm) do solo amostrado em agosto de 2005 (médias de 4 repetições)

Tratamentos	pH (H ₂ O)	N total ⁽¹⁾ g kg ⁻¹	P disp. ----mg dm ⁻³ ----	K disp. g kg ⁻¹	M.O. g kg ⁻¹	Al troc. -----cmol _c dm ⁻³ -----	Ca troc.	Mg troc.
1 = T	4,8a	5,8 a	0,83a	70ab	14,3 a	2,38 a	1,33a	0,73a
2 = NPK + ca	4,9a	5,8 a	0,80a	67ab	13,2 a	2,20 a	1,45a	0,83a
3 = L1 + PK	4,8a	6,0 a	0,83a	75ab	14,5 a	2,58 a	1,50a	0,70a
4 = L2 + PK	4,9a	5,6 a	0,88a	62ab	14,0 a	2,03 a	1,93a	0,88a
5 = RC + NPK + ca	4,4b	5,5 a	0,90a	44b	8,3 a	3,05 a	1,60a	0,63a
6 = RC + LC + PK	4,4b	5,7 a	1,10a	44b	14,3 a	2,60 a	1,63a	0,58a
7 = SC + NPK + ca	4,7a	5,9 a	0,88a	45b	15,9 a	2,53 a	1,30a	0,63a
8 = Cr _{min} + LC +PK	4,8a	6,4 a	1,15a	83a	16,6 a	2,35 a	1,85a	0,73a
CV (%)	2,7	10	20	26	19	17	21	26

⁽¹⁾ N total pelo método Kjeldahl.

Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

5.1.1.3 Teores de cromo no solo

O teor total de cromo do solo pode ser determinado após a oxidação dos componentes orgânicos e a solubilização dos minerais. Neste procedimento são geralmente utilizados H_2O_2 , HNO_3 , HCl , H_2SO_4 e HF concentrados.

Este procedimento, entretanto, requer cuidados especiais e equipamentos adequados. Caso não seja utilizado o HF , não ocorre a dissolução completa dos minerais, e os teores obtidos podem ser bastante diferentes dos teores totais. A extração com ácido nítrico e perclórico, a quente, é frequentemente utilizada.

a) Cromo extraído por ácido nítrico e perclórico

A aplicação de lodo de curtume e de serragem cromada ao solo proporcionou aumentos significativos nos teores de cromo total na camada superficial do solo. Estes aumentos foram de 4,5; 10,0; 8,4; 11,1 e 15,0 vezes maiores do que os determinados na testemunha (T1) nos tratamentos T3 (L1 + PK), T4 (L2 + PK), T6 (RC + LC + PK), T7 (SC + NPK + ca) e T8 (Cr_{min} + LC + PK), respectivamente (Figura 11). Ferreira et al. (2003) e Kray et al. (2007) também verificaram aumento no teor de cromo total do solo pela adição de lodo de curtume e de serragem cromada. Ramalho & Sobrinho (2001), estudando o acúmulo de metais no solo pela aplicação de vinhaça e torta de filtro por 20 anos, verificaram que mais de 65% da quantidade total de Cr estava na fração residual (ligada ao retículo cristalino dos minerais), ou seja, fração não biodisponível do solo, o que reduziria a absorção desse elemento pelas plantas; aproximadamente 10% da quantidade do Cr total do solo estava na fração orgânica.

As camadas inferiores do solo não apresentaram aumento significativo dos teores de Cr com as aplicações anteriores dos tratamentos com lodo de curtume (T3 = L1 + PK, T4 = L2 + PK, T6 = RC + LC + PK e T8 = Cr_{min} + LC + PK) e serragem cromada (T7 = SC + NPK + ca). A Figura 11 mostra que o cromo aplicado pelos resíduos de curtume ficou localizado na camada superficial do solo (0 a 20 cm), não sendo observados aumentos significativos dos teores do mesmo

nos tratamentos com adição dos resíduos de curtume, em relação à testemunha, conforme foi observado em outros trabalhos (Selbach et al., 1991; Ferreira et al., 2003).

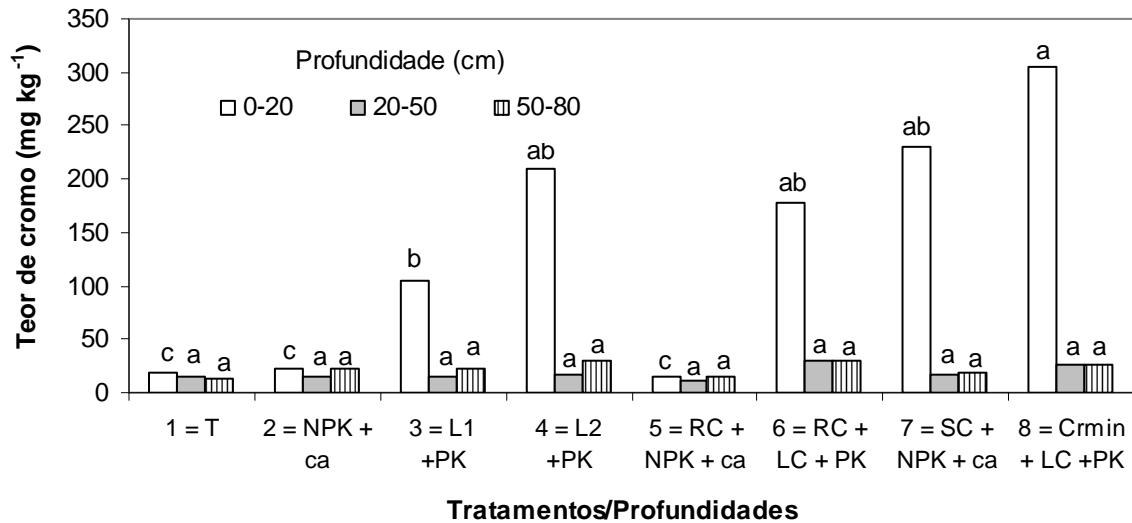


FIGURA 11 - Teor de cromo do solo, extraído por ácidos nítrico + perclórico concentrados, nas diferentes profundidades. Médias com letras iguais na mesma profundidade não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Kray et al. (2007) também não observaram aumento do teor de cromo total na camada de 50 a 80 cm de profundidade; este fato pode ser devido à grande estabilidade dos compostos de cromo formados após a adição dos resíduos de curtume, em complexos orgânicos ou em co-precipitados com ferro.

b) Teores de cromo total do solo determinado com a dissolução dos minerais

A extração do solo com $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$ concentrados dissolve a amostra com pequena desestabilização da estrutura dos silicatos. A extração com HF pode dissolver os silicatos, liberando para a solução os metais ligados ao retículo cristalino dos minerais.

A aplicação de lodo de curtume proporcionou aumentos significativos no teor de cromo na camada superficial (0 a 20 cm). Nas camadas de 20 a 50 cm e de 50 a 80 cm, não foram determinadas diferenças significativas entre os

tratamentos T4 (L2 + PK), T6 (RC + LC + PK) e T8 (Cr_{min} + LC + PK) e o tratamento testemunha (T1 = T), evidenciando a não translocação do cromo para horizontes sub-superficiais (Tabela 8).

TABELA 8 - Teores totais de cromo no solo extraído com HF + HNO₃

	Profundidade		
	0 - 20 cm	20 - 50 cm	50 - 80 cm
	-----mg kg ⁻¹ -----		
1 = T	38,3 c	43,5 a	46,1 a
4 = L2 + PK	468,0 ab	42,1 a	45,2 a
6 = RC + LC+ PK	366,3 b	40,2 a	46,1 a
8 = Cr_{min} + LC +PK	654,8 a	51,7 a	54,3 a
CV(%)	15	13	10

Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os teores de cromo extraídos com HNO₃ + HClO₄, na camada de 0 a 20 cm, foram de 19, 210, 178 e 305 mg kg⁻¹ nos tratamentos T1 (T), T4 (L2 + PK), T6 (RC + LC+ PK) e T8 (Cr_{min} + LC + PK), respectivamente. Os teores determinados com a extração por HF + HNO₃ em forno de microondas foram aproximadamente duas vezes maiores que os determinados pela extração com HNO₃ + HClO₄.

Foram adicionadas às unidades experimentais quantidades de cromo de 1342, 937 e 1296 kg ha⁻¹ nos tratamentos T4 (L2 + PK), T6 (RC + LC+ PK) e T8 (Cr_{min} + LC + PK), respectivamente. Com as aplicações destes tratamentos ao solo, os teores de cromo na camada de 0 a 20 cm, deveriam ser de 671, 468 e 648 mg kg⁻¹, respectivamente.

As quantidades de cromo recuperadas com HNO₃ + HClO₄ foram de 31, 37 e 47 % nos tratamentos T4 (L2 + PK), T6 (RC + LC+ PK) e T8 (Cr_{min} + LC + PK), respectivamente. As quantidades de cromo recuperadas com HF + HNO₃ foram de 70, 78 e 101 % do cromo adicionado, nos tratamentos T4 (L2 + PK), T6 (RC + LC+ PK) e T8 (Cr_{min} + LC + PK), respectivamente.

Yokoyama et al. (1999), avaliando três procedimentos para a decomposição de rochas silicatadas, utilizando ácido fluorídrico em frascos abertos, verificaram a precipitação de fluoretos de Al (III), Ca (II), Fe (III) e Mg (II) durante a digestão e a conseqüente co-precipitação de elementos traços. Esses processos impediram a recuperação quantitativa desses elementos.

A dificuldade de amostragem do solo em experimentos de campo, em que são aplicados resíduos com granulometria grossa pode também afetar a representatividade das amostras e reduzir a recuperação de cromo.

Vieira et al. (2005), utilizando água régia + HF em forno de microondas, determinaram taxas de recuperação de cromo de 94% em solos sem adição de resíduos. Bettinelli et al. (2000), testando a digestão por radiação de microondas com água régia ou com a mistura contendo HF + HCl + HNO₃, determinaram recuperações de 82 a 114 % em relação aos valores certificados dos metais Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn, em amostras de solos e sedimentos.

Sandroni & Smith (2002) investigaram a digestão de amostras de solos empregando diferentes misturas ácidas (HNO₃ + HF, HNO₃ + HF + HCl e HNO₃ + HF + H₂O₂); os teores de metais recuperados variaram de 104 a 142 % em relação aos valores certificados.

Foi determinada uma eficiência de extração de cromo no solo com HNO₃ + HClO₄ variando entre 25 a 74 % menor do que a obtida utilizando-se HF + HNO₃. Teódulo et al. (2003) determinaram quantidades de cromo recuperadas com água régia de 35 a 81% menores que as obtidas utilizando o método de digestão com HF.

A média de recuperação de cromo extraído com HNO₃ + HClO₄ em relação à dissolução com HF + HNO₃ foi 48 % menor. Estes resultados são corroborados pelo estudo de Teódulo et al. (2003), que determinaram uma recuperação do cromo 53% menor pela água régia, em relação à dissolução com HF. Berrow & Stein (1983) concluíram que a utilização de água-régia com refluxo possibilitou a extração de 70% do níquel, 80% do chumbo e 90% de cromo, de cobre e de manganês totais em solos do Canadá.

c) Teores de cromo ligado aos óxidos de ferro

As alterações nas condições pedoambientais em que os óxidos de ferro foram formados podem determinar a instabilidade e dissolução dos mesmos, bem como a reprecipitação (neoformação) de novos tipos para atingir um novo equilíbrio (Kämpf & Curi, 2000).

Esta dinâmica dos óxidos de ferro, determinada por processos de dissolução/neoformação, tem permitido a interpretação de mudanças pedoambientais ao longo da gênese dos solos. Exemplos disso são os estudos de Fitzpatrick & Schwertmann (1982) e Kämpf (1988), que observaram diferentes graus de substituição por alumínio e cristalinidade entre goethitas presentes em segregações e nódulos de ferro e as goethitas presentes na matriz do solo.

A incorporação de resíduos de curtume ao solo aumenta os teores de matéria orgânica, provocando alterações do pedoambiente, onde os óxidos de ferro são estáveis. A matéria orgânica é um dos principais inibidores de cristalização dos óxidos de ferro. Os grupos funcionais da matéria orgânica bloqueiam o crescimento dos cristais devido à alta afinidade que possuem com sítios superficiais desses minerais (Schwertmann, 1966). Com isto, pode ocorrer a dissolução e posterior recristalização dos óxidos de ferro. Na recristalização dos óxidos de ferro pode ocorrer a substituição isomórfica de cátions nos octaedros estruturais.

O destaque neste sentido tem sido dado à substituição isomórfica do ferro pelo alumínio em cristais de hematita e goethita (Schwertmann et al., 1979; Schulze & Schwertmann, 1984), onde o aumento desta substituição está relacionado a pedoambientes altamente intemperizados, onde a alta atividade do alumínio é determinada pelo baixo pH ou menor concentração de silício passível de combinar com o alumínio na solução do solo (Fitzpatrick & Schwertmann, 1982; Schwertmann & Kämpf, 1985).

Foram determinados aumentos significativos nos teores de cromo extraído com oxalato de amônio nos tratamentos com aplicações sucessivas de resíduos, nos tratamentos T6 (RC + LC + PK) e T8 (Cr_{min} + LC + PK) (Tabela 9).

Nos tratamentos T3 (L1 + PK), T4 (L2 + PK) e T7 (SC + NPK + ca) não foram observadas diferenças significativas em relação à testemunha (T).

No tratamento T8 (Cr_{min} + LC + PK) o aumento pode ser devido à maior disponibilidade do cromo pelo sal adicionado. Este sal, em solução, tende a hidrolizar-se mais facilmente, podendo ser precipitado nos óxidos de ferro e de manganês de baixa cristalinidade.

TABELA 9 - Teores de ferro e de cromo determinados nos extratos de oxalato de amônio (Fe_o), DCB (Fe_d) e ácidos nítrico + perclórico (Cr “total”) da fração argila da camada de 0 – 20 cm

	Ferro			Cromo		
	Fe_o	Fe_d	“Total”	Fe_o	Fe_d	“Total”
	-----%-----			-----mg kg ⁻¹ -----		
1 = T	0,19c	3,11a	3,30a	13,5b	23,3c	43,4c
2 = NPK + ca	0,43c	3,61a	3,84a	14,1b	21,3c	45,3c
3 = L1 + PK	0,73b	3,28a	3,82a	19,9b	46,4b	216,8b
4 = L2 + PK	0,98b	3,15a	4,33a	27,5b	54,9b	233,3ab
5 = RC + NPK + ca	1,86a	3,18a	3,18a	13,5b	23,0c	46,9c
6 = RC + LC + PK	1,78a	3,17a	3,77a	51,6a	78,9 ab	360,8a
7 = SC + NPK + ca	0,94b	3,23a	3,58a	38,1ab	71,4 ab	296,5ab
8 = Cr_{min} + LC + PK	0,79b	3,25a	3,48a	56,8a	103,0a	408,1a
CV (%)	21	12	5	1,0	1,5	9,0

Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

O aumento do teor de cromo determinado no tratamento T6 (RC + LC + PK) pode ser devido à maior solubilidade do cromo, provocada pela maior acidez com a oxidação da pirita. Em valores de pH menores que 4,5 o cromo (III) permanece em solução.

Foram determinados aumentos significativos nos teores de cromo extraído com DCB nos tratamentos com aplicações sucessivas de resíduos de curtume (Tabela 9). Os teores de cromo extraídos junto com os óxidos de alta cristalinidade (Fe_d) foram em média de $22,5 \text{ mg kg}^{-1}$ nos tratamentos sem aplicação de resíduos contendo cromo (T1 = T, T2 = NPK + ca e T5 = RC + NPK + ca). Nos tratamentos com a aplicação de resíduos contendo cromo observa-se aumentos de cromo retidos a estes minerais de 1,1; 1,4; 2,5; 2,2 e 3,6 vezes, nos tratamentos T3 (L1 + PK); T4 (L2 + PK); T6 (RC + LC + PK); T7 (SC + NPK + ca) e T8 (Cr_{min} + LC + PK), respectivamente.

O tratamento T8 (Cr_{min} + LC + PK) apresentou a maior incorporação de cromo em óxidos de ferro, de alta cristalinidade. Não foi observada diferença significativa nos teores de cromo extraídos com DCB entre os tratamentos com aplicação de resíduos de curtume (T3 = L1 + PK, T4 = L2 + PK, T6 = RC + LC + PK e T7 = SC + NPK + ca).

Foram determinadas diferenças significativas nos teores de cromo total extraído da fração argila (Tabela 9). Os maiores teores de cromo foram determinados no tratamento T8 (Cr_{min} + LC + PK).

Os teores totais de cromo extraídos da fração argila seguem a tendência determinada nos teores totais de cromo do solo (item 5.1.1.3). Entretanto, os teores determinados na fração argila são maiores que os do solo. Isto é verificado devido ao efeito de concentração deste metal na fração argila.

O teor médio de cromo total na fração argila dos tratamentos sem aplicação de resíduos de curtume (T1 = T, T2 = NPK + ca e T5 = RC + NPK + ca) foi de $45,2 \text{ mg kg}^{-1}$, enquanto o teor de cromo determinado no solo foi de $19,0 \text{ mg kg}^{-1}$ (Apêndice 4).

Nos tratamentos com aplicação de lodo de curtume, os teores de cromo na camada superficial do solo foram de 105, 210, 178 e 231 mg kg^{-1} nos tratamentos T3 (L1 +PK), T4 (L2 +PK), T6 (RC + LC + PK) e T7 (SC + NPK + ca), respectivamente (Figura 11).

Não foram determinadas diferenças significativas nos teores de ferro total e nos teores de ferro extraídos com DCB (Tabela 9). Foram determinadas

diferenças significativas entre os teores de ferro extraídos dos óxidos de baixa cristalinidade (oxalato de amônio).

Os maiores teores de ferro extraídos com oxalato foram determinados nos tratamentos com a aplicação de rejeito carbonífero (T5 = RC + NPK + ca e T6 = RC + LC + PK). Estes valores podem ser devidos à oxidação da pirita (FeS_2) e conseqüente liberação do Fe. Neste caso, o aumento da relação Fe_o/Fe_d pode ser mascarado nos tratamentos com rejeito carbonífero.

Gaivizzo et al. (2002) determinaram aumento nos teores de Fe em áreas com rejeito carbonífero, indicando a oxidação da pirita como principal fonte de Fe. Conforme Moses et al. (1987), as reações que ocorrem promovem a formação de algumas formas de sulfatos de ferro solúveis e ácido sulfúrico.

As aplicações anteriores de resíduos de curtume e carbonífero ao solo provocaram aumentos na razão Fe_o/Fe_d (Figura 12). Os maiores aumentos na relação Fe_o/Fe_d foram determinados nos tratamentos com aplicação de rejeito carbonífero. Nestes tratamentos observa-se um aumento na relação Fe_o/Fe_d de 4,8 vezes, em relação ao tratamento T2 (NPK + ca).

O aumento da razão Fe_o/Fe_d correspondente à diminuição da cristalinidade dos óxidos de ferro pedogênicos (Schwertmann & Kämpf, 1983; Campbell & Schwertmann, 1984; Motta & Kämpf, 1992).

A diminuição da cristalinidade dos óxidos de ferro em áreas com descarte de rejeito carbonífero pode estar ligada à oxidação da pirita e conseqüente diminuição do pH, provocando a dissolução do Fe dos óxidos.

Nas áreas de descarte de resíduos de curtume, esta diminuição da relação Fe_o/Fe_d pode ser devida à presença de microsítios anaeróbios, onde o Fe (III) é utilizado como receptor final de elétrons da cadeia respiratória dos microrganismos, devido ao aporte de grandes quantidades de material orgânico e/ou a manutenção de maiores teores de umidade.

A aplicação destes resíduos ao solo pode alterar o pedoambiente onde os óxidos de ferro são estáveis, condicionando não só a formação de diferentes tipos de óxidos de ferro, mas também variações mineralógicas dentro de um mesmo tipo de mineral, os quais são indicativos de condições pedogenéticas específicas (assinatura pedogênica) (Inda Junior, 2002).

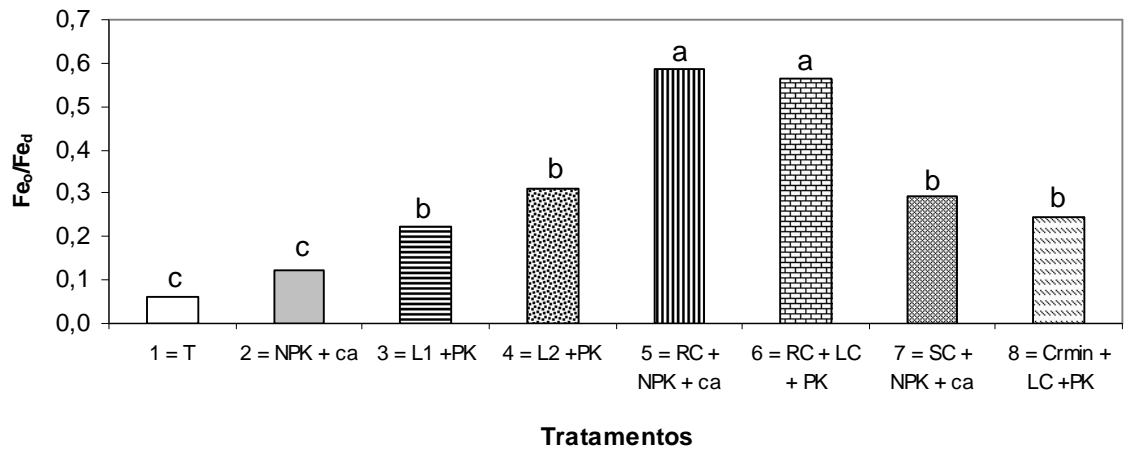


FIGURA 12 - Razão Fe_o/Fe_d na fração argila da camada superficial do solo nos diferentes tratamentos. Valores com a mesma letra, não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

5.1.2 Cultivo da mamona

5.1.2.1 Rendimento das plantas

A matéria seca das plantas (MS) de mamona variou de 125 a 346 kg de MS ha^{-1} , nos tratamentos sem N; 153 a 607 kg de MS ha^{-1} nos tratamentos com adição de 15 kg de N ha^{-1} e 218 a 733 kg de MS ha^{-1} nos tratamentos com adição de 30 kg de N ha^{-1} (Tabela 10). Lavres-Junior et al. (2005) determinaram, em condições de deficiência de N, redução de 68% da matéria seca das plantas de mamona.

Aplicações anteriores de resíduos de curtume (T4 = L2 + PK) promoveram maiores rendimentos de matéria seca das plantas de mamona em todas as doses de nitrogênio. As aplicações sucessivas deste tratamento têm aumentado os teores de matéria orgânica do solo e os valores de pH, o que pode estar propiciando maior disponibilidade de nutrientes.

Não foram observadas diferenças significativas entre as aplicações anteriores nos tratamentos T1 (Test), T2 (NPK + ca), T3 (L1 + PK), T5 (RC + NPK + ca), T6 (RC + LC + PK), T7 (SC + NPK + ca) e T8 (Cr_{min} + LC + PK), sem

aplicação de nitrogênio. Os menores rendimentos de matéria seca foram obtidos nos tratamentos com aplicações anteriores de resíduo carbonífero.

O rendimento de grãos da mamona variou de 103 a 337 kg ha⁻¹, nos tratamentos sem N; 128 a 642 kg ha⁻¹, nos tratamentos com adição de 15 kg de N ha⁻¹; e 213 a 749 kg ha⁻¹, nos tratamentos com adição de 30 kg de N ha⁻¹ (Tabela 10). Conforme Corrêa et al. (2006), em condições experimentais, as cultivares Paraguaçu e Nordestina produziram 1.021 e 899 kg ha⁻¹ de sementes, respectivamente.

Estes rendimentos representam uma produtividade de 171 a 561 kg de bagas ha⁻¹, nos tratamentos sem N; 213 a 1.070 kg de bagas ha⁻¹, nos tratamentos com adição de 15 kg N ha⁻¹; e de 355 a 1.248 kg de bagas ha⁻¹, nos tratamentos com adição de 30 kg N ha⁻¹. Estes baixos rendimentos podem ter sido devidos à competição por plantas invasoras, tendo em vista que a área não foi capinada.

Silva et al. (2007) não determinaram aumentos de produtividade de plantas de mamona com aplicações de 30, 60 e 120 kg N ha⁻¹. As produtividades determinadas por estes autores variaram de 1.407 a 1.679 kg ha⁻¹ de bagas. Em áreas sem aplicação de N foram observadas produtividades de 567 kg ha⁻¹.

Em condições experimentais, em clima semi-árido, podem ser obtidas, produtividades de até 1.500 kg ha⁻¹ de bagas; entretanto, em condições comerciais, tem-se observado produtividades de 600 a 900 kg ha⁻¹ de bagas (Santos et al., 2004). Nos estados de São Paulo e de Minas Gerais foram obtidas produtividades de até 2.500 kg ha⁻¹ de bagas, sendo comum a produtividade média de 1.800 kg ha⁻¹ de bagas (Savy Filho, 2001).

Não foram observadas diferenças significativas de rendimento de grãos entre tratamentos com aplicações anteriores de resíduos, nas parcelas sem aplicação de nitrogênio (Tabela 10). Com aplicação de nitrogênio, as maiores produtividades foram determinadas no tratamento T4 (L2 + PK).

TABELA 10 - Rendimento de matéria seca da parte aérea e de grãos da mamona, no experimento de campo (média de 4 repetições)

Tratamentos / Dose Nitrogênio	Matéria seca			Grãos		
	0 kg N	15 kg N	30 kg N	0 kg N	15 kg N	30 kg N
	-----kg ha ⁻¹ -----					
1 = T	168 B	-	-	103 A	-	-
2 = NPK + ca	242 Bc	362 BCb	540 Ba	271 Ab	394 Bab	474 Ba
3 = L1 + PK	225 Bb	272 CDb	345 Ba	157 Aa	239 BCab	331 BCa
4 = L2 + PK	346 Ab	607 Ab	733 Aa	337 Ab	642 Aa	749 Aa
5 = RC + NPK + ca	185 Bb	267 CDab	358 Ca	147 Ab	266 BCab	317 BCa
6 = RC + LC + PK	125 Ba	153 Da	218 Ca	128 Aa	128 Ca	213 Ca
7 = SC + NPK + ca	250 Bc	488 ABb	644 ABa	190 Ab	309 BCab	413 BCa
8 = Cr _{min} + LC +PK	177 Bb	233 CDab	303 Ca	164 Aa	238 BCab	332 BCa
Médias	215	340	449	187	316	404

Médias com letras iguais maiúsculas na mesma coluna e minúsculas na linha não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade.

A aplicação de nitrogênio promoveu aumentos da matéria seca da parte aérea das plantas e do rendimento de grãos. Entretanto, não foram observadas diferenças significativas entre as aplicações de 15 e de 30 kg de N ha^{-1} , tanto no rendimento de matéria seca como no rendimento de grãos.

Não foram observadas alterações no volume e no peso dos grãos de mamona nas parcelas com aplicação dos resíduos, assim como para a aplicação das doses de nitrogênio. O peso de 1.000 sementes variou de 180 a 295 g (Apêndice 7). As cultivares utilizadas nas regiões norte e nordeste apresentam valores para peso de 1.000 sementes de 680 g (EMBRAPA, 1997).

Os resíduos de curtume e carbonífero promoveram alterações no pH, na saturação por alumínio e na saturação por bases do solo. Foram determinadas correlações significativas entre o pH e o rendimento de grãos da mamona em todas as doses de N (Figura 13). O aumento dos valores de pH do solo, devido à aplicação de lodo de curtume, favoreceu o desenvolvimento da mamona. Entretanto, as aplicações de resíduo carbonífero diminuíram a produtividade desta cultura.

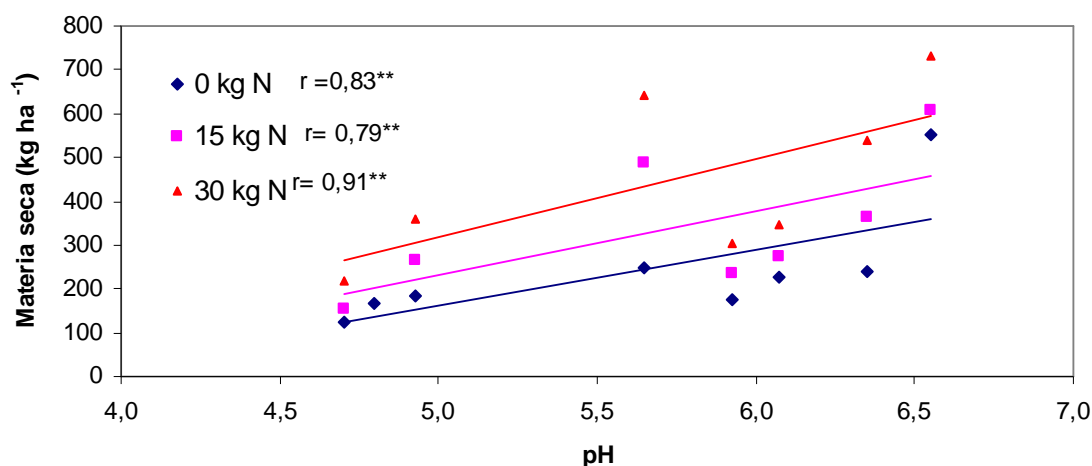


FIGURA 13 - Efeito do pH do solo no rendimento de grãos da mamona, no experimento de campo (médias de 4 repetições). r = coeficiente de correlação. ** Significativo a 1% de probabilidade.

Foram determinadas correlações negativas significativas entre o rendimento de grãos da mamona e a saturação por alumínio nas doses de 15 e

30 kg ha⁻¹. Com a mudança do pH nos tratamentos sem aplicação de N, não foi observada correlação significativa. De modo geral, o aumento na saturação por alumínio proporcionou a diminuição no rendimento das plantas (Figura 14).

Foram determinadas correlações significativas entre o rendimento de grãos da mamona e a saturação por bases para todas as doses de N (Figura 15).

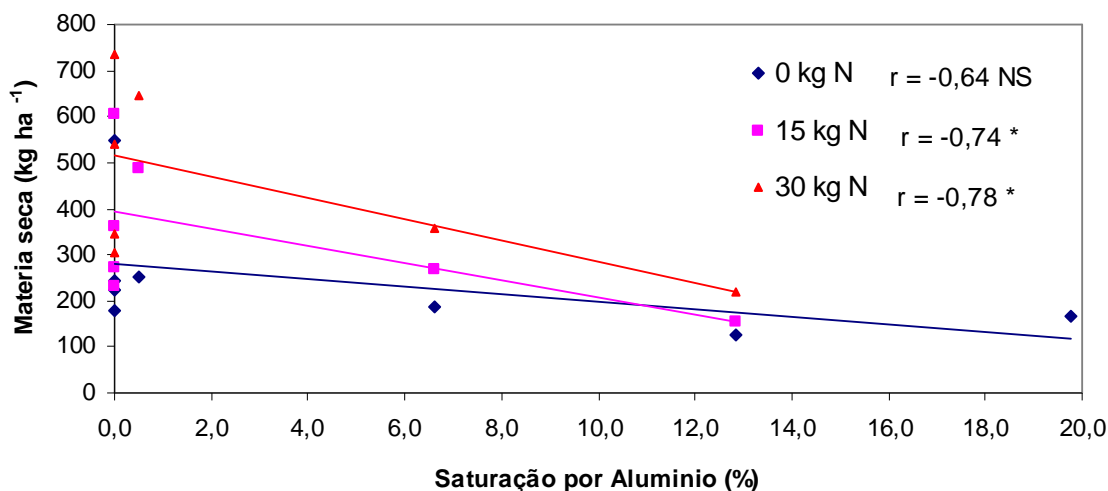


FIGURA 14 - Efeito da saturação por alumínio no rendimento de grãos da mamona, no experimento de campo (médias de 4 repetições). r = coeficiente de correlação. * Significativo a 5%. N.S. não significativo.

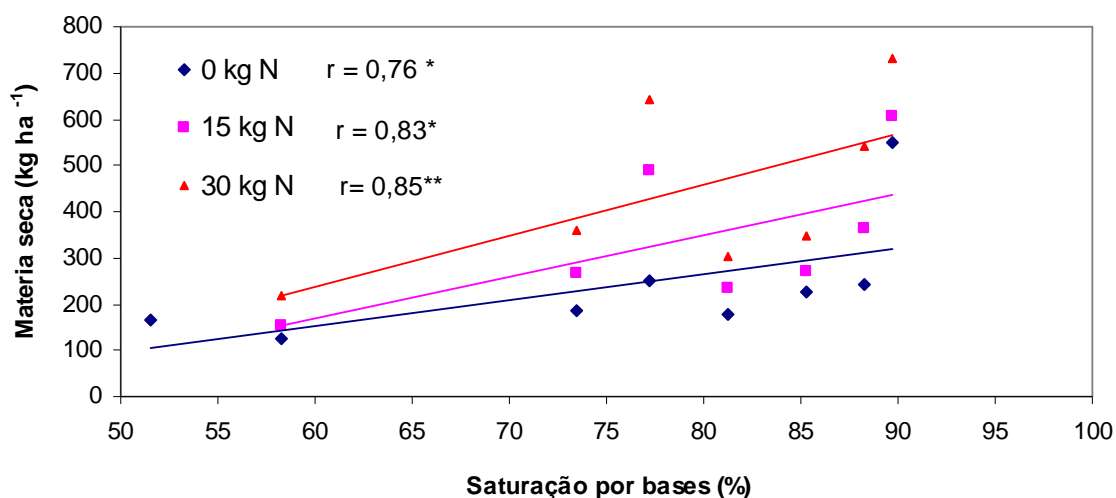


FIGURA 15 - Efeito da saturação por bases no rendimento de grãos da mamona, no experimento de campo (médias de 4 repetições). r = coeficiente de correlação. * Significativo a 5%. ** Significativo a 1%.

5.1.2.2 Teores de macronutrientes na parte aérea das plantas

O teor de N no tecido das plantas de mamona no tratamento testemunha foi de 12,7 g kg (Apêndice 8). Os maiores teores de N, na parte aérea das plantas, foram observados nos tratamentos T3 (L1 + PK) e T4 (L2 + PK) nas parcelas sem aplicação de N.

Nas aplicações de 15 e de 30 kg de N ha⁻¹, o tratamento T7 (SC + NPK + ca) apresentou teores significativamente maiores que os outros tratamentos (Apêndice 8).

Não foram observados aumentos significativos nos teores de nitrogênio da parte aérea das plantas com a aplicação de nitrogênio nos tratamentos T2 (NPK + ca), T3 (L1 + PK), T4 (L2 + PK), T5 (RC + NPK + ca), T6 (RC + LC + PK) e T8 (Cr_{min} + LC + PK).

Os teores de P, K, Ca e Mg não diferiram significativamente entre os tratamentos (Apêndices 9 e 10). Os teores de P, K, Ca e Mg foram em média de 1,1; 15,7; 17 e 4 g kg⁻¹, respectivamente.

Os teores foliares de 40 a 50, 3 a 4, 30 a 40, 15 a 25, 2,5 a 3,5 e 3 a 5 g kg⁻¹ de N, P, K, Ca, Mg e S, respectivamente, no limbo da quarta folha do ramo principal da mamona no início do florescimento são considerados adequados (Malavolta et al., 1989).

Conforme Lavres-Junior et al. (2005), as concentrações críticas para N, K e Ca em plantas de mamona aos 90 dias de cultivo foram, respectivamente, 46,7; 13,8 e 6,5 g kg⁻¹. As deficiências de N, Ca, S e Mg foram as que mais restringiram a produção de massa de matéria seca, na ordem decrescente: N>Ca>S>Mg>K>P (Lavres-Junior et al., 2005).

As quantidades de nitrogênio absorvido pela cultura da mamona variaram de 5,2 a 19,7 kg ha⁻¹, nos tratamentos sem aplicação de nitrogênio; 6,9 a 29,6 kg ha⁻¹ nos tratamentos com aplicação de 15 kg de N ha⁻¹; e 10,6 a 35,5 kg ha⁻¹ nos tratamentos com aplicação de 30 kg de N ha⁻¹ (Tabela 11).

Aplicações anteriores de lodo de curtume, em especial o tratamento T4 (L2 + PK), propiciaram um aumento das quantidades de nitrogênio absorvido pela cultura nas parcelas sem aplicação deste elemento.

TABELA 11 - Quantidade de nitrogênio absorvido pela cultura da mamona ⁽¹⁾, no experimento de campo (média de 4 repetições)

Tratamentos / Dose	N absorvido		
	0 kg N	15 kg N	30 kg N
Nitrogênio	-----kg ha ⁻¹ -----		
1 = T	5,24 B	-	-
2 = NPK + ca	10,81 Bb	16,95 Bab	21,06 BCa
3 = L1 + PK	7,34 Bb	10,45 BCb	15,61 CDa
4 = L2 + PK	19,77 Ab	29,56 Aa	35,47 Aa
5 = RC + NPK + ca	6,59 Bb	12,39 BCb	15,12 CDa
6 = RC + LC + PK	6,34 Ba	6,99 Ca	10,59 Da
7 = SC + NPK + ca	8,18 Bc	17,17 Bb	26,36 ABa
8 = Cr _{min} + LC +PK	8,09 Ba	11,76 BCa	16,33 CDa
CV(%)	20	27	24

⁽¹⁾ A quantidade de nitrogênio absorvida pela cultura foi a soma do nitrogênio contido na matéria seca, nos grãos e nas bagas. A produtividade da mamona em baga, equivale a 40 % a mais do rendimento em grãos. O teor médio de nitrogênio nas bagas é de 17,2 g kg⁻¹.

Médias com letras iguais maiúsculas na mesma coluna e minúscula na linha, não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade.

Nakagawa & Neptune (1971) afirmam que a absorção de nutrientes na parte aérea aos 133 dias da germinação pode atingir 156 kg ha⁻¹ N, 12 kg ha de P₂O₅, 206 kg ha⁻¹ de K₂O, 19 kg ha⁻¹ CaO e 21 kg ha⁻¹ MgO.

No presente experimento, em média, foram exportados 31,5 g de N por kg de bagas. Portanto, para uma produtividade de 2.000 kg de bagas por hectare seriam necessários 63 kg de N ha⁻¹. Alguns resultados de pesquisa indicam que a mamoneira exporta 40 a 100 kg de N ha⁻¹, 40 a 60 kg de P ha⁻¹ e 15 a 60 kg de K ha⁻¹ para um crescimento adequado (EMBRAPA, 1997). Conforme Melhorança & Staut (2005), a mamona exporta 80 kg de N ha⁻¹.

5.1.2.3 Teor de cromo na parte aérea das plantas de mamona

As aplicações anteriores de resíduos contendo cromo não afetaram a concentração deste elemento nas plantas de mamona, não tendo sido observadas diferenças significativas entre os tratamentos, mesmo nos tratamentos com adição de Cr mineral (T8) (Figura 16). O teor de cromo nas plantas de mamona variou de 0,15 a 0,60 mg kg⁻¹, sendo em média 0,30 mg kg⁻¹. Zayed & Terry (2003) determinaram concentrações de cromo variando de 0,01 a 18 mg kg⁻¹ em plantas cultivadas em solos sem adição de resíduos ou materiais contendo este metal (amostras “naturais”).

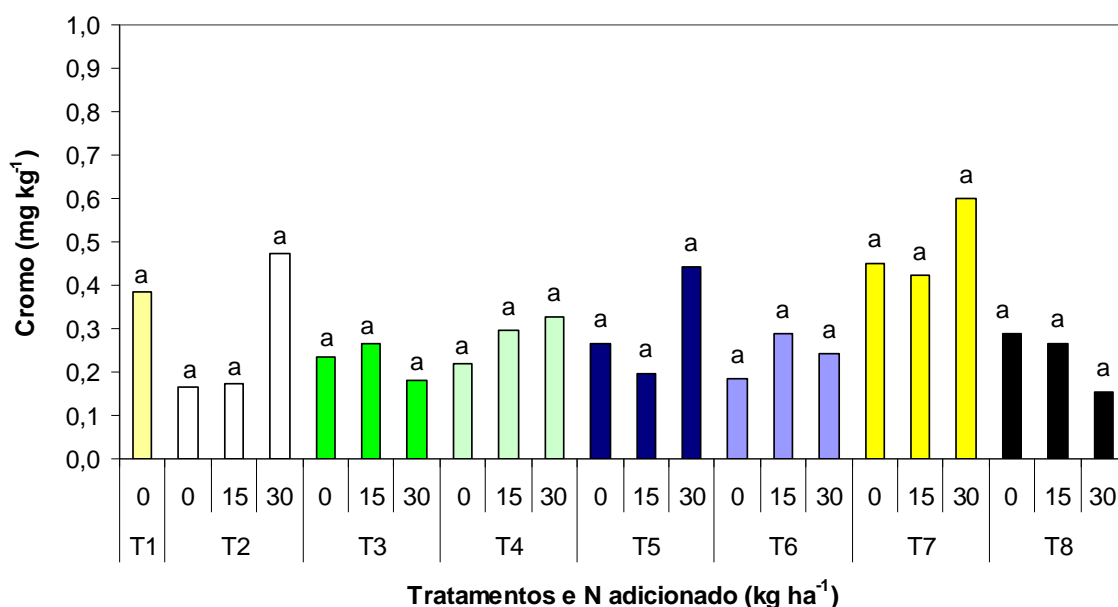


FIGURA 16 - Teor de cromo na parte aérea das plantas de mamona, no experimento de campo (médias de 4 repetições). Médias com letras iguais nas mesmas doses de N não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Conforme Barceló & Poschenrieder (1992), as raízes são os órgãos prioritários de entrada e acumulação dos metais pesados nas plantas. Moral et al. (1995) verificaram acúmulo de cromo nas raízes e baixa translocação para os ramos e frutos de tomate.

5.2 Experimentos em vasos e em laboratório

5.2.1 Estudo 1 - Efeito residual das aplicações anteriores dos resíduos na cultura da mamona

5.2.1.3 Rendimento das plantas

Na Tabela 12 são apresentados o rendimento de matéria seca e de grãos de mamona. As aplicações anteriores de resíduos de curtume e carbonífero (1996/97 e 1999/2000) não apresentaram efeitos nocivos no rendimento de matéria seca das plantas aos 45 e 150 dias. As plantas colhidas aos 45 dias apresentaram rendimento de 1,61 a 12,5 g vaso⁻¹. Observa-se que o maior rendimento de MS aos 45 dias foi obtido no tratamento T7 (SC + NPK + ca) com teores de cromo no solo de 231 mg kg⁻¹ (Apêndice 4)

O rendimento de MS das plantas aos 150 dias variou de 6,1 a 33,3 g vaso⁻¹, sendo que não foi observada diferença significativa entre os tratamentos com aplicações anteriores de resíduos de curtume (T3 = L1 + PK, T4 = L2 + PK, T7 = SC + NPK + ca e T8 = Cr_{min} + LC + PK); entretanto, foram observadas diferenças significativas entre estes tratamentos e o tratamento com aplicações anteriores de lodo de curtume e resíduo carbonífero (T6), provavelmente devido ao menor pH.

Lavres-Junior et al. (2005), determinaram em experimento em vasos, uma produção de matéria seca de plantas de mamona de 18,4 g planta⁻¹, aos 90 dias.

TABELA 12 - Rendimento de matéria seca (MS) e produção de grãos das plantas de mamona do Estudo 1 (média de 3 repetições)

Tratamentos	MS - 45 dias	MS - 150 dias	Grãos
	-----g vaso ⁻¹ -----		
1 = T	1,6 c	6,1 c	0,0 c
2 = NPK + ca	8,6 ab	26,8 ab	8,2 ab
3 = L1 + PK	7,3 ab	28,1 ab	9,0 a
4 = L2 + PK	9,6 a	27,9 ab	6,7 ab
5 = RC + NPK + ca	8,6 ab	26,3 ab	3,8 b
6 = RC + LC + PK	6,6 b	22,9 b	7,3 ab
7 = SC + NPK + ca	12,3 a	33,3 a	5,6 b
8 = Cr _{min} + LC +PK	9,1 ab	29,6 ab	8,7 ab
CV (%)	23	15	21

Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Não foram observadas diferenças significativas no rendimento de grãos entre os tratamentos que receberam aplicações anteriores de lodo de curtume (T3 = L1 + PK, T4 = L2 + PK, T6 = RC + NPK + LC e T8 = Cr_{min} + LC + PK).

As aplicações anteriores do tratamento T7 (SC + NPK + ca) provocaram menor rendimento de grão, em relação aos outros tratamentos com aplicações de resíduos de curtume. Entretanto, a MS determinada aos 45 e 150 dias, neste tratamento, foi maior que as dos outros tratamentos. Isto indica não um efeito nocivo das aplicações de serragem cromada, e sim, maior crescimento vegetativo das plantas neste tratamento.

O tratamento com aplicações anteriores de resíduo carbonífero e calcário (T5 = RC + NPK + ca) apresentou menor rendimento de grão, embora tivesse apresentado crescimento vegetativo satisfatório. O tratamento testemunha (T1) apresentou pequeno crescimento de plantas, que não produziram semente.

Foram obtidas diferenças significativas na produção de matéria seca do caule, das folhas e de bagas da mamona colhidas aos 150 dias (Apêndice 12). A matéria seca do caule variou de 4,6 a 17,9 g vaso⁻¹, sendo os maiores

valores determinados nos tratamentos T5 (RC + NPK + ca) e T7 (SC + NPK + ca). A matéria seca das folhas variou de 1,5 a 6,0 g vaso⁻¹. Os maiores valores foram também determinados nos mesmos tratamentos.

Nos tratamentos com a produção de bagas, o rendimento variou de 5,6 a 14,2 g vaso⁻¹, sendo o menor valor obtido no tratamento T5 (RC + NPK + ca).

5.2.1.2 Teores de macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg) nas plantas

a) Plantas com 45 dias

Os teores de macronutrientes nas plantas de mamona, colhidas aos 45 dias, são apresentados na Tabela 13. Os teores de N no tecido das plantas aos 45 dias não diferiram entre os tratamentos com adição de corretivo e adubo mineral ou com adição de resíduos, variando de 20,3 a 24,8 g kg⁻¹. O teor de nitrogênio na testemunha foi significativamente maior do que os demais tratamentos; este fato pode ser atribuído ao menor rendimento de MS das plantas neste tratamento, devido provavelmente à deficiência de fósforo, causando efeito de concentração de N. Não foram observadas diferenças significativas no teor de fósforo entre os tratamentos com aplicações anteriores de lodo de curtume (T3 = L1 + PK, T4 = L2 + PK, T6 = RC+ NPK + LC e T8 = Cr_{min} + LC + PK) e o tratamento T2 (NPK + ca) na MS das plantas colhidas aos 45 dias. O tratamento com adição de serragem cromada (T7 = SC + NPK + ca) apresentou maior teor de fósforo no tecido.

O tratamento com adição de serragem cromada (T7 = SC + NPK + ca) apresentou teores de K significativamente inferiores aos outros tratamentos. Isto pode ser devido ao seu maior rendimento de matéria seca (Tabela 12) e conseqüente diluição deste nutriente.

As plantas dos tratamentos com adição de lodo tenderam a apresentar maiores teores de Ca no tecido, mostrando assim o efeito residual deste resíduo. O maior teor de Ca foi determinado no tratamento com maior aplicação de lodo (T4 = L2 + PK). Os teores de Mg nas plantas não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos, tendo variado de 3,9 a 5,4 g kg⁻¹.

TABELA 13 - Teores de macronutrientes nas plantas de mamona do Estudo 1, colhidas aos 45 dias (médias de 3 repetições)

Tratamentos	N	P	K	Ca	Mg
	-----g kg ⁻¹ -----				
1 = T	34,4 a	1,2 c	15,6 a	9,8 c	4,2 a
2 = NPK + ca	20,3 b	2,7 ab	13,8 ab	11,0 bc	4,9 a
3 = L1 + PK	23,3 b	2,3 b	13,6 ab	12,9 ab	4,3 a
4 = L2 + PK	22,4 b	2,1 bc	14,5 abc	14,6 a	4,4 a
5 = RC + NPK + ca	24,8 b	2,7 ab	11,8 bc	11,4 bc	5,5 a
6 = RC + LC + PK	23,7 b	2,5 ab	14,3 ab	12,1 abc	4,5 a
7 = SC + NPK + ca	22,2 b	3,4 a	10,8 c	10,9 bc	5,4 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	21,8 b	2,3 b	14,1 ab	11,7 abc	3,9 a
Médias	24,1	2,4	13,6	11,8	4,6

Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

b) Plantas com 150 dias (colheita)

Não foram observadas diferenças significativas entre tratamentos nos teores de N no caule das plantas que variaram de 3,7 a 5,3 g kg⁻¹. Os maiores teores de P foram determinados no caule das plantas dos tratamentos com adubação mineral (T2) e com adição de serragem cromada (T7). Os teores de fósforo no caule variaram de 0,5 a 1,8 g kg⁻¹ (Apêndice 13).

Os teores de potássio no caule variaram de 4,2 a 9,9 g kg⁻¹. O menor valor foi determinado no tratamento com adição de resíduo carbonífero e lodo de curtume (T6).

Os teores de Ca no caule variaram de 8,7 a 13,9 g kg⁻¹, não sendo observada diferença significativa entre o tratamento com adubação mineral e calagem (T2) e os tratamentos com aplicações anteriores de resíduos de curtume.

Não foram observadas diferenças significativas nos teores de nitrogênio das folhas de mamona colhidas aos 150 dias (Apêndice 14). Estes valores variaram de 15,9 a 21,3 g kg⁻¹. Os teores determinados nas folhas são

em média 3,9 vezes maiores que os determinados no caule. Os teores de fósforo nas folhas variaram de 1,4 a 4,0 g kg⁻¹. O menor valor foi determinado no tratamento testemunha (T1).

Os teores de nutrientes determinados nas bagas de mamona nos diferentes tratamentos são mostrados no Apêndice 15. Observa-se que os teores de N, P, K, Ca e Mg não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos. Os teores médios de N, P, K, Ca e Mg determinados nas bagas de mamona foram de 17,2; 1,9; 30,8; 4,1 e 2,1, respectivamente.

Os teores de P, K, Ca e Mg nos grãos da mamona não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos. Os teores médios de P, K, Ca e Mg, determinados nos grãos de mamona foram de 6,6; 9,3; 4,2 e 3,9, respectivamente (Apêndice 16).

Os teores de N nos grãos de mamona variaram de 26,2 a 35,1 g kg⁻¹, sendo os menores valores obtidos no tratamento com adubação mineral (T2). (Apêndice 16).

5.2.1.3 Teores de cromo e de outros metais nas plantas

A Tabela 14 mostra os teores de cromo nas plantas de mamona colhidas aos 45 e aos 150 dias. Os menores teores de cromo nas plantas colhidas aos 45 dias, foram determinados nos tratamentos testemunha (T1) e com aplicação de resíduo carbonífero, sem resíduo de curtume (T5). O maior teor foi determinado no tratamento com aplicação de serragem cromada (T7).

Os teores de cromo nas plantas colhidas aos 45 dias variaram de 1,27 a 4,47 mg kg⁻¹, com teores no solo de 19 a 305 mg kg⁻¹.

Não foram observadas diferenças significativas entre tratamentos, para os teores de Cd e Pb (Apêndice 17); entretanto, foram observadas diferenças significativas entre tratamentos nos teores de Cu e de Zn das plantas colhidas aos 45 dias. Estas diferenças podem ser atribuídas aos diferentes rendimentos de MS, como pode ser observado na Tabela 12, ocorrendo assim a diluição destes elementos. Os teores médios de Cd, Cu, Zn e Pb foram de (em mg kg⁻¹),

0,07; 5,5; 43,9 e 0,5, respectivamente (Apêndice 17), sendo considerados normais em plantas (Apêndice 45).

Não foram observadas diferenças significativas entre tratamentos nos teores de cromo determinados no caule das plantas de mamona colhidas aos 150 dias. Os teores de cromo no caule variaram de 0,63 a 0,98 mg kg⁻¹. Não foram também observadas diferenças significativas nos teores de Cd, Ni e Pb no caule da mamona colhida aos 150 dias (Apêndice 18); entretanto, foram observadas diferenças nos teores de Cu e Zn. Os teores médios de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn foram de (em mg kg⁻¹) 0,12; 1,7; 0,6; 0,2 e 42,0, respectivamente (Apêndice 18), sendo considerados normais em plantas (Apêndice 45).

Os teores de cromo nas folhas colhidas aos 150 dias não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos; entretanto, observa-se que o teor de Cr determinado no tratamento com adições anteriores de lodo de curtume mais resíduo carbonífero (T6) foi 2,5 vezes maior do que no tratamento T2 (NPK + ca). Os teores de cromo das folhas nos tratamentos onde haviam sido aplicados lodo de curtume e serragem cromada variaram de 1,18 a 6,82 mg Kg⁻¹.

Estes valores são menores que os observados por Losi et al. (1994), os quais afirmam que efeitos tóxicos do cromo na maioria das plantas são comuns quando as concentrações deste elemento nas folhas é maior que 18 mg kg⁻¹. Castilhos et al. (2001) observaram uma redução de 36% na produção de matéria seca total das plantas quando a concentração de Cr no tecido vegetal foi de 19,8 mg kg⁻¹. Entretanto, Chang et al. (1992) verificaram que teores de Cr no tecido maiores que 5,9 mg kg⁻¹ provocaram 50% de redução no crescimento de plantas de milho.

TABELA 14 - Teor de cromo nas plantas de mamona do Estudo 1 (médias de 3 repetições)

Tratamentos	45 dias		150 dias		
	Planta inteira	Caule	Folha	Baga	Grão
	-----mg kg ⁻¹ -----				
1 = T	1,27 b	0,64 a	1,18 a	-	-
2 = NPK + ca	2,00 ab	0,60 a	2,77 a	0,71 a	0,52 a
3 = L1 + PK	2,62 ab	0,86 a	2,04 a	1,03 a	0,42 a
4 = L2 + PK	2,87 ab	0,63 a	1,51 a	0,75 a	0,57 a
5 = RC + NPK + ca	1,40 b	0,65 a	1,79 a	0,65 a	0,47 a
6 = RC + LC + PK	2,20 ab	0,69 a	6,82 a	0,77 a	0,58 a
7 = SC + NPK + ca	4,47 a	0,98 a	3,33 a	0,86 a	0,54 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	2,30 ab	0,71 a	2,31 a	1,16 a	0,46 a
CV (%)	52	36	56	22	32

Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os teores médios de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn nas folhas foram de (em mg kg⁻¹) 0,08; 4,3; 1,5; 0,6 e 33,5 (Apêndice 19), sendo consideradas normais em plantas (Apêndice 45). Não foram observadas diferenças significativas nos teores de Cd, Ni Pb e Zn, entre os tratamentos. Os teores de Cu foram significativamente maiores no tratamento T1 (Test) que nos demais tratamentos (Apêndice 19).

Os teores de Cr nas bagas de mamona, não apresentaram variações significativas, entre os tratamentos. Os teores de cromo nas bagas variaram de 0,71 a 1,16 mg kg⁻¹ (Tabela 14). Este fato evidencia a baixa translocação de cromo para as bagas das plantas colhidas aos 150 dias. Os teores de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn não foram afetados pelos tratamentos, sendo que os teores médios foram de (em mg kg⁻¹) 0,08; 4,9; 0,9; 0,8 e 14,9 , respectivamente (Apêndice 20), considerados normais em plantas (Apêndice 45).

Os teores Cr nos grãos de mamona não apresentaram variações significativas entre os tratamentos. Silva (1989) não observou diferença significativa no teor de cromo nos grãos de milho, trigo e arroz, cultivados em

solos onde foram aplicados 268,1 kg ha⁻¹ de cromo. Castilhos (1998) também observou que a aplicação ao solo de lodo de curtume, resíduo de rebaixadeira, contendo 37,3 mg kg⁻¹ de cromo não provocou alterações nos teores de cromo no tecido e nos grãos de trigo, tecido de alface e em bulbos e tecido foliar de rabanete, quando comparados com a testemunha.

Os teores de cromo nos grãos nos tratamentos com aplicações anteriores de lodo de curtume e serragem cromada variaram de 0,42 a 0,58 mg kg⁻¹. Estes valores são semelhantes ao relatados por Kabata-Pendias & Pendias (1986), que mencionam valores de cromo em grãos variando de 0,16 a 0,55 mg kg⁻¹.

Domaszak (2000) determinou teores de cromo em grãos de sorgo, cultivado em solos com a adição de lodo de curtume, variando de 2,59 a 1,77 mg kg⁻¹; no tratamento com a adição de resíduo de rebaixadeira, os teores de Cr nos grãos variaram de 0,53 a 0,80 mg kg⁻¹.

Os teores médios de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn nos grãos de mamona foram de (em mg kg⁻¹) 0,08; 12,6; 1,7; 0,7 e 64,0, respectivamente (Apêndice 21), sendo considerados normais em plantas (Apêndice 45).

A Figura 17 mostra a quantidade de cromo removida do solo pelas plantas de mamona aos 45 e 150 dias da semeadura. Observa-se que as plantas de mamona nos tratamentos com adições anteriores de serragem cromada (T7), resíduo carbonífero + lodo de curtume (T6) e lodo de curtume + cromo mineral (T8) apresentaram uma tendência de absorverem maior quantidade de cromo; entretanto, os valores não diferiram significativamente dos determinados no tratamento com NPK + ca (T2).

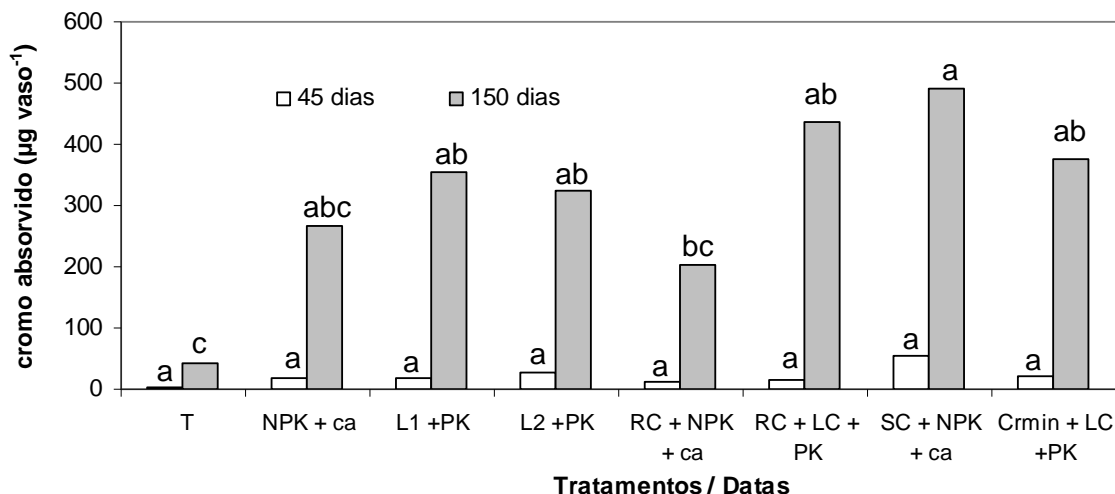


FIGURA 17 - Quantidades de cromo absorvido pelas plantas de mamona do Estudo 1, aos 45 e 150 dias (Médias de 3 repetições). Médias com letras iguais na mesma data não apresentam diferença pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Nos tratamentos onde foram feitas aplicações anteriores de lodo de curtume (T3 = LC + PK, T4 = L2 + PK e T8 = Cr_{min} + LC + PK) e nos tratamentos com aplicações anteriores de resíduo carbonífero (T5) e NPK + ca (T2) os teores de cromo nas diferentes partes da planta de mamona não variaram significativamente pelo teste de Tukey (Figura 18). No tratamento com aplicações anteriores de serragem cromada (T7) e no tratamento com a co-disposição de lodo de curtume com resíduo carbonífero (T6) foi observada diferença significativa entre os teores de cromo nas diferentes partes das plantas. No tratamento com a aplicação de serragem cromada pode-se observar que os teores nas folhas foram estatisticamente superiores aos teores determinados nos grãos de mamona. Entretanto, não houve diferença estatística entre os teores determinados nas folhas e os teores determinados nas bagas e no caule. No tratamento com a adição de lodo de curtume e resíduo carbonífero, nota-se que os teores determinados nas folhas foram maiores que os determinados nas demais partes das plantas. De modo geral, podemos dizer que a distribuição do cromo nas plantas de mamona seguiu a ordem: folhas > baga = caule > grãos.

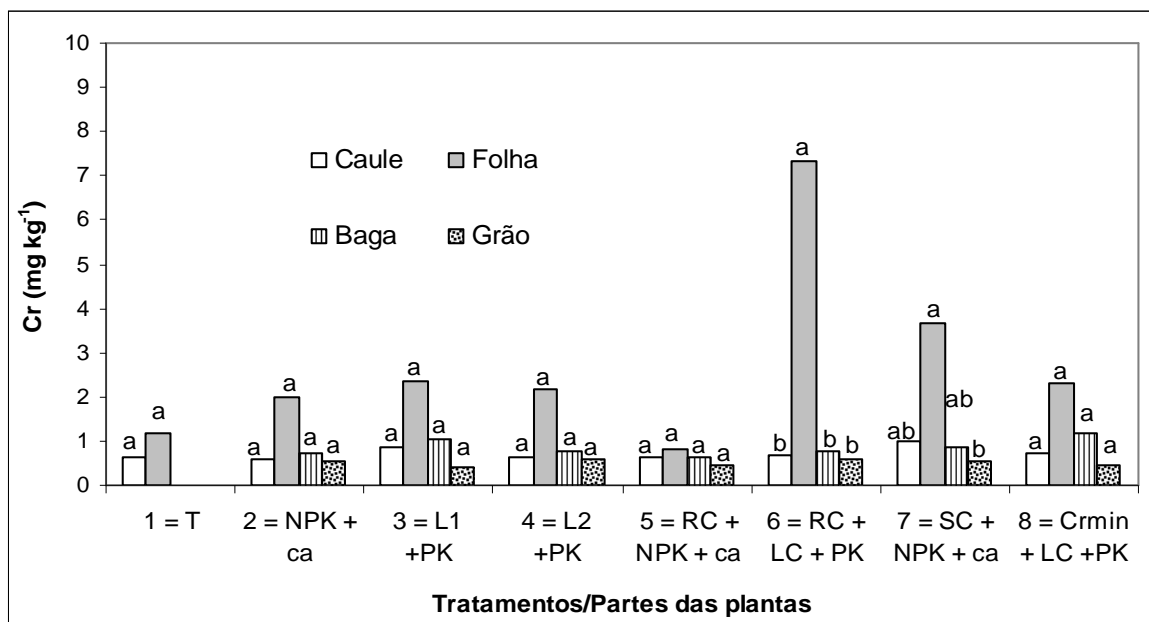


FIGURA 18 - Comparação entre os teores de cromo em diferentes partes das plantas de mamona do Estudo 1 aos 150 dias (Partes da planta seguidas da mesma letra, no mesmo tratamento, não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade).

O cromo absorvido é acumulado principalmente nas raízes das plantas, sendo que vários pesquisadores mencionam que a distribuição deste elemento na maioria das espécies vegetais segue a ordem: raízes >> folhas e talos > grãos e frutos (Cary et al., 1977a; Cary & Kubota, 1990; Moral et al., 1995).

5.2.2 Estudo 2 - Efeito da reaplicação dos resíduos na cultura da mamona

5.2.2.1 Análise do solo

a) Características químicas do solo

As características químicas do solo amostrado após a reaplicação dos tratamentos e o cultivo da mamona são dadas na Tabela 15. A aplicação de lodo de curtume aumentou o pH do solo, sendo que o tratamento T3 (L1 + PK) apresentou o mesmo efeito corretivo que a adição de calcário (T2 = NPK + ca). A

aplicação de duas vezes a quantidade de lodo de curtume necessário para atingir o pH 6,5 (T4 = L2 + PK) proporcionou valores de pH maiores que os determinados nos outros tratamentos. Ferreira et al. (2003) verificaram que após 180 dias da aplicação de lodo de curtume a acidez do solo foi efetivamente neutralizada. Kray (2001) observou que mesmo após 960 dias após a reaplicação de lodo de curtume no solo, os valores de pH dos tratamentos onde foram aplicados estes resíduos permaneciam iguais ou maiores do que no tratamento com adição de calcário.

O tratamento com lodo de curtume, suplementado com 500 kg de cromo mineral (T8 = Cr_{min} + LC + PK), apresentou menores valores de pH, quando comparado ao tratamento T3 (L1 + PK).

O tratamento com adição de serragem cromada apresentou valores de pH menores que o determinado no tratamento T2 (NPK + ca).

TABELA 15 - Características químicas do solo amostrado após a reaplicação dos tratamentos e o cultivo da mamona do Estudo 2 (médias de 3 repetições)

Tratamentos	pH (H ₂ O)	P disp.	K disp.	Ca troc.	Mg troc.	Na troc.
		-----mg dm ⁻³ -----		cmol _c dm ⁻³		mg dm ⁻³
1 = T	5,0 c	2,6 b	78,0 a	1,8 d	0,8 e	20 bc
2 = NPK + ca	6,9 b	24,0 a	42,3 bc	5,1 c	2,5 a	29 ab
3 = L1 + PK	6,9 b	20,3 a	37,0 bc	6,5 b	1,3 cd	31 ab
4 = L2 + PK	7,4 a	24,0 a	38,3 bc	7,7 a	1,6 c	34 ab
5 = RC + NPK + ca	6,9 b	20,3 a	41,7 bc	7,3 a	2,6 a	19 c
6 = RC + LC + PK	6,2 cd	21,7 a	33,7 c	6,4 b	1,1 de	27 bc
7 = SC + NPK + ca	5,9 d	17,7 a	34,0 c	4,7 c	2,0 b	23 bc
8 = Cr _{min} + LC +PK	6,3 c	17,0 a	54,0 b	4,8 c	1,0 de	38 a
CV (%)	1	12	13	4,8	9,1	7

Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A co-disposição de lodo de curtume com resíduo carbonífero (T6 = RC + LC + PK) propiciou menor valor de pH do que o determinado no tratamento com a aplicação de resíduo carbonífero e calcário (T5 = RC + NPK + ca).

Os teores de P no solo foram altos em todos os tratamentos com adubação. Entretanto, mesmo com a adubação, os teores de K foram baixos a médios (SBCS/NRS, 2004), indicando a maior absorção pelas plantas e/ou perdas por lixiviação.

Os altos teores de Ca^{+2} determinados nos tratamentos com lodo de curtume devem-se ao fato destes resíduos apresentarem na sua constituição grandes quantidades de Ca. A alta concentração de Ca determinada no tratamento T5 (RC + NPK + ca) é devida à grande quantidade de corretivo (3:1 CaCO_3 + MgCO_3) adicionado para neutralização do H^+ gerado pela oxidação da pirita (Tabela 2).

Os menores teores de Mg determinados nos tratamentos com adição de lodo de curtume são devidos à baixa concentração deste elemento no lodo. A adição de Na^+ pelos resíduos de curtume não provocou aumentos que pudessem afetar o rendimento das plantas de mamona.

b) Teores totais de metais no solo

As aplicações sucessivas de resíduos de curtume provocaram aumentos nos teores de cromo do solo (Figura 19). O teor de cromo no tratamento T6 (RC + LC + PK) foi maior que os determinados nos demais tratamentos. Isto é devido à maior quantidade de lodo de curtume aplicado para neutralizar a acidez gerada pela oxidação da pirita (Tabela 2).

Não foram observadas diferenças significativas entre tratamentos nos teores de Cd, Cu, Zn, Ni e Pb, sendo que os valores destes elementos variaram de: 0,13 a 0,25; 6,0 a 10,2; 19,5 a 27,5; 3,4 a 6,1 e 1,0 a 1,6 mg kg^{-1} , respectivamente (Apêndice 22).

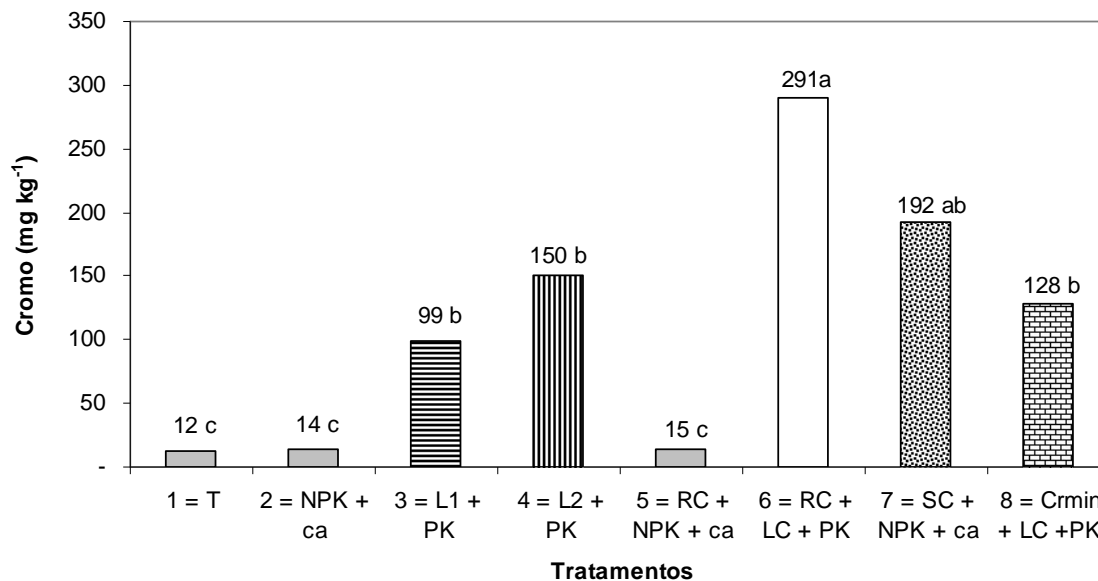


FIGURA 19 - Teor de cromo no solo (camada de 0-20 cm) após a reaplicação dos resíduos e o cultivo da mamona (médias de 3 repetições). Médias com letras iguais não apresentam diferença significativa entre os tratamentos, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

5.2.2.2 Rendimento das plantas

A reaplicação dos resíduos de curtume e carbonífero ao solo não apresentou efeito nocivo sobre o desenvolvimento da parte aérea das plantas de mamona aos 45 e 150 dias e da matéria seca das raízes (Tabela 16). Souto et al. (2005) não observaram efeito nocivo da aplicação de lodo de esgoto na produção de fitomassa da parte aérea e no acúmulo de macronutrientes pelas plantas de mamona.

A reaplicação dos resíduos de curtume, nos tratamentos T6 (RC + LC + PK) e T7 (SC + NPK + ca) promoveram maior crescimento de matéria seca nas plantas aos 45 dias.

TABELA 16 - Rendimento de matéria seca (MS) e produção de grãos da mamona no Estudo 2 (média de 3 repetições)

Tratamentos	Parte aérea		Raiz	Grãos
	45 dias	150 dias	150 dias	150 dias
	-----g vaso ⁻¹ -----			
1 = T	0,46 d	2,1 d	1,7 c	0,0 d
2 = NPK + ca	2,39 c	12,5 ab	3,7 ab	3,3 b
3 = L1 + PK	3,24 bc	8,7 c	2,5 b	2,3 bc
4 = L2 + PK	2,84 c	11,1 bc	3,9 ab	3,1 b
5 = RC + NPK + ca	3,07 bc	15,4 a	6,5 a	4,2 ab
6 = RC + LC + PK	4,65 a	7,6 c	3,5 ab	1,7 c
7 = SC + NPK + ca	4,22 ab	15,2 a	4,1 ab	6,2 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	1,95 c	8,1 c	2,0 b	3,0 b
CV (%)	16	12	23	30

Médias com letras iguais não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Ao final do cultivo (150 dias), os tratamentos T7 (SC + NPK + ca) e T5 (RC + NPK + ca) apresentaram maior rendimento de matéria seca da parte aérea, não sendo observadas diferenças estatísticas entre estes tratamentos e o tratamento T2 (NPK + ca). A aplicação de lodo de curtume no tratamento T4 (L2 + PK) apresentou um rendimento semelhante ao do tratamento T2 (NPK + ca). Os tratamentos T3 (L1 + PK); T6 (RC + LC + PK) e T8 (Cr_{min} + LC + PK) apresentaram rendimentos estatisticamente inferiores aos obtidos com a testemunha de adubação (T2).

Os aumentos de rendimento das plantas, tanto da parte aérea como dos grãos, podem ter sido devidas à adição de N pela adubação. A quantidade de resíduo adicionada nos tratamentos T3 (L1 + PK) e T6 (RC + LC + PK) supriu menos N para as plantas do que a adubação nitrogenada.

As plantas do tratamento sem a aplicação de adubos (T1 = T) não formaram grãos. O maior rendimento de grãos foi obtido no tratamento T7 (SC + NPK + ca), em que foi aplicada serragem cromada, com adubação nitrogenada.

Não foram observadas diferenças significativas entre o tratamento T2 (NPK + ca) e os tratamentos com aplicação de lodo de curtume.

Lavres-Junior et al. (2005) obtiveram rendimento de matéria seca de mamona de 18,4 g planta⁻¹, aos 90 dias de crescimento em vasos. Em tratamentos com deficiências de N, P, K, Ca e Mg, a produção de matéria seca foi de 5,0; 16,4; 15,3; 8,9 e 12,0 g planta⁻¹, respectivamente. O ajuste da adubação nitrogenada, portanto, é importante para o aumento de rendimento de grãos da cultura, conforme foi visto no item 5.1.2.1.

O crescimento de raízes apresentou as mesmas tendências observadas para a parte aérea e grãos das plantas de mamona. Lavres-Junior et al. (2005) também determinaram a maior redução no crescimento de raízes com a deficiência de nitrogênio do que com os outros macronutrientes.

5.2.2.3 Teores de macronutrientes nas plantas

a) Plantas com 45 dias

Não foram observadas diferenças significativas entre os teores de N, Ca e Mg na parte aérea das plantas de mamona colhidas aos 45 dias (Tabela 17).

Os teores de fósforo na parte aérea das plantas de mamona cortadas aos 45 dias de idade variaram de 1,9 a 4,0 g kg⁻¹ nos tratamentos com aplicação dos resíduos. O menor teor foi determinado no tratamento testemunha (T1). Os teores de K na parte aérea das plantas variaram de 6,6 a 13,5 mg kg⁻¹. Conforme Nagakawa & Neptune (1971) e Raij et al. (1996), os teores foliares de P e K podem atingir 1,0 e 46,1 g kg⁻¹, respectivamente, aos 64 dias da germinação.

TABELA 17 - Teores de macronutrientes nas plantas de mamona do Estudo 2, colhidas aos 45 dias (médias de 3 repetições)

Tratamentos	N	P	K	Ca	Mg
	-----g kg ⁻¹ -----				
1 = T	21,4 a	1,7 b	9,5 b	9,3 a	4,2 a
2 = NPK + ca	22,3 a	3,3 a	13,5 ab	10,9 a	4,5 a
3 = L1 + PK	22,5 a	2,8 a	11,4 ab	12,5 a	5,4 a
4 = L2 + PK	22,4 a	4,0 a	16,0 a	16,4 a	6,4 a
5 = RC + NPK + ca	22,6 a	3,9 a	12,3 ab	16,2 a	6,4 a
6 = RC + LC + PK	21,7 a	2,1 a	6,6 b	7,5 a	3,3 a
7 = SC + NPK + ca	22,2 a	3,0 a	7,7 b	12,2 a	5,2 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	20,8 a	1,9 a	7,9 b	10,0 a	6,0 a
Cv (%)	19	25	22	30	35

Médias com letras iguais não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

b) Plantas com 150 dias (colheita)

Não foram observadas diferenças significativas entre os teores N, P, K, Ca e Mg na parte aérea das plantas de mamona colhidas aos 150 dias. Os teores na parte aérea variaram de 15,1 a 17,6 g kg⁻¹; 2,0 a 4,8 g kg⁻¹; 8 a 14 g kg⁻¹; 16 a 19 g kg⁻¹ e 4,8 a 7,6 g kg⁻¹ para N, P, K, Ca e Mg, respectivamente (Tabela 18).

Os teores foliares, determinados no limbo da quarta folha do ramo principal no início do florescimento, que são considerados adequados são: 40 a 50 g kg⁻¹; 3 a 4 g kg⁻¹; 30 a 40 g kg⁻¹; 15 a 25 g kg⁻¹ e 2,5 a 3,5 g kg⁻¹ de N, P, K, Ca e Mg, respectivamente, (Malavolta et al., 1989).

Não foram determinadas diferenças significativas nos teores de K, Ca e Mg das raízes das plantas de mamona colhidas aos 150 dias. Os teores de P nas raízes do tratamento T1 (T) foram significativamente inferiores aos demais tratamentos (Apêndice 23).

TABELA 18 - Teores de macronutrientes na parte aérea das plantas de mamona do Estudo 2, colhidas aos 150 dias (médias de 3 repetições)

Tratamentos	N	P	K	Ca	Mg
	-----g kg ⁻¹ -----				
1 = T	16,3 a	3,7 a	8 a	18 a	6,0 a
2 = NPK + ca	17,6 a	3,4 a	8 a	16 a	4,9 a
3 = L1 + PK	17,1 a	3,7 a	11 a	17 a	5,3 a
4 = L2 + PK	15,1 a	3,3 a	12 a	18 a	5,6 a
5 = RC + NPK + ca	17,0 a	3,4 a	7 a	17 a	7,3 a
6 = RC + LC + PK	16,7 a	2,0 a	5 a	16 a	7,6 a
7 = SC + NPK + ca	16,3 a	3,9 a	11 a	17 a	6,0 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	16,3 a	4,8 a	14 a	19 a	4,8 a
CV (%)	15	20	30	22	37

Médias com letras iguais não apresentam diferença significativa entre pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Lavres-Junior et al. (2005) determinaram quantidades de P, K, Ca e Mg acumulados nas raízes das plantas de mamona de 90, 309, 91 e 76 mg planta⁻¹, respectivamente. Estas quantidades acumuladas representam teores de 7,9; 27,1; 7,8 e 6,6 g kg⁻¹ de P, K, Ca e Mg, respectivamente.

5.2.2.4 Teores de cromo e outros metais nas plantas

Os maiores teores de cromo na parte aérea das plantas aos 45 dias, foram determinados com a reaplicação dos tratamentos T4 (L2 + PK) e T8 (Cr_{min} + LC + PK). Entre os demais tratamentos não foram observadas diferenças significativas nos teores de cromo na parte aérea das plantas, aos 45 dias (Tabela 19). Os teores deste metal determinados na parte aérea das plantas aos 45 dias foram em geral, menores que os determinados no Estudo 1 (Tabela 14).

Aos 150 dias não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos, para os teores de cromo determinados na parte aérea das plantas. Os teores de cromo nas raízes foram maiores nos tratamentos com a reaplicação de resíduos contendo cromo (Tabela 19).

TABELA 19 - Teor de cromo nas plantas de mamona do Estudo 2 (médias de 3 repetições)

Tratamentos	45 dias		150 dias	
	Parte aérea		Parte aérea	Raiz
	-----mg kg ⁻¹ -----			
1 = T	0,75 b		1,5 a	24,5 b
2 = NPK + ca	1,01 b		1,8 a	16,2 b
3 = L1 + PK	1,36 b		2,0 a	74,5 a
4 = L2 + PK	3,03 a		1,5 a	88,6 a
5 = RC + NPK + ca	1,91 ab		1,2 a	28,5 b
6 = RC + LC + PK	0,79 b		2,8 a	112,4 a
7 = SC + NPK + ca	1,33 ab		2,7 a	- ⁽¹⁾
8 = Cr _{min} + LC +PK	2,24 a		3,0 a	284,0 a
CV (%)	33		60	40

⁽¹⁾ Amostra contaminada por partículas de resíduos. Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os teores de cromo nas raízes das plantas nos tratamentos sem aplicação de resíduos contendo cromo foram, em média, de 23 mg kg⁻¹. Os tratamentos T3 (L1 +PK), T4 (L2 +PK) , T6 (RC + LC + PK) e T8 (Cr_{min} + LC +PK) não apresentaram diferenças significativas nos teores de cromo nas raízes.

Não foram observadas diferenças significativas nos teores de Ni, Cd, Cu, Mn e Na na parte aérea das plantas colhidas aos 150 dias (Apêndice 24). Os teores médios na parte aérea foram de (em mg kg⁻¹) 0,07; 3,3; 1,0; 0,3 e 60,0 para Cd, Cu, Ni e Zn, respectivamente.

Nas raízes não foram observadas diferenças significativas entre os teores de metais (Apêndice 25). Os teores médios de metais foram de (em mg kg⁻¹) 0,5; 54,4; 4,3; 5,5 e 139,6 para Cd, Cu, Ni, Pb e Zn, respectivamente. Estes teores foram maiores que os determinados na parte aérea, devido à retenção dos mesmos pela formação de compostos insolúveis nas raízes e/ou pela contaminação por partículas de solo.

Zeitoumi (2003) observou em solos naturais teores de metais na parte aérea de plantas de mamona de 0,11 mg kg⁻¹; 0,64 mg kg⁻¹; 4,03 mg kg⁻¹; 0,62 mg kg⁻¹ e 1,05 mg kg⁻¹ para Cd, Pb, Cu, Ni e Zn, respectivamente.

Zeitoumi (2003), em solos com aplicação de Cd, Pb, Cu, Ni e Zn, determinou na parte aérea de plantas de mamona teores destes metais variando de 0,62 a 2,29 mg kg⁻¹; 0,62 a 0,67 mg kg⁻¹; 3,69 a 4,07 mg kg⁻¹; 10,87 a 20,60 mg kg⁻¹ e 308,55 a 717,28 mg kg⁻¹, respectivamente. Este autor observou que as plantas de mamona absorveram maiores quantidades de Cd, Ni e Zn com maiores doses destes metais.

Conforme Kabata-Pendias & Pendias (1986) as faixas consideradas normais em plantas para Cd, Pb, Cu e Ni variam de 0,05 a 0,7; 0,2 a 20,0; 5,0 a 20,0 e 0,02 a 5,0 mg kg⁻¹, respectivamente. Para Bergmann (1992), as faixas consideradas normais para Cd, Pb e Cu variam de 0,2 a 3,0; 2,0 a 7,0 e 5,0 a 15,0 mg kg⁻¹, respectivamente

5.2.3 Estudo 3 - Efeito residual das aplicações anteriores dos resíduos na cultura da cenoura

5.2.3.2 Rendimento das plantas

As aplicações anteriores dos resíduos não reduziram o rendimento de matéria seca de raiz, a matéria úmida de raiz e a matéria seca da parte aérea das plantas (Tabela 20). A testemunha não apresentou rendimento, devido ao baixo teor de fósforo no solo (Tabela 5). Domaszak (2000) e Castilhos (1998) não determinaram diferenças significativas entre tratamentos na cultura do rabanete, com a aplicação de resíduos de curtume.

O maior rendimento foi obtido no tratamento com adição de serragem cromada. Entretanto, os rendimentos entre os tratamentos foram semelhantes. Deste modo, não foram verificados efeitos nocivos de aplicações anteriores de resíduos de curtume, sobre a cultura da cenoura.

TABELA 20 - Matéria úmida (MU) e matéria seca (MS) das raízes e da parte aérea das plantas de cenoura do Estudo 3 (média de 3 repetições)

Tratamentos	MU Raiz	MS Raiz	MS parte aérea
	-----g vaso ⁻¹ -----		
1 = T	0,0	0,0	0,0
2 = NPK + ca	126,1 a	17,2 a	12,8 a
3 = L1 + PK	123,6 a	16,9 a	12,8 a
4 = L2 + PK	118,1 a	18,7 a	12,2 a
5 = RC + NPK + ca	122,6 a	16,8 a	13,7 a
6 = RC + LC + PK	90,2 a	12,4 a	9,5 a
7 = SC + NPK + ca	145,5 a	19,7 a	15,6 a
8 = Cr _{min} + LC +PK	116,0 a	14,8 a	13,6 a
CV (%)	20	17	18

Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

O diâmetro médio e o volume total da cenoura também não foram afetados pelos tratamentos (Apêndice 26). A média do diâmetro médio determinado foi de 2,28 cm por planta. A média do volume total foi de 120,23 mL por vaso. As avaliações visuais atribuídas aos tratamentos (em escala de zero a dez) variaram de 4,7 a 8,0 (Apêndice 26).

5.2.3.2 Teores de macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg)

Não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos, para os teores de N, K e Ca, na parte aérea (Tabela 21). Os teores médios de N, P, K, Ca e Mg na parte aérea da cenoura foram: 16,9; 2,9; 20,2; 28,4 e 5,6 g kg⁻¹, respectivamente. Conforme a SBCS/NRS (2004), os teores de N e K são considerados baixos, podendo ter limitado o crescimento das plantas.

O teor de fósforo na parte aérea da cenoura foi significativamente maior no tratamento com adição de NPK + ca (T2), do que nos tratamentos com aplicações anteriores de lodo de curtume. Os teores de Mg na parte aérea da

cenoura foram maiores nos tratamentos com calcário (T2 = NPK + ca; T5 = RC + NPK + ca e T7 = SC + NPK + ca), devido ao baixo teor desse nutriente nos resíduos.

TABELA 21 - Teores de macronutrientes na parte aérea das plantas de cenoura do Estudo 3 (medias de 3 repetições)

Tratamentos	N	P	K	Ca	Mg
	-----g kg ⁻¹ -----				
1 = T ⁽¹⁾	-	-	-	-	-
2 = NPK + ca	15,7 a	4,3 a	18,6 a	28,5 a	7,9 a
3 = L1 + PK	16,5 a	3,0 bc	24,5 a	31,4 a	4,8 c
4 = L2 + PK	15,3 a	2,3 bc	22,3 a	32,1 a	4,2 c
5 = RC + NPK + ca	16,3 a	3,0 bc	17,5 a	26,1 a	7,1 ab
6 = RC + LC + PK	17,1 a	1,9 c	16,2 a	23,8 a	4,5 c
7 = SC + NPK + ca	19,9 a	3,2 ab	21,3 a	25,6 a	6,5 b
8 = Cr _{min} + LC +PK	17,7 a	2,5 bc	20,9 a	31,0 a	4,3 c
Médias	16,9	2,9	20,2	28,4	5,6

⁽¹⁾ Sem crescimento de plantas. Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

O teor de nitrogênio na raiz da cenoura foi maior no tratamento T8 (Cr_{min} + LC +PK), mas não foi determinada diferença significativa entre este e o tratamento T2 (NPK + ca). Os teores de K e Ca não diferiram significativamente entre os tratamentos (Tabela 22). Os teores de K e Ca na raiz da cenoura variaram de 14,4 a 17,7 e de 2,8 a 3,3 g kg⁻¹, respectivamente.

TABELA 22 - Teores de macronutrientes na raiz das plantas de cenoura do Estudo 3 (medias de 3 repetições)

Tratamentos	N	P	K	Ca	Mg
	----- g kg ⁻¹ -----				
1 = T	-	-	-	-	-
2 = NPK + ca	12,6 ab	4,3 a	14,4 a	2,8 a	2,1 ab
3 = L1 + PK	9,0 b	3,0 b	16,3 a	3,3 a	1,6 b
4 = L2 + PK	12,9 ab	2,6 b	15,5 a	3,0 a	1,5 b
5 = RC + NPK + ca	11,4 b	3,4 ab	17,7 a	2,8 a	2,0 ab
6 = RC + LC + PK	11,2 b	2,8 b	14,0 a	2,8 a	1,8 ab
7 = SC + NPK + ca	10,7 b	3,6 ab	15,2 a	2,8 a	2,3 a
8 = Cr _{min} + LC +PK	16,7 a	3,1 b	15,5 a	2,9 a	1,8 ab
Médias	12,1	3,2	15,5	2,9	1,9

Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

O teor de Ca na parte aéreas da cenoura variou de 23,8 a 32,1 g kg⁻¹; e de 2,8 a 3,3 g kg⁻¹ na raiz. Conforme Sedyama et al. (1998) o teor de Ca na parte aérea de plantas de cenoura colhidas aos 45 dias variou de 12,2 a 16,6 g kg⁻¹. Nas raízes este autor determinou teores de Ca variando entre 2,7 a 3,8 g kg⁻¹ aos 90 dias.

O teor padrão de Ca em raízes de cenoura, conforme Watt & Merrill (1975), é de 3,1 g kg⁻¹. Ricci et al. (2006) determinaram teores de Ca na parte aérea de cenoura entre 19,6 a 31,1 g kg⁻¹ aos 100 dias.

5.2.3.3 Teores de cromo e de outros metais nas plantas

Os teores de cromo nas plantas de cenoura são apresentados na Tabela 23. O tratamento com aplicações anteriores de serragem cromada (T7 = SC + NPK + ca) apresentou maior teor de cromo na parte aérea das plantas do que os tratamentos com adição de calcário (T2 = NPK + ca e T5 = RC + NPK + ca). Os tratamentos com aplicações anteriores de lodo de curtume não apresentaram diferenças significativas entre si, sendo os valores intermediários.

As aplicações anteriores de resíduos de curtume proporcionaram aumentos dos teores de cromo tanto na parte aérea como nas raízes das plantas. Os teores de cromo na raiz sem casca (parte comestível), entretanto, são menores que na parte aérea e na casca das raízes (1 mm) (Tabela 23).

Os teores de cromo determinados, mesmo na raiz, nos tratamentos com aplicação dos resíduos, situam-se na faixa de teores considerados normais (não tóxicos) para consumo (Apêndice 45).

Desde a década de 1960, sabe-se que o cromo é um mineral essencial para os mamíferos (Mertz, 1969). O mesmo participa como co-fator na atividade da insulina, no metabolismo dos carboidratos, reduzindo o colesterol e triglicerídeos. A deficiência do mesmo é importante na patogênese da arterioesclerose e de coronariopatias. A “Internacional Union of Nutritional Sciences” (1993) recomenda a ingestão diária de 0,05 a 0,2 mg de cromo por pessoa adulta (apud Silva, 1989).

TABELA 23 - Teor de cromo nas plantas de cenoura do Estudo 3 (médias de 3 repetições)

	Parte Aérea	Raiz	Casca
	-----mg kg ⁻¹ -----		
1 = T	-	-	-
2 = NPK + ca	0,25 b	0,32 a	1,0 b
3 = L1 + PK	0,51 ab	0,63 a	1,5 b
4 = L2 + PK	1,05 ab	0,75 a	1,6 ab
5 = RC + NPK + ca	0,23 b	0,35 a	1,0 b
6 = RC + LC + PK	1,15 ab	0,75 a	1,2 b
7 = SC + NPK + ca	1,61 a	0,58 a	1,7 ab
8 = Cr _{min} + LC +PK	1,44 ab	0,83 a	3,5 a
CV (%)	55	49	25

Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Se considerado o teor de cromo das raízes descascadas de cenoura do tratamento T2 (NPK + ca) (Tabela 23), uma pessoa adulta deveria consumir 2

kg dia⁻¹ de raízes cruas para obter o suprimento de 0,1 mg de Cr. No caso de consumir as cenouras do tratamento T3 (L1 + PK) (com aplicação de lodo de curtume nas taxas agronomicamente adequadas, no caso com adição cumulativa de 840 kg de Cr ha⁻¹ – Apêndice 3), a necessidade seria de 1 kg dia⁻¹ de raízes cruas de cenoura

Shivas (1978) observou que 85% do cromo absorvido permanece na parte externa da raiz (com 1 mm de espessura) devido à reação com proteínas e outros colóides, formando compostos com alto peso molecular, que possuem baixa permeabilidade em membranas.

O consumo de raízes de cenoura com casca, desde que devidamente limpas, pode contribuir para o enriquecimento da dieta em cromo, mineral essencial para o metabolismo dos mamíferos.

5.2.4 Estudo 4- Efeito da reaplicação dos resíduos na cultura da cenoura

5.2.4.1 Análise do solo

a) Características químicas do solo

As características químicas do solo amostrado a 114 dias após a reaplicação dos tratamentos são dadas na Tabela 24. Pode-se observar que o tratamento com aplicações de lodo de curtume (T3 = L1 + PK) proporcionou o mesmo efeito corretivo do que o calcário (T2 = NPK + ca), sobre o pH do solo. A aplicação de duas vezes a quantidade de lodo de curtume necessário para atingir o pH 6,5 (T4 = L2 + PK) proporcionou valores de pH maiores do que nos outros tratamentos. Ferreira et al. (2003) verificaram que após 180 dias da aplicação de lodo de curtume, a acidez do solo foi efetivamente neutralizada. Kray (2001) observou que, mesmo após 960 dias da aplicação de lodo de curtume no solo, os valores de pH dos tratamentos onde foram aplicados estes resíduos, permaneciam iguais ou maiores do que os determinados no tratamento com adição de calcário.

A co-disposição de lodo de curtume com resíduo carbonífero (T6 = RC + LC + PK) propiciou menor valor de pH do que o determinado no tratamento com a aplicação de resíduo carbonífero e calcário (T5= RC + NPK + ca). O tratamento com lodo de curtume, acrescido de 500 kg de cromo mineral (T8 = Cr_{min} + LC +PK), não apresentou diferença estatística no valor de pH, quando comparado ao tratamento T3 (L1 + PK). O tratamento com a aplicação de serragem cromada apresentou o mesmo nível de pH do que o tratamento T2 (NPK + ca).

TABELA 24 - Características químicas do solo amostrado 114 dias após a reaplicação dos tratamentos e o cultivo da cenoura do Estudo 4 (médias de 3 repetições)

Tratamentos	pH	P	K	Ca	Mg	Na
	(H ₂ O)	disp.	disp.	troc.	troc.	troc.
		-----mg dm ⁻³ -----		cmol _c dm ⁻³		mg dm ⁻³
1 = T	4,6 d	5,9 c	113 a	2,0 d	0,8 c	26 bc
2 = NPK + ca	6,2 b	25,0 a	55 de	5,3 b	2,2 a	32 ab
3 = L1 + PK	6,2 b	22,0 ab	78 b	5,9 b	1,2 cd	32 ab
4 = L2 + PK	6,7 a	21,0 ab	73 bc	7,4 a	1,5 bc	33 ab
5 = RC + NPK + ca	6,1 b	17,0 ab	44 e	6,8 a	2,1 a	20 c
6 = RC + LC + PK	5,6 c	19,6 ab	60 cd	5,4 b	0,9 de	26 bc
7 = SC + NPK + ca	5,8 bc	14,6 bc	46 de	4,5 c	1,6 b	24 bc
8 = Cr _{min} + LC +PK	5,8 bc	20,0 ab	87 b	5,2 b	1,0 de	41 a
CV (%)	2	17	7	4	7	14

Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Não foram observadas diferenças significativas nos teores de P entre o tratamento T2 (NPK + ca) e os tratamentos com aplicação de resíduos de curtume e carbonífero, tendo em vista que foi feita adubação fosfatada. Apesar disto, observa-se uma diminuição dos teores de fósforo disponível no tratamento T7 (SC + NPK + ca). Ferreira et al. (2003) observaram que mesmo com adubação fosfatada no tratamento com adição de serragem cromada, este

apresentou menor teor de P, atribuindo esta redução à alta relação C:P do material (810), causando imobilização de P.

A relação C:P do material aplicado foi de 1.100; esta relação indica que pode ocorrer imobilização de P pelos microrganismos. Moreira & Siqueira (2002) indicam que uma relação maior que 200:1 poderia causar imobilização do P pelos microrganismos.

Os aumentos dos teores de fósforo e de potássio no tratamento T1 (T) são devidos à aplicação da adubação de reposição neste tratamento, para possibilitar o crescimento das plantas. Os teores de K apresentaram maior variação entre tratamentos, refletindo diferentes quantidades absorvidas e/ou lixiviadas.

Os tratamentos com aplicação de lodo de curtume (T3 = L1 + PK; T4 = L2 + PK; T6 = RC + LC + PK e T8 = $C_{r_{min}}$ + LC + PK) mantiveram os teores de Ca em concentrações iguais ou maiores que os determinados no tratamento T2 (NPK + ca). Ferreira et al. (2003) observaram maior concentração de Ca^{2+} trocável no solo nos tratamentos com adição de lodo de curtume. Este fato é devido à presença de elevados teores de Ca nas formas de hidróxido, sulfeto e carbonato nesse resíduo.

Os teores de Ca determinados no tratamento T5 (RC + NPK + ca) foram significativamente maiores que os determinados no tratamento T2 (NPK + Ca). Ferreira et al. (2003) também observaram um aumento na concentração de cálcio do solo. Este aumento deve-se às maiores doses de calcário aplicadas neste tratamento.

Os teores de Mg foram maiores nos tratamentos com a adição de calcário, devido à adição do mesmo pelo corretivo e ao baixo teor nos resíduos. Os maiores teores de S foram determinados nos tratamentos com aplicação de resíduo carbonífero (Apêndice 29). Este fato pode ser atribuído à oxidação da pirita e conseqüente liberação de S-SO₄.

Não foram observados aumentos significativos dos teores de Na pela aplicação de resíduos de curtume e carbonífero ao solo, quando comparados ao tratamento T2 (NPK + ca) (Tabela 24). Os maiores valores de condutividade elétrica foram observados nos tratamentos com aplicação de resíduo carbonífero

(T5 = RC + NPK + ca e T6 = RC + LC + PK) (Apêndice 29). Os valores de condutividade elétrica (CE) nestes tratamentos foram de 0,15 e 0,13 mS cm⁻¹, respectivamente. Nos tratamentos com aplicação de resíduos de curtume foram observados valores de condutividade elétrica variando de 0,04 a 0,06 mS cm⁻¹.

Os maiores teores de Zn disponível no solo foram determinados nos tratamentos contendo lodo de curtume (Apêndice 29). Nestes tratamentos, os teores deste elemento variaram de 4,1 a 6,8 mg dm⁻³. Ferreira et al. (2003) observaram que os teores de zinco extraíveis de solos nos tratamentos com adição de lodo de curtume e resíduo carbonífero aumentaram, atribuindo este fato ao elevado teor de zinco contido nestes resíduos.

Os teores de cobre disponível no solo variaram de 0,9 a 1,2 mg dm⁻³, não sendo detectadas grandes variações entre os tratamentos. Ferreira et al. (2003) também observaram que os teores de cobre não foram afetados pela aplicação destes resíduos. Tanto os teores de Cu como de Zn situam-se em faixas de valores considerados adequados para o crescimento das plantas.

As aplicações de calcário, resíduos de curtume e carbonífero propiciaram a diminuição significativa dos teores de Mn⁺², em relação ao tratamento testemunha (T1) (Apêndice 29). Ferreira et al. (2003) também observaram diminuição nos teores de Mn²⁺ trocáveis no solo com a aplicação de calcário e lodo de curtume em relação à testemunha. Este fato pode ser devido ao aumento do pH do solo e à possível complexação com radicais orgânicos do resíduo (Ernani, 1981; McBride, 1994). A diminuição dos teores de Mn²⁺ trocáveis foi também observada em estudos de casa-de-vegetação com lodo de curtume por Teixeira (1981) e Selbach et al. (1991).

b) Teores totais de cromo e de outros metais no solo

As aplicações sucessivas de resíduos de curtume provocaram aumentos nos teores de cromo do solo (Figura 20). Observa-se, entretanto, que os teores de cromo no solo nos tratamentos com aplicação de lodo de curtume (T3 = L1 + PK; T4 = L2 + PK; T7 = SC + PK + ca; T8 = Cr_{min} + LC +PK) são menores ou iguais aos teores determinados antes dos cultivos de cenoura

(Apêndice 4). O teor de cromo no tratamento T6 (RC + LC + PK) foi maior que o determinado antes do cultivo de cenoura (Apêndice 4).

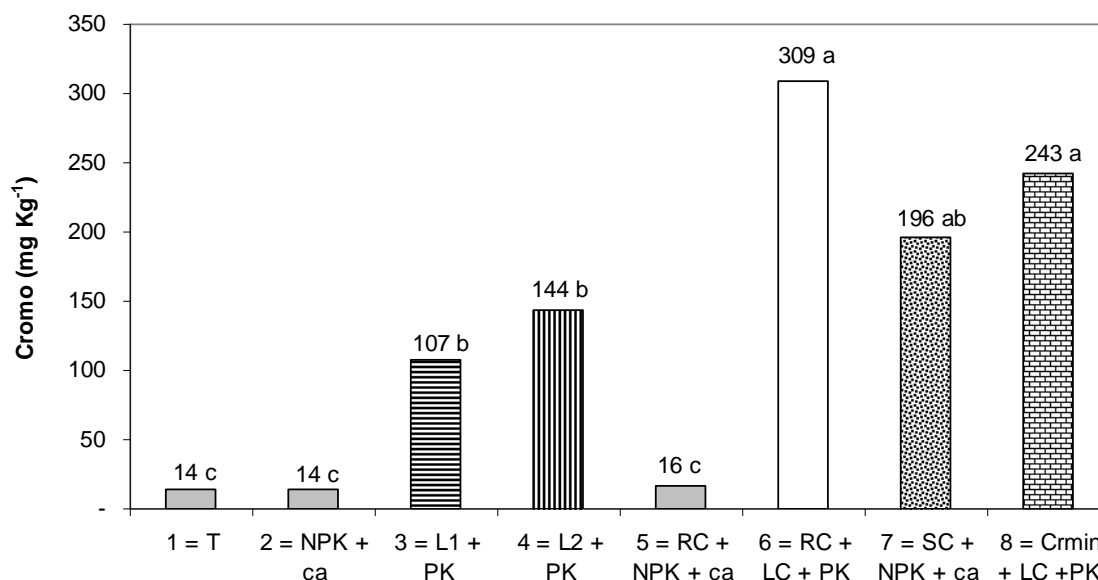


FIGURA 20 - Teor de cromo no solo após a reaplicação dos resíduos e o cultivo das plantas de cenoura do Estudo 4. Médias com letras iguais não apresentam diferença significativa entre os tratamentos (teste de Tukey a 5% de probabilidade).

O maior teor de cromo determinado no tratamento T6 (RC + LC + PK) é devido à maior necessidade de lodo de curtume, para neutralizar a acidez gerada pela oxidação da pirita.

Não foram observadas diferenças significativas entre tratamentos nos teores de Cd, Cu, Zn, Ni e Pb, sendo que os valores médios destes elementos foram de: 0,18; 7,5; 25,6; 5,1 e 1,3 mg kg⁻¹, respectivamente (Apêndice 30).

5.2.4.2 Rendimento das plantas

O rendimento das plantas de cenoura (parte aérea e raiz) foi menor que o obtido no primeiro cultivo, devido à condução do experimento ter sido feita no outono/inverno e também à menor adubação (Tabela 25). No tratamento testemunha (T1), foi obtida alguma produção, em virtude da aplicação da

adubação de manutenção, pela alta exigência da cultura em nutrientes e da não obtenção de material para análise no experimento anterior.

TABELA 25 - Matéria úmida (MU) e matéria seca (MS) das raízes e da parte aérea das plantas de cenoura do Estudo 4, após a reaplicação dos tratamentos (médias de 3 repetições)

Tratamentos	MU Raiz	MS Raiz	MS parte aérea
	-----g vaso ⁻¹ -----		
1 = T	14,0 d	1,4 d	2,1 d
2 = NPK + ca	110,8 ab	11,6 ab	6,2 b
3 = L1 + PK	70,9 bcd	7,1 bcd	3,5 cd
4 = L2 + PK	82,7 abc	8,4 abc	4,6 bc
5 = RC + NPK + ca	127,5 ab	12,1 ab	6,5 ab
6 = RC + LC + PK	110,9 ab	11,0 ab	3,9 cd
7 = SC + NPK + ca	136,9 a	13,7 a	8,4 a
8 = Cr _{min} + LC +PK	48,5 cd	5,0 cd	2,8 cd
CV (%)	21	20	15

Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A produção de matéria seca da parte aérea foi maior no tratamento T7 (SC + NPK + ca), devido provavelmente à adubação nitrogenada, à contribuição de N mineralizado da SC e à possível alteração de propriedades físicas do solo, principalmente densidade e macroporosidade. A produção de matéria seca foi menor nos tratamentos com menor adição de lodo de curtume (T3 = L1 +PK e T8 = Cr_{min} + LC +PK) indicando uma possível limitação do crescimento pela menor disponibilidade de nitrogênio.

A aplicação de resíduo carbonífero (T5 = RC + NPK + ca) não reduziu a produção das plantas em relação ao tratamento T2. A co-disposição de resíduo de curtume e resíduo carbonífero apresentou um rendimento semelhante ao obtido no tratamento T2.

O diâmetro médio e o volume total das raízes de cenoura foram afetados da mesma forma que os rendimentos (Apêndice 31).

O volume total das raízes da cenoura nos tratamentos com a reaplicação de resíduos de curtume foi estatisticamente igual ao determinado no tratamento T2 (NPK + ca). A aplicação de resíduo carbonífero não afetou o volume total das raízes (Apêndice 31).

5.2.4.3 Teores de macronutrientes nas plantas

O tratamento testemunha (T1) apresentou menor teor de N na parte aérea das plantas de cenoura do que os determinados nos outros tratamentos (Tabela 26).

As aplicações de serragem cromada (T7 = SC + NPK + ca) e de resíduo carbonífero (T5 = RC + NPK + ca e T6 = RC + LC + PK) propiciaram a diminuição dos teores de P na parte aérea das plantas, em relação ao tratamento T2 (NPK + ca).

TABELA 26 - Teores de macronutrientes na parte aérea das plantas de cenoura do Estudo 4, cultivadas após a reaplicação dos tratamentos (médias de 3 repetições)

Tratamentos	N	P	K	Ca	Mg
	-----g kg ⁻¹ -----				
1 = T	10,0 b	2,2 bcd	49,4 a	15,0 c	4,0 bc
2 = NPK + ca	15,7 a	2,5 ab	31,2 ab	27,3 ab	5,1 a
3 = L1 + PK	16,5 a	2,7 a	32,6 ab	31,1 ab	3,6 c
4 = L2 + PK	15,3 a	2,5 bc	38,4 ab	34,0 a	3,7 c
5 = RC + NPK + ca	16,4 a	1,8 d	27,7 ab	30,0 ab	5,0 ab
6 = RC + LC + PK	17,1 a	2,0 cd	46,3 ab	28,8 ab	3,4 c
7 = SC + NPK + ca	16,0 a	1,9 d	21,8 b	22,0 bc	5,5 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	17,8 a	2,4 ab	45,5 ab	29,8 ab	3,9 c
Médias	15,6	2,2	36,6	27,3	4,3

Letras iguais na mesma coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os teores de Ca foram semelhantes em todos os tratamentos, sendo significativamente menores no tratamento T1 (T). A aplicação de calcário aos

tratamentos T2 (NPK + ca), T5 (RC + NPK + ca) e T7 (SC + NPK + ca) propiciou maiores teores de Mg na parte aérea das plantas de cenoura.

Conforme a SBCS/NRS (2004), os teores de N e de K são considerados baixos, podendo limitar o crescimento das plantas. Os teores de N na raiz nos tratamentos com lodo de curtume foram estatisticamente iguais aos determinados no tratamento T2 (NPK + ca) (Tabela 27).

A aplicação dos resíduos de curtume e carbonífero não provocou modificações nos teores de P na raiz. Os teores de Ca e Mg foram estatisticamente iguais entre os tratamentos com aplicação dos resíduos e o tratamento com adubação mineral.

TABELA 27- Teores de macronutrientes na raiz das plantas de cenoura do Estudo 4, cultivada após a reaplicação dos tratamentos (médias de 3 repetições)

Tratamentos	N	P	K	Ca	Mg
	----- g kg ⁻¹ -----				
1 = T	8,0 b	1,4 b	12,9 a	1,5 b	0,9 a
2 = NPK + ca	12,6 a	3,3 a	25,1 a	2,9 a	1,7 a
3 = L1 + PK	11,1 ab	2,9 ab	18,4 a	2,7 a	1,3 a
4 = L2 + PK	12,9 a	2,4 ab	20,9 a	2,7 a	1,3 a
5 = RC + NPK + ca	11,4 ab	1,8 ab	17,2 a	3,0 a	1,6 a
6 = RC + LC + PK	11,2 ab	1,7 ab	18,9 a	2,7 a	0,8 a
7 = SC + NPK + ca	10,7 ab	2,7 ab	16,7 a	2,3 a	1,3 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	12,7 a	2,8 ab	18,3 a	2,9 a	1,2 a
Médias	11,3	2,4	18,5	2,6	1,3

Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

O teor de Ca determinado na parte aérea variou de 15,0 a 31,1 g kg⁻¹ e nas raízes variou de 1,5 a 3,0 g kg⁻¹. Estes valores estão dentro das faixas consideradas normais. Conforme Sedyama et al. (1998) o teor de Ca na parte aérea de plantas de cenoura colhidas aos 45 dias variou de 12,2 a 16,6 g kg⁻¹. Nas raízes, este autor determinou teores de Ca variando entre 2,7 a 3,8 g kg⁻¹ aos 90 dias.

O teor padrão de Ca em plantas de cenoura, conforme Watt & Merrill (1975), é de 3,1 g kg⁻¹. Ricci et al. (2006) determinaram teores de Ca na parte aérea de cenoura entre 19,6 a 31,1 g kg⁻¹ aos 100 dias.

5.2.4.4 Teores de cromo e outros metais nas plantas

A reaplicação dos resíduos de curtume provocou aumento no teor de cromo da matéria seca da parte aérea, da raiz e da casca das plantas de cenoura (Tabela 28). Os maiores teores foram determinados na casca das raízes (1 mm de espessura).

No tratamento T3 (L1 + PK), foi determinado o teor de 1,42 mg de Cr kg⁻¹ de matéria seca; nas condições apresentadas no item 5.2.3.3, o consumo de ½ kg de raízes de cenoura dia⁻¹, poderia suprir as necessidades do metal para uma pessoa adulta.

A dificuldade de aumentar o teor de Cr nas partes comestíveis das plantas para suprir este mineral essencial já foi relatada na literatura (Cary et al., 1977a) devido às interações do mesmo com os componentes do solo, principalmente em solos pouco ácidos ou alcalinos, e à grande retenção pelas raízes (Cary et al., 1977b; Mortvedt & Giordano, 1975). A adição ao solo de resíduos contendo cromo, poderia ser uma forma de remediação deste problema.

A norma para descarte de resíduos de curtume ao cromo adotada no estado do Rio Grande do Sul (Rodrigues et al., 1993) contempla esta possibilidade, permitindo a aplicação de até 1.000 kg de Cr ha⁻¹, quantidade esta pouco menor da que foi aplicada no tratamento T3 (840 kg de Cr ha⁻¹ – Apêndice 3). As legislações Americana (USEPA, 1996b) e da Comunidade Econômica Européia (CEC, 1986) não estabelecem quantidades máximas para a aplicação de Cr em resíduos orgânicos no solo, enquanto a resolução CONAMA n° 375 estabelece a quantidade máxima de 154 kg de Cr ha⁻¹ para lodo de estações de tratamento de esgotos (CONAMA, 2006).

As aplicações dos resíduos de curtume e carbonífero não provocaram modificações nos teores de Cd, Cu, Ni e Pb na parte aérea das plantas de

cenoura. Os teores médios destes elementos na matéria seca da parte aérea foram de: 0,25; 6,7; 28,7; 1,5 e 0,4 mg kg⁻¹, respectivamente (Apêndice 32).

O teor de Zn na testemunha (T1) foi maior que nos demais tratamentos, não tendo sido observadas diferenças entre os tratamentos com a aplicação dos resíduos e o tratamento com aplicação de adubação mineral.

Os teores de metais (Cd, Cu, Zn, Ni e Pb) na raiz das plantas de cenoura não foram afetados pelas aplicações de resíduos de curtume e carbonífero ao solo. Os teores médios destes elementos foram de (em mg kg⁻¹): 0,06; 4,5; 22,3; 0,55 e 0,42, respectivamente (Apêndice 33). Os teores destes metais nas cascas, também não apresentaram diferenças significativas entre tratamentos (Apêndice 34).

TABELA 28 - Teor de cromo nas plantas de cenoura do Estudo 4, cultivadas após a reaplicação dos tratamentos (médias de 3 repetições)

	Parte aérea	Raiz	Casca
	-----mg kg ⁻¹ -----		
1 = T	0,10 b	0,26 b	0,99 d
2 = NPK + ca	0,14 b	0,24 b	1,06 cd
3 = L1 + PK	1,30 a	1,42 ab	2,02 bcd
4 = L2 + PK	2,46 a	2,93 ab	3,03 b
5 = RC + NPK + ca	0,12 b	0,44 b	1,06 cd
6 = RC + LC + PK	1,70 a	2,32 ab	2,51 bc
7 = SC + NPK + ca	1,85 a	3,70 a	2,65 b
8 = Cr _{min} + LC + PK	2,27 a	4,37 a	9,32 a
CV (%)	78	100	18

Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

5.3 Estudo 5 - Taxas de mineralização dos resíduos de curtume

5.3.1 Mineralização pela liberação de nitrogênio

Os resíduos utilizados apresentaram relações C: N de 6,5, 1,91, 2,59 e relações C:P de 217, 1.100 e 529, para lodo de curtume, serragem cromada e aparas de couro, respectivamente. Conforme Chae & Tabatabai (1986), a mineralização do N é dependente da composição do resíduo e das características químicas e físicas em que o mesmo é aplicado.

O nitrogênio liberado no primeiro cultivo foi avaliado pela quantidade absorvida pela parte aérea das plantas, mais a quantidade de N mineral do solo após este cultivo (Apêndice 35). O N liberado no 2º cultivo foi avaliado pela quantidade absorvida pela parte aérea das plantas nesse cultivo, mais a quantidade de N mineral do solo após esse cultivo, menos o N mineral do solo antes do cultivo. O N liberado no terceiro cultivo foi avaliado pela quantidade absorvida pelas plantas (parte aérea e raízes), mais a quantidade de N mineral do solo após esse cultivo. Os valores obtidos são apresentados na Tabela 29.

Foram determinadas maiores quantidades de nitrogênio liberadas durante o 1º cultivo de milho, em todos os tratamentos (Tabela 29). Entretanto, este nitrogênio provém, em parte, do estímulo dado aos microrganismos do solo, pela aplicação de PK + calcário, promovendo com isto a mineralização do nitrogênio presente na matéria orgânica do solo.

As maiores quantidades de nitrogênio mineralizadas nos tratamentos com lodos de curtume (T4 = L1 + PK; T5 = L2 + PK e T6 = L2 + PK+ Cr_{min}) ocorreram no 2º cultivo de milho. Neste período, foram supridos 7,2; 7,1; e 12,5 kg de N ha⁻¹, nos tratamentos T4 (L1 + PK), T5 (L2 + PK) e T6 (L2 + PK+ Cr_{min}), respectivamente.

TABELA 29 - Quantidades de nitrogênio liberado nos diferentes tratamentos (médias de 3 repetições)

Tratamentos	Nitrogênio mineralizado			
	1º cultivo	2º cultivo	3º cultivo	Total
	-----mg vaso ⁻¹ -----			
1 = T	89,1 c	-15,0 c	18,5 c	92,6 c
2 = PK + ca	254,6 ab	16,0 b	114,1 bc	384,7 b
3 = NPK + ca	373,6 a	266,0 a	499,0 a	1.138,7 a
4 = L1 + PK	266,0 ab	48,5 b	136,8 bc	451,3 b
5 = L2 + PK	238,8 b	48,2 b	143,4 bc	430,3 b
6 = L2 + PK+ Cr _{min}	226,4 b	72,5 b	124,6 bc	423,6 b
7 = Serr + PK + ca	254,5 ab	-3,3 c	105,3 bc	356,4 b
8 = Serr + NPK + ca	373,5 a	226,8 a	329,5 ab	929,8 a
9 = Apa + PK + ca	253,3 ab	2,7 b	113,6 bc	369,7 b
10 = Apa + NPK + ca	374,6 a	218,6 a	396,8 ab	990,1 a
CV(%)	17	28	31	17

Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os valores negativos determinados para nitrogênio mineralizado no 2º cultivo, são devidos à forma de cálculo. Uma vez que para determinar a quantidade de nitrogênio liberada no período, utilizava-se o nitrogênio absorvido pela cultura somado ao nitrogênio mineral do solo no final do cultivo, menos o nitrogênio mineral do solo no início do cultivo.

Após o cultivo, as plantas eram cortadas, sendo imediatamente depois feita a coleta do solo, para determinação dos teores de nitrogênio mineral; no mesmo dia foi ressemeado o milho.

Como o solo permanecia úmido, por períodos variáveis e até que as plantas germinassem e começarem a absorver nitrogênio, parte do nitrogênio presente no final do cultivo anterior, pode ter sido perdido por desnitrificação, devido à necessidade de manter altos teores de umidade no solo.

Outro fato é a limitação do crescimento das plantas pelo baixo teor de P no solo nativo. Com isto, no tratamento testemunha, que apresentou baixo

rendimento de matéria seca poderia ter ocorrido maior perda por desnitrificação, pelo excesso de umidade. Nos tratamentos T7 (Serr + PK + ca) e T9 (Apa + PK + ca), foi observado o mesmo comportamento.

Alcântara et al. (2007) identificaram três fases distintas nas taxas de mineralização do nitrogênio presente no lodo de curtume. Estas fases referem-se a frações distintas de N orgânico quanto à resistência à degradação, em razão da intensidade da sua interação com o Cr, formando complexos estáveis com o material de origem orgânica, dificultando a ação dos microrganismos, objetivo básico do uso do curtimento de peles animais. As fases representam adaptações sucessivas da população microbiana a estas diferentes frações recalcitrantes, que se sucedem com o tempo, pela seleção natural dos microrganismos mais eficientes na obtenção da energia disponível.

Molina et al. (1980) subdividiram o N orgânico contido em lodos de esgoto, em duas frações, sendo uma facilmente degradável e outra recalcitrante. Conforme Alcântara et al. (2007), nos lodos de curtume, esta fração recalcitrante deveria ser subdividida em outras frações, com diferentes valores de taxa de mineralização.

Não foram determinadas diferenças significativas nas quantidades de nitrogênio liberadas entre os tratamentos com aplicação de lodo de curtume (T4 = L1 + PK; T5 = L2 + PK e T6 = L2 + PK + Cr_{min}) em nenhum dos três cultivos de milho (Tabela 29).

A aplicação de lodo de curtume para atingir pH 6,0 (T4 = L1 + PK) proporcionou uma mineralização de 2,5 kg de N ha⁻¹ no 1º cultivo. Aplicações de lodo de curtume para atingir pH 6,5 (T5 = L2 + PK e T6 = L2 + PK + Cr_{min}) provocaram menor atividade microbiana, diminuindo a mineralização do nitrogênio presente na matéria orgânica e/ou propiciando a imobilização deste N.

Neste período, foi observado menor disponibilidade de nitrogênio oriundo do solo de -3,5 e -6,3 kg de N ha⁻¹ nos tratamentos T5 (L2 + PK) e T6 (L2 + PK + Cr_{min}). Pode ter ocorrido também perdas por desnitrificação devido à elevada adição de carbono, estabelecendo condições de anaerobiose no solo.

As adições de serragem cromada e aparas de couro, sem aplicação de nitrogênio mineral (T7 = Serr + PK + ca e T9 = Apa + PK + ca) proporcionaram

um ambiente com melhor aeração, em virtude destes resíduos diminuírem a densidade do solo. Em ambientes de maior disponibilidade de oxigênio as taxas de mineralização da matéria orgânica são maiores. Deste modo, houve um aumento inicial na quantidade de nitrogênio mineralizado nestes tratamentos. Entretanto, este nitrogênio pode ter sido mineralizado da matéria orgânica do solo.

Nos tratamentos T8 (Serr + NPK + ca) e T10 (Apa + NPK + ca) foi observado imobilização do nitrogênio mineral aplicado no solo, nos três cultivos estudados, quando subtraídas as quantidades de N mineral adicionadas.

Não foram determinadas diferenças significativas, nas quantidades de nitrogênio mineralizadas ao final dos três cultivos sucessivos de milho, entre os tratamentos com aplicação de lodo de curtume (T4 = L1 + PK; T5 = L2 + PK e T6 = L2 + PK + Cr_{min}), serragem cromada (T7 = Serr + PK + ca) e aparas de couro (T9 = Apa + PK + ca) e o tratamento com aplicação de PK + ca (T2).

Entretanto, foram determinadas quantidades líquidas de nitrogênio liberado de 14,8; 10,1 e 8,6 kg de N ha⁻¹ nos tratamentos T4 (L1 + PK), T5 (L2 + PK) e T6 (L2 + PK + Cr_{min}) respectivamente. Entretanto, foram imobilizadas quantidades de nitrogênio de 6,3 e 3,3 kg de N ha⁻¹ nos tratamentos T7 (Serr + PK + ca) e T9 (Apa + PK + ca), respectivamente.

Não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos T8 (Serr + NPK + ca) e T10 (Apa + NPK + ca) e o tratamento T3 (NPK + ca). Nestes tratamentos foram determinadas quantidades de nitrogênio imobilizado de 46,4 e 33,0 kg de N ha⁻¹ (T8 = Serr + NPK + ca e T10 = Apa + NPK + ca, respectivamente).

As quantidades de nitrogênio mineralizado pelos resíduos foram calculadas diminuindo-se o nitrogênio liberado no tratamento com a adubação correspondente, (Tabela 38), apresentadas no Apêndice 38. .

No primeiro cultivo foi observada liberação de N de somente 0,9 % no tratamento T4 (L1 + PK); nos outros tratamentos não ocorreu liberação de N (Tabela 30).

TABELA 30 – Fração do nitrogênio mineralizado por cultivo

Tratamentos	Nitrogênio mineralizado		
	1º cultivo	2º cultivo	3º cultivo
	-----%-----		
1 = T	-	-	-
2 = PK + ca	-	-	-
3 = NPK + ca	-	-	-
4 = L1 + PK	0,9	2,5	1,7
5 = L2 + PK	-0,7	1,5	1,4
6 = L2 + PK+ Cr _{min}	-1,3	2,6	0,5
7 = Serr + PK + ca	0,0	-0,9	-0,4
8 = Serr + NPK + ca	0,0	-1,8	-7,9
9 = Apa + PK + ca	-0,1	-0,6	0,0
10 = Apa + NPK + ca	0,0	-2,2	-4,7

Nos outros cultivos foi observado liberação de N nos tratamentos com adição de lodo (T4 = L1 + PK, T5 = L2 + PK e T6 = L2 + PK+ Cr_{min}).

Alcântara et al. (2007) observaram que o tempo de meia vida do nitrogênio potencialmente mineralizável presente no lodo, aplicado ao solo pode variar entre 100 a 267 dias; a maior parte do N orgânico contido em lodos de curtume adicionados ao solo, portanto, não seria facilmente liberada para formas inorgânicas a curto prazo.

No total dos três cultivos, os tratamentos com aplicação de lodo de curtume (T4 = L1 + PK; T5 = L2 + PK e T6 = L2 + PK+ Cr_{min}) proporcionaram mineralização líquida do nitrogênio contido nestes resíduos. Os tratamentos com adição de serragem cromada (T7 = Serr + PK + ca e T8 = Serr + NPK + ca) e de aparas de couro (T9 = Apa + PK + ca e T10 = Apa + NPK + ca) apresentaram imobilização do nitrogênio do solo (Figura 21).

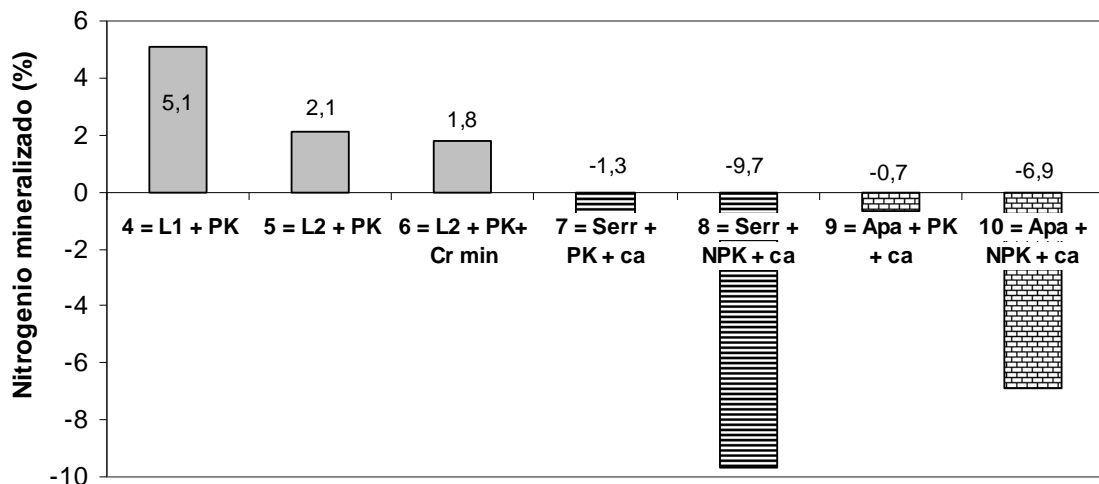


FIGURA 21 - Percentuais totais de nitrogênio mineralizado e imobilizado nos diferentes tratamentos. Tratamentos T4, T5, T6, T7 e T9 em relação ao tratamento T2 (PK + ca). Tratamentos T8 e T10 em relação ao tratamento T3 (NPK + ca).

A aplicação de maiores doses de lodo de curtume T5 (L2 + PK) e T6 (L2 + PK + Cr_{min}) promoveram imobilização temporária do nitrogênio do solo. Isto pode ser atribuído às maiores quantidades de material orgânico adicionado. Guenzi et al. (1978) observaram que, com a adição de grandes quantidades de material orgânico ao solo, ocorrem condições de anaerobiose, pois grandes quantidades de carbono requerem uma grande demanda de oxigênio para o processo oxidativo. O suprimento de oxigênio por difusão é insuficiente para a demanda da microbiota, ocorrendo a formação de sítios anaeróbicos e como conseqüência, reações de redução, como a desnitrificação.

Foram determinadas percentagens de mineralização do nitrogênio contido nos lodos de curtume de 5,1; 2,1 e 1,8 % nos tratamentos T4 (L1 + PK) T5 (L2 + PK) e T6 (L2 + PK + Cr_{min}), respectivamente. Alcântara et al. (2007), estudando a mineralização do nitrogênio contido em lodos de curtume, determinaram aumento na quantidade de N mineralizado, com aumento nas doses de lodo de curtume. Porém, quando a mineralização é comparada em termos de percentagem em relação ao suprido pelo lodo, tal aumento não foi evidenciado.

Os valores obtidos são semelhantes aos determinados por Aquino Neto (1998), que estudando a mineralização de lodos de curtume, observou a mineralização de 4,8% do lodo de curtume contendo 1.735 mg de cromo kg^{-1} . Conforme este autor a aplicação de cromo mineral provocou uma diminuição na mineralização do nitrogênio. Esta menor mineralização do lodo contendo cromo pode ser relacionada à possível formação de complexos entre o metal e o material orgânico contido no lodo, dificultando assim a ação dos microrganismos amonificadores.

Alcântara et al. (2007) determinaram percentuais de degradação do nitrogênio presente em lodos de curtume semelhantes, variando de -5 a 9% em 132 dias de incubação. Conforme estes autores, o alto teor de cromo existente em lodos de curtume poderia ter inibido a mineralização do nitrogênio.

Canali et al. (1997) citam trabalhos nos quais, a atividade de células microbianas pode ser inibida quando em contato com Cr na forma de sal inorgânico, e este processo é normalmente associado a efeitos tóxicos. Também concluem que, embora a atividade seja inibida, a população de bactérias no solo muda muito pouco na presença de elevadas concentrações do metal.

Além da inibição da atividade microbiana, é possível que, nos solos com aplicação de lodo de curtume tenha ocorrido formação de complexos de difícil degradação, entre o Cr e o material orgânico, predominantemente formado de proteínas animais (Alcântara et al., 2007).

Canali et al. (1997) comentam que uma das possíveis causas para a diminuição na produção de CO_2 por microrganismos em solos que recebem adição de Cr trivalente e hexavalente seria o efeito curtente deste elemento, que une os compostos orgânicos, formando complexos de baixa disponibilidade como fonte de energia e de decomposição muito lenta no solo.

Foram determinados ao final dos três cultivos de milho valores de pH maiores que 6,9 nos tratamentos com a aplicação de lodo de curtume para atingir pH 6,5 ($T5 = L2 + PK$ e $T6 = L2 + PK + Cr_{\text{min}}$) (Apêndice 39). Os teores de P situaram-se na faixa “baixa” em vários tratamentos ($< 14 \text{ mg dm}^{-3}$), assim como os de K ($< 30 \text{ mg dm}^{-3}$), conforme interpretação dos resultados de análise do solo (SBCS/NRS, 2004), o que podem ter prejudicado o rendimento das plantas. Os

teores de S e micronutrientes, entretanto, foram adequados (Apêndice 40). A dificuldade de manutenção do teor de umidade adequado nos vasos pode ter propiciado perdas de N em sitios de anaerobiose, tendo em vista que a capacidade de retenção de água deste solo é baixa.

Os teores de cromo no solo nos tratamentos sem aplicações de resíduos variaram de 4,4 a 7,1 mg kg⁻¹ (T1 = T, T2 = PK + ca e T3 = NPK + ca). Nos tratamentos com aplicação de lodo de curtume os teores de cromo foram de 36,0; 110,0 e 150,0 mg kg⁻¹ nos tratamentos T4 (L1 + PK) T5 (L2 + PK) e T6 (L2 + PK + Cr_{min}), respectivamente. Nos tratamentos com aplicação de serragem cromada os teores de cromo variaram de 11,1 a 20,5 mg kg⁻¹ (T7 = Serr + PK + ca e T8 = Serr + NPK + ca) e nos tratamentos com aplicação de aparas de couro (T9 = Apa + PK + ca e T10 = Apa + NPK + ca) estes valores ficaram em 10 mg kg⁻¹ (Apêndice 41).

Os resíduos serragem cromada e aparas de couro, sem aplicação de nitrogênio, podem ser considerados inertes, pois as taxas de degradação do nitrogênio foram muito próximas a zero. Foram determinados teores de cromo na parte aérea do milho no 1º cultivo variando de 0,95 a 6,8 mg kg⁻¹ (Apêndice 42), no 2º cultivo variando de 0,83 a 2,13 mg kg⁻¹ (Apêndice 43) e no 3º cultivo de 0,1 a 3,16 mg kg⁻¹ (Apêndice 44).

Pais & Jones (1997) relataram que o teor de Cr na parte aérea de plantas cultivadas em áreas não contaminadas variou, na maior parte dos casos, de 0,2 a 1,0 mg kg⁻¹. Kabata-Pendias & Pendias (1986) consideram, uma variação normal de 0,02 a 10,0 mg kg⁻¹ de Cr em plantas, dependendo da espécie. Zayed & Terry (2003) observaram concentrações de cromo em plantas variando de 0,006 a 18 mg kg⁻¹. Nenhum dos estudos conduzidos neste trabalho, entretanto, mostrou níveis tóxicos de Cr na parte aérea das plantas.

5.3.2 Mineralização dos resíduos avaliada pela liberação de C - CO₂

A respiração dos microrganismos é uma forma adequada para avaliar o impacto de substâncias potencialmente tóxicas sobre a microbiota do solo. Uma

alta taxa de respiração pode indicar tanto um distúrbio ecológico (incorporação de resíduos orgânicos, por exemplo), como um alto nível de produtividade do ecossistema (Islam & Weil, 2000).

A atividade microbiana e a conseqüente liberação de C-CO₂ do solo são alteradas pela adição de resíduos orgânicos e pelo aumento do suprimento de nutrientes.

Neste experimento, a degrabilidade dos resíduos foi avaliada pela determinação do carbono liberado na forma de C-CO₂ por um período de 157 dias. Os resultados mostram que as aplicações de resíduos de curtume e nutrientes ao solo aumentaram a atividade microbiana e, portanto, a liberação de C-CO₂. As quantidades de C-CO₂ liberadas aumentaram significativamente nas primeiras semanas de incubação (Figura 22).

A taxa de liberação de C-CO₂ diminuiu com o tempo, devido à maior taxa de decomposição de compostos orgânicos menos recalcitrantes no início do processo e os de maior recalcitrância no restante do período de incubação. Observa-se uma estabilização da taxa de C-CO₂ liberado nos tratamentos após 60 dias de incubação; entretanto, foi observada a diminuição das taxas de liberação de C-CO₂ após 40 dias de incubação.

A maior atividade microbiana nos primeiros dias de incubação, com posterior decréscimo, pode ser atribuída à mineralização inicial do carbono orgânico facilmente oxidável, cuja exaustão conduz à redução do fluxo de C-CO₂ (Andrade, 2004; Martines et al., 2006).

Lopes (2001), estudando a aplicação de lodo de esgoto, também observou redução na liberação de C-CO₂ com o passar do tempo. Caldeira (1997), avaliando a cinética de degradação de lodos, determinou liberações significativamente maiores de C-CO₂ nos solos que receberam a aplicação destes resíduos, em relação à testemunha, sendo que as taxas determinadas atingiram os maiores valores a aproximadamente 25 dias, quando então começaram a decair, devido, provavelmente, à exaustão do carbono orgânico facilmente decomponível. Os resultados determinados por Sampaio et al. (1985) indicam que a atividade microbiana ajusta-se rapidamente à quantidade de substrato energético disponível.

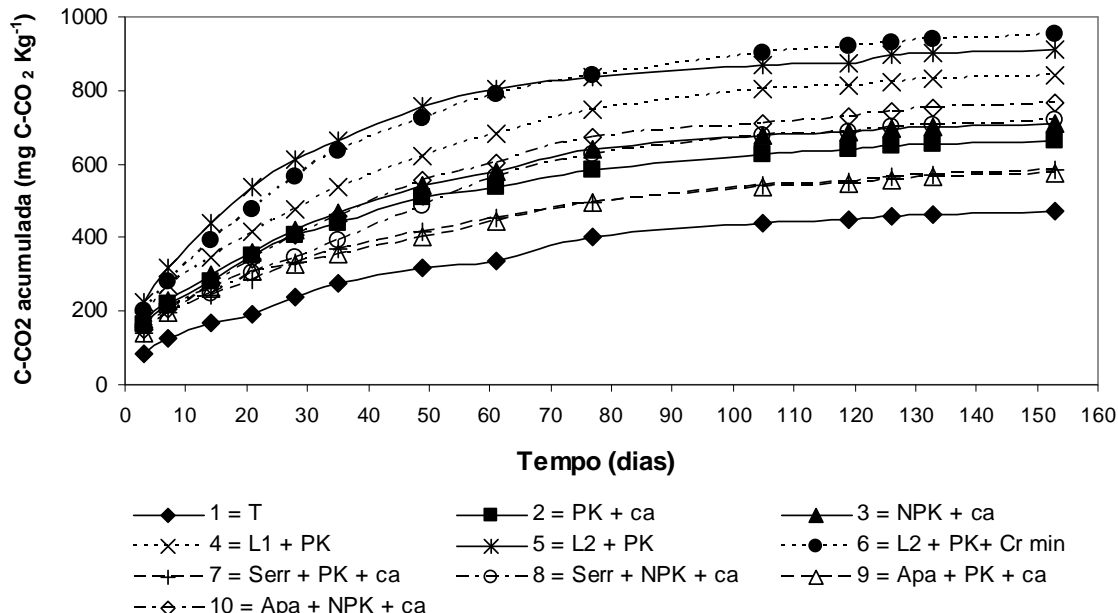


FIGURA 22 - Liberação cumulativa de C-CO₂ durante 157 dias (médias de 3 repetições).

Na Figura 23 são dadas as quantidades de C-CO₂ liberadas nos tratamentos, subtraindo-se as contribuições referentes às adições de uréia (17 mg kg⁻¹) e pelo alcalino 948 e 96 mg kg⁻¹ para as doses (L1 e L2, respectivamente). Pode-se observar que a aplicação do tratamento do lodo de curtume (tratamentos T4 = L1 + PK; T5 = L2 + PK e T6 = L2 + PK+ Cr_{min}) propiciou maior atividade microbiana no solo, quando comparada ao tratamento T2 (PK + ca). Observa-se que aplicação dos tratamentos T5 (L2 + PK) e T6 (L2 + PK + Cr_{min}) proporcionou maior atividade que o tratamento com adubação mineral completa (T3 = NPK +ca) (Figura 23).

Conforme Castilhos et al. (2000), a maior liberação de C-CO₂ em solos com adição de lodo de curtume não se deve apenas à incorporação de matéria orgânica e nutrientes, mas também ao efeito corretivo e à ação inoculante do lodo de curtume, que possui microrganismos adaptados ao meio e atuantes na mineralização dos resíduos.

A aplicação de resíduos contendo serragem cromada (T7 = Serr + PK + ca e T8 = Serr + NPK + ca) e aparas de couro (T9 = Apa + PK + ca e T10 =

Apa + NPK + ca) não provocou aumentos significativos nas quantidades de C-CO₂ liberadas pelos microrganismos do solo.

Foram determinadas diferenças significativas nos tratamentos em que foi aplicada serragem cromada, com e sem adição de nitrogênio (T7 = Serr + PK + ca e T8 = Serr + NPK + ca). Entretanto, não foram determinadas diferenças significativas entre o tratamento T8 (Serr + NPK + ca) e a testemunha com aplicação de nitrogênio (T3 = NPK + ca). O mesmo comportamento foi observado para a aplicação de aparas de couro no solo (Figura 23). Este fato evidencia que, apesar de ter ocorrido maior liberação de carbono nos tratamentos com adição de nitrogênio, a degradação do carbono orgânico presente na serragem cromada e nas aparas de couro pode não ter sido tão evidente quanto a diferença na liberação de C-CO₂. A adição de nitrogênio pode ter causado um maior estímulo à microbiota, proporcionando degradação da matéria orgânica do solo. Deve-se também considerar que a degradação da uréia também contribui com a liberação de C-CO₂ (~ 17 mg de C kg⁻¹ de solo). Kuzyakov et al. (2000) citam que a adição de N acelera a mineralização da matéria orgânica do solo (MOS), devido à redução da relação C/N da MOS ou por cometabolismo.

As maiores quantidades de carbono liberadas na forma de C-CO₂ foram determinadas nos tratamentos com aplicações de lodo de curtume. Castilhos (1998) também observou que os resíduos de rebaixadeira e as aparas de couro apresentaram uma liberação de C-CO₂ menor que a determinada com a adição de lodo de curtume.

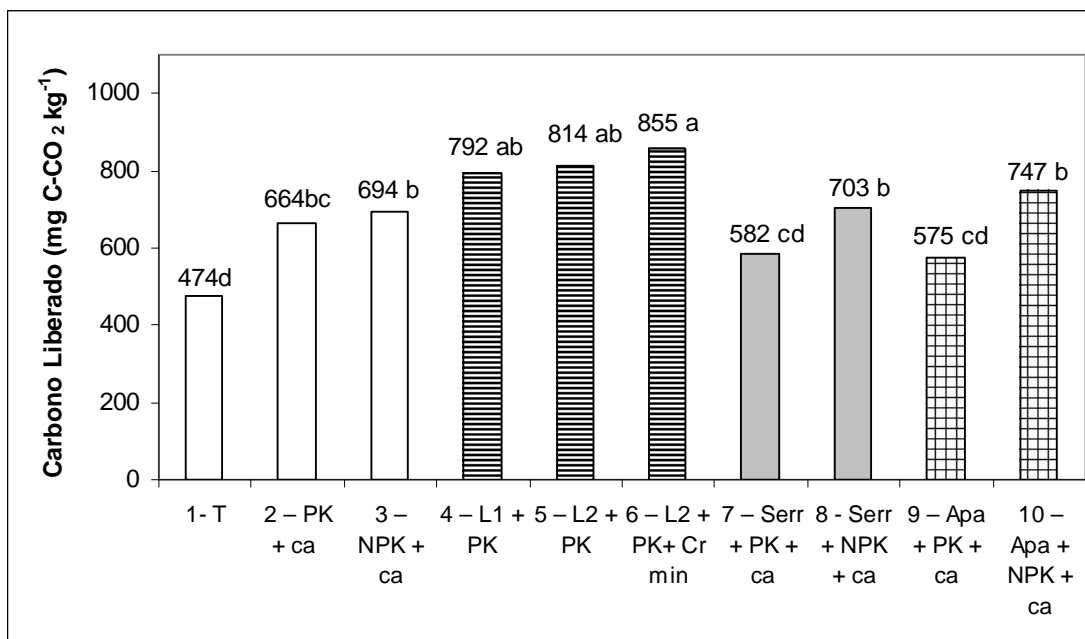


FIGURA 23- Carbono total liberado na forma de C-CO₂ durante 157 dias (médias de 3 repetições). Médias com Letras iguais não apresentam diferença significativa entre os tratamentos, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Não foram determinadas diferenças significativas na liberação de C-CO₂ entre o tratamento com aplicação de lodo de curtume (T5 = L2 + PK) e o tratamento com lodo de curtume enriquecido com sais de cromo (T6 = L2 + PK + Cr_{min}).

Martines et al. (2006) observaram que o cromo na forma trivalente (Cr³⁺), presente no lodo de curtume, não influenciou a mineralização do carbono aplicado por meio do resíduo. O cromo presente no sulfato de cromo pode não ter influenciado a mineralização do resíduo por ter sido complexado com a matéria orgânica do solo ou ter sido precipitado na forma de oxi-hidroxidos.

Castilhos (1998) observou que a adição de 500 mg kg⁻¹ de Cr³⁺ ao lodo de curtume não reduziu as populações de bactérias, actinomicetos e fungos e não inibiu a atividade microbiana no período estudado.

A liberação de C-CO₂ pelos tratamentos T7 (Serr + PK + ca) e T9 (Apa + PK + ca) foi menor que a liberação da sua testemunha correspondente (T2 = PK + ca). Isto pode ser explicado pela menor disponibilidade de nutrientes provocada pela adição destes resíduos.

Ferreira et al. (2003) observaram que o tratamento com adição de serragem cromada, apesar de ter recebido adubação fosfatada, apresentou menor teor de P entre os tratamentos com adubação mineral. Esta redução pode ser devida à imobilização do fósforo por microrganismos, devido à alta relação C/P do material (810). Desta forma, os microrganismos podem ter absorvido o fosfato para decompor a serragem e as aparas, diminuindo o fosfato disponível nestes tratamentos.

Com isto, diminuiria o estímulo dado para os microrganismos, para degradarem a matéria orgânica do solo, diminuindo assim, o efeito priming. Deste modo, as taxas de degradação nestes tratamentos não podem ser consideradas, devido à interação negativa existente.

As taxas de degradação do carbono orgânico presente nos lodos de curtume aos 153 dias de incubação foram de 13,5 %, 8,2 e 10,5% nos tratamentos T4 (L1 + PK), T5 (L2 + PK) e T6 (L2 + PK + Cr_{min}), respectivamente (Figura 24).

Konrad & Castilhos (2001) determinaram taxas de degradação do lodo de curtume variáveis entre 8 e 16%, em 240 dias de incubação. Barajas-Aceves & Dendooven (2001), ao estudarem a degradação do carbono em diferentes solos com a adição de 12 t ha⁻¹ de lodo de curtume, obtiveram um valor médio de 31% em 70 dias.

Martines et al. (2006) determinaram taxas de degradação de lodos de curtume variando de 58 a 100 %, atribuindo este fato à baixa relação C/N e à composição da fração orgânica dos lodos. Estes valores são comparativamente mais elevados do que os citados na literatura (Castilhos, 1998; Konrad & Castilhos, 2001; Kray, 2001). Condições experimentais específicas ou características metodológicas podem ter levado à obtenção destes resultados, que não são esperados, tendo em vista a natural recalcitrância destes materiais.

A redução da taxa de degradação, com o aumento da dose de lodo de curtume, está relacionada à maior quantidade de C orgânico adicionado, ultrapassando a capacidade de degradação dos microrganismos do solo (Wong et al., 1998); o mesmo fato tem sido observado em outros trabalhos com a adição de lodos de esgoto (Mattiazzo et al., 1998; Pires et al., 2002).

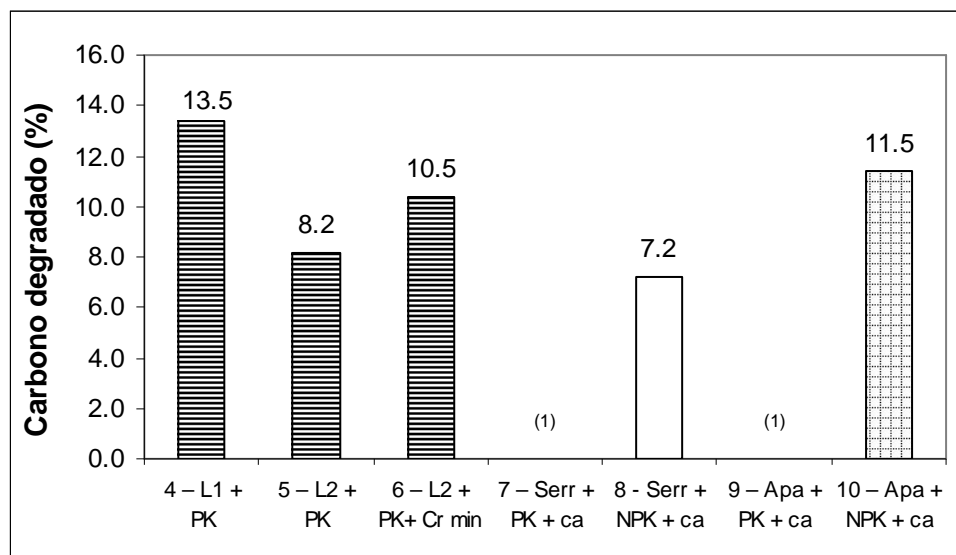


FIGURA 24 - Carbono degradado dos resíduos durante 157 dias em relação ao tratamento com adição de PK + ca (T₂). ⁽¹⁾ A liberação de C-CO₂ foi menor que a sua testemunha, não havendo degradação do resíduo.

Nos tratamentos com adições de serragem cromada e aparas de couro, suplementadas com nitrogênio, foi determinada uma taxa de degradação do carbono orgânico de 7,2 % e 11,5 % nos tratamento T8 (Serr + NPK + ca) e T10 (Apa + NPK + ca), respectivamente (Figura 24).

A suplementação de nitrogênio mineral nestes resíduos proporciona o início da degradação microbiana. Isto pode ser atribuído ao processo de curtimento, onde o material orgânico reage com o cromo, adquirindo características de maior resistência à degradação.

Castilhos (1998), estudando a degradação de resíduos de rebaixadeira, com a suplementação de NPK, determinou taxas de degradação de 0,9, 20,4 e 24,7 % nos solos das unidades de mapeamento Arroio dos Ratos, Camaquã e Estação; para as taxas de degradação de aparas de couros determinou valores de 39,8, 21,9 e 13,2 % nos mesmos solos. Kray (2001), utilizando serragem cromada com relação C:N de 2,7, determinou uma decomposição de somente 0,83% do carbono adicionado, num período de 88 dias, atribuindo a dificuldade de decomposição deste resíduo ao processo de curtimento do couro que torna este material pouco suscetível ao ataque microbiano.

5.3.3 Comparação entre a mineralização determinada pela volatilização de C-CO₂ e pela liberação de nitrogênio para a cultura do milho

A degradação dos resíduos determinada pela liberação de carbono e pela liberação de nitrogênio é mostrada na Tabela 31. Os tratamentos com adição de lodo de curtume apresentaram uma degradação dos resíduos determinada pela liberação de carbono de 10,7%, enquanto a degradação determinada pela liberação de nitrogênio foi de 5,1 %, no tratamento com aplicação de lodo de curtume, para atingir pH 6,0 (T4 = L1 + PK); estes valores diminuiram nos tratamentos com maior adição de lodo (T5 = L2 + PK e T6 = L2 + PK+ Cr_{min}).

TABELA 31- Estimativas de mineralização dos resíduos obtidas pela liberação de nitrogênio, para o milho e de carbono liberado em frascos respirometricos

Tratamentos	Nitrogênio liberado		Carbono volatilizado	
	--mg vaso ⁻¹ --	--- % ---	--- mg kg ⁻¹ ---	----% ----
1 = T	92,5		474	
2 = PK + ca	384,6		664	
3 = NPK + ca	1138,7		694	
4 = L1 + PK	451,3	5,1	792	13.5
5 = L2 + PK	430,3	2,1	814	8.2
6 = L2 + PK+ Cr _{min}	423,6	1,8	855	10.5
7 = Serr + PK + ca	356,4	-1,3 ⁽¹⁾	582	⁽²⁾
8 = Serr + NPK + ca	929,8	-9,7 ⁽¹⁾	703	7.2
9 = Apa + PK + ca	369,7	-0,7 ⁽¹⁾	575	⁽²⁾
10 = Apa + NPK + ca	990,0	-6,9 ⁽¹⁾	747	11.5
	17	-	8	-

⁽¹⁾ Sinal negativo indica a ocorrência de imobilização no solo. ⁽²⁾ Não foi observada degradação do carbono presente nos resíduos.

A estimativa da disponibilidade de nitrogênio determinada pela liberação de C-CO₂ pode superestimar a liberação de N. Devem-se considerar as diferentes condições em que os testes são geralmente conduzidos, em relação à temperatura, umidade, suprimento de nutrientes, etc.

Foram obtidos valores menores que a testemunha para a liberação de C-CO₂ nos tratamentos com adição de serragem cromada e de aparas de couro sem a adição de N mineral (T7 = Serr + PK + ca e T9 = Apa + PK + ca). Com adição de N mineral, entretanto, a volatilização aumentou indicando que o suprimento de N foi limitante para a decomposição desses resíduos.

As percentagens de N liberado, entretanto, foram menores nos tratamentos com adição de N (T8 = Serr + NPK + ca e T10 = Apa + NPK + ca) em comparação com as determinadas sem adição de N (T7 = Serr + PK + ca e T9 = Apa + PK + ca), devido provavelmente às perdas de N mineral.

A adição de Cr_{min} não afetou a volatilização de C-CO₂, conforme foi também observado por Castilhos (1998).

5.4 Estudo 6 - Taxa de liberação de ácido do resíduo carbonífero

5.4.1 Efeito no pH

Os valores de pH do solo determinado durante o período de incubação são apresentados no Apêndice 46. Pode-se observar que a incubação de resíduo carbonífero com diâmetro (\emptyset) de partículas <0,85 mm apresentou pequeno decréscimo no pH do solo, ao final do período de incubação. Foi determinado o pH 6,4 no tratamento T4 (5 t ha⁻¹ de calcário). Nos tratamentos com a aplicação de 10 e 30 t ha⁻¹ de rejeito carbonífero, o pH no final do período de incubação foi de 6,1 e 5,7, respectivamente (Figura 25). Isto mostra que a adição de 5 t ha⁻¹ de calcário neutralizou grande parte da acidez gerada pela oxidação da pirita.

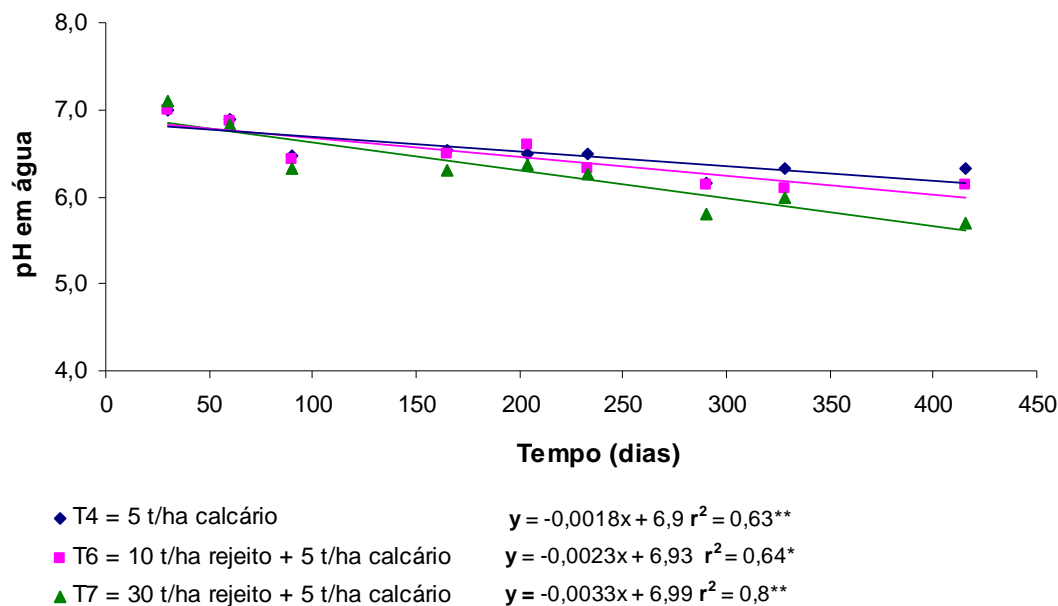


FIGURA 25 - Valores de pH nos tratamentos com aplicação de resíduo carbonífero com granulometria <0,85 mm de diâmetro de partículas (médias de 3 repetições). ** Significativo a 1 % de probabilidade.

A incubação do resíduo de carvão no solo mostrou um decréscimo linear nos valores de pH, em relação ao tempo. A incubação do solo sem o resíduo carbonífero também apresentou decréscimo no pH.

A diminuição dos valores de pH, sem aplicação dos resíduos, pode ser devida à mineralização da matéria orgânica e ao acúmulo de nitrato nas unidades experimentais.

Foram determinados os coeficientes angulares de 0,0023 e 0,0033 unidades de pH por dia, para as adições de 10 e 30 t ha⁻¹ de resíduo com Ø < 0,85 mm, respectivamente (Figura 25).

O solo sem corretivo apresentou um coeficiente angular de 0,0018 unidades de pH por dia. Eliminando o efeito da acidificação do solo, obtém-se uma taxa diária de 0,0005 e 0,0015 nas unidades de pH, pela aplicação de 10 e 30 t ha⁻¹ de resíduo carbonífero, respectivamente. Calculando-se por t ha⁻¹ de resíduo aplicada, obtém-se uma taxa de 0,00005 unidades de pH por tonelada de resíduo por dia.

Como não foi determinada diferença significativa entre o tratamento T4 (5 t ha⁻¹ de calcário) e o tratamento T7 (30 t ha⁻¹ + 5 t ha⁻¹ de calcário), observa-se que a aplicação deste rejeito provocou a neutralização de 2,0 t ha⁻¹ de calcário (Figura 26). Considerando-se que 1 mol de CaCO₃ neutraliza 2 moles de H⁺, houve a geração de 40.000 moles H⁺, ou 1.333 moles de H⁺ por tonelada aplicada.

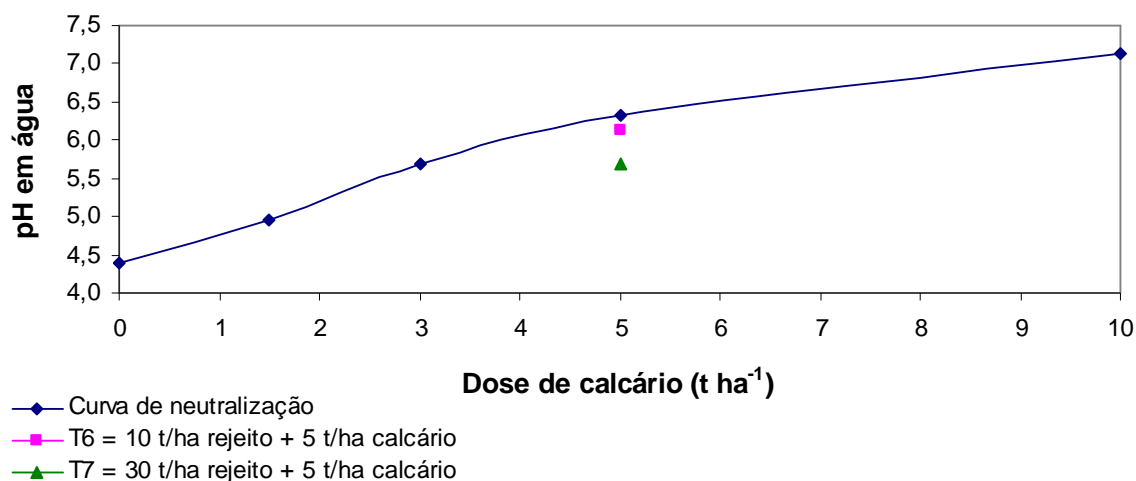


FIGURA 26- Curva de neutralização do solo e pH determinado aos 416 dias de incubação do resíduo carbonífero com granulometria < 0,85 mm de Ø de partículas.

Cálculos semelhantes foram efetuados para os tratamentos T8 a T12 (Figuras 27 a 30). Os resultados são apresentados na Tabela 32.

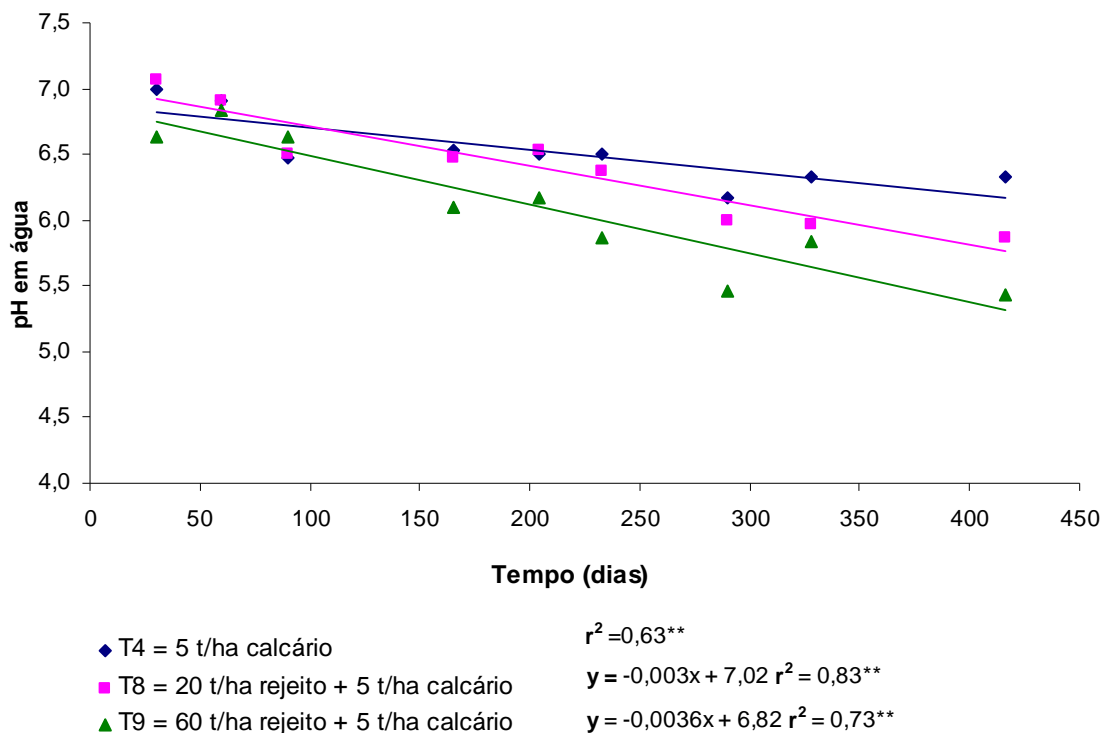


FIGURA 27 - Variação do pH nos tratamentos com a aplicação de resíduo carbonífero com granulometria entre 0,85 e 2,0 mm de diâmetro de partícula (médias de 3 repetições). ** Significativo a 1 % de probabilidade.

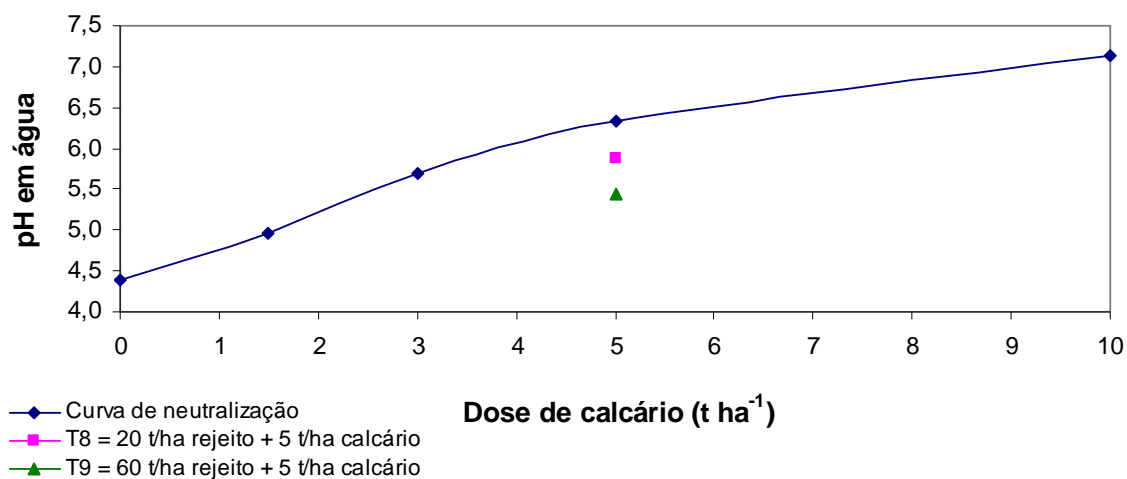


FIGURA 28- Curva de neutralização do solo e pH determinado aos 416 dias de incubação do resíduo carbonífero com granulometria entre 0,85 e 2,0 mm de Ø de partículas.

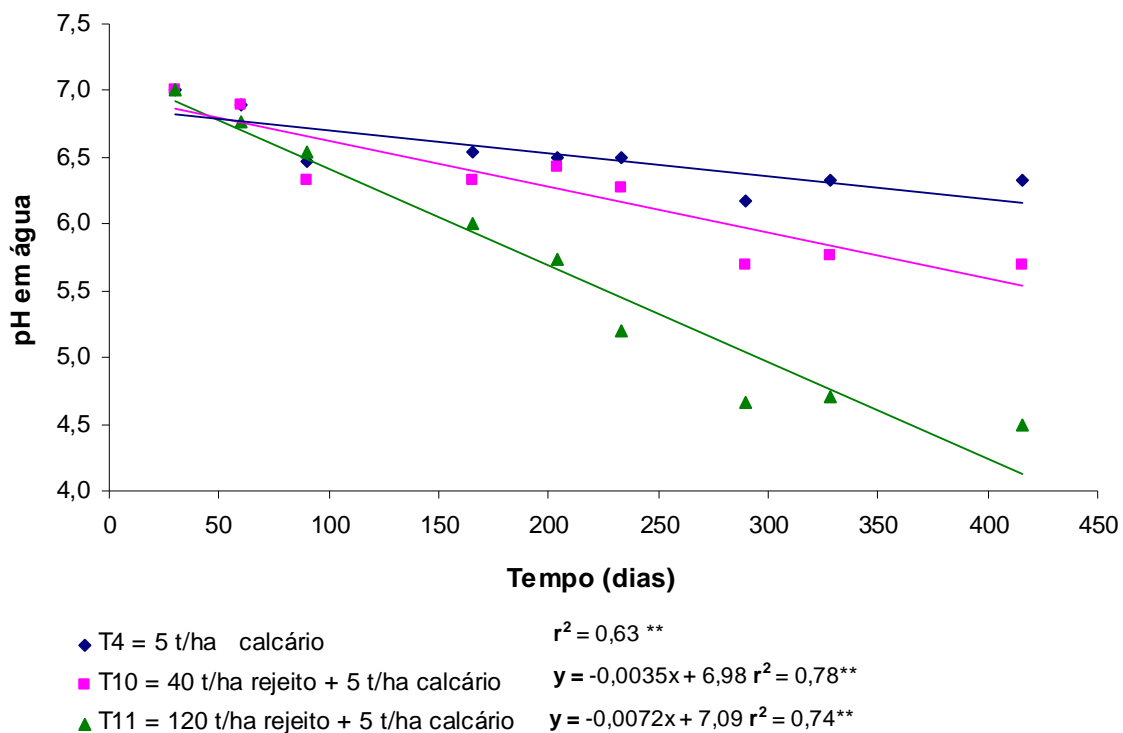


FIGURA 29 - Variação do pH nos tratamentos com a aplicação de resíduo carbonífero com granulometria entre 2,0 e 4,0 mm de diâmetro de partículas (médias de 3 repetições). ** Significativo a 1 % de probabilidade.

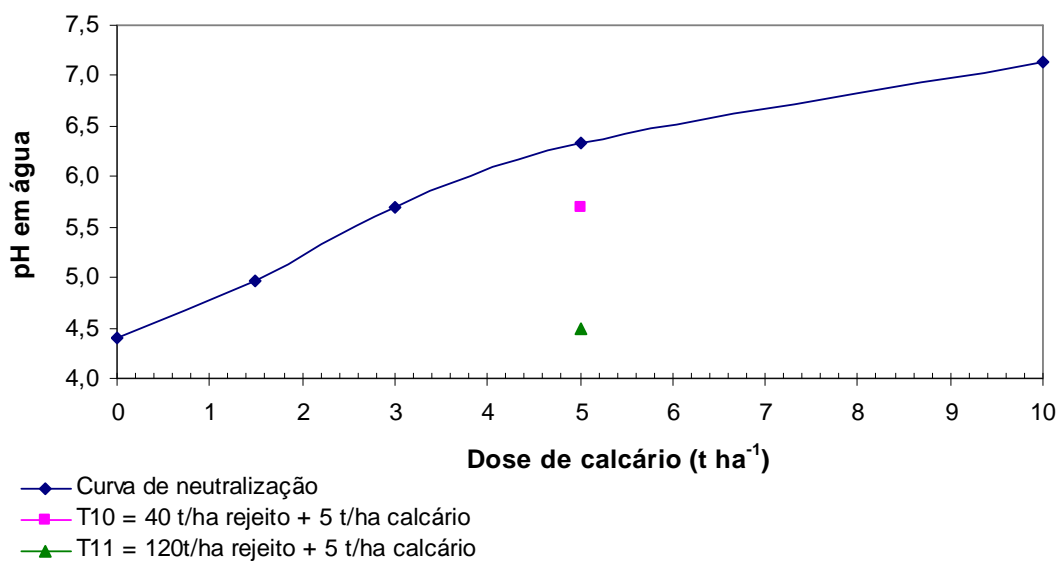


FIGURA 30 - Curva de neutralização do solo e pH determinado aos 416 dias de incubação do resíduo carbonífero com granulometria entre 2,0 e 4,0 mm de \varnothing de partículas.

A incorporação dos rejeitos com \emptyset entre 4,0 e 10,0 mm provocou decréscimo no pH, sendo observadas diferenças significativas após 90 dias de incubação (Figura 31).

A aplicação de 120 t ha^{-1} de rejeito provocou um decréscimo no pH do solo de 6,3 para 4,9 e a incorporação de 360 t ha^{-1} provocou um decréscimo de pH para 3,1 ao final do período de incubação.

Os coeficientes angulares foram de 0,0053 e 0,01 unidades de pH por dia para 120 e 360 t ha^{-1} de rejeito com \emptyset entre 4,0 e 10,0 mm (Figura 31), respectivamente.

A taxa diária de acidificação foi de 0,00003 e 0,000025 unidades de pH dia^{-1} , por tonelada de rejeito aplicada, nas doses de 120 e 360 t ha^{-1} de rejeito, respectivamente.

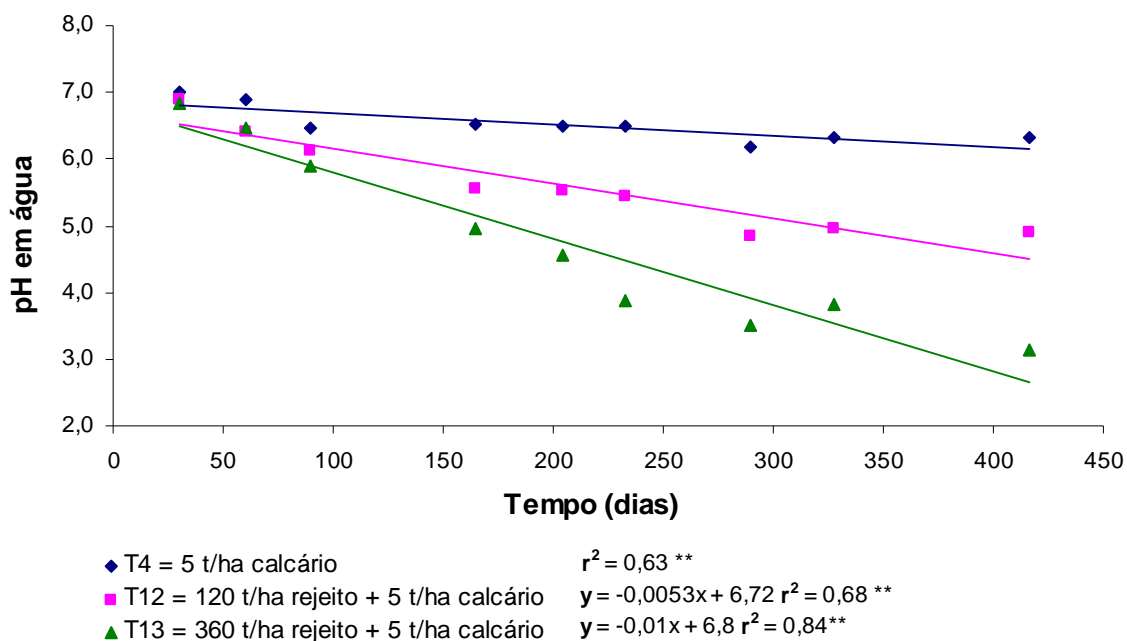


FIGURA 31 - Variação do pH nos tratamentos com a aplicação de resíduo carbonífero com granulometria entre 4,0 e 10,0 mm de diâmetro de partículas (médias de 3 repetições). ** Significativo a 1 % de probabilidade.

Observa-se que a reação inicial do descarte deste resíduo no solo é neutra. Isto ocorre devido à presença de materiais alcalinos, onde o ácido

produzido pode ser neutralizado por carbonatos, bases trocáveis e silicatos presentes no solo e nos materiais estéreis (Daniels, 1996). Porém, o poder de acidificação dos compostos sulfurados é maior, ocorrendo uma produção líquida de ácido após esta fase inicial.

A aplicação de 120 t ha^{-1} de resíduo carbonífero, com tamanho de partículas maior que $4,0 \text{ mm}$, neutralizou 3.500 kg de calcário. Deste modo a aplicação do rejeito gerou 70.000 g de H^+ , ou seja, 70.000 mols . A aplicação de 360 t ha^{-1} deste resíduo neutralizou todo o corretivo adicionado, ou seja, gerou mais de 100.000 mols de H^+ . Observa-se que a aplicação de 120 t ha^{-1} gerou aproximadamente 583 mols de H^+ por tonelada aplicada, enquanto a aplicação de 360 t ha^{-1} gerou, no mínimo, 280 mols por tonelada aplicada (Figura 32).

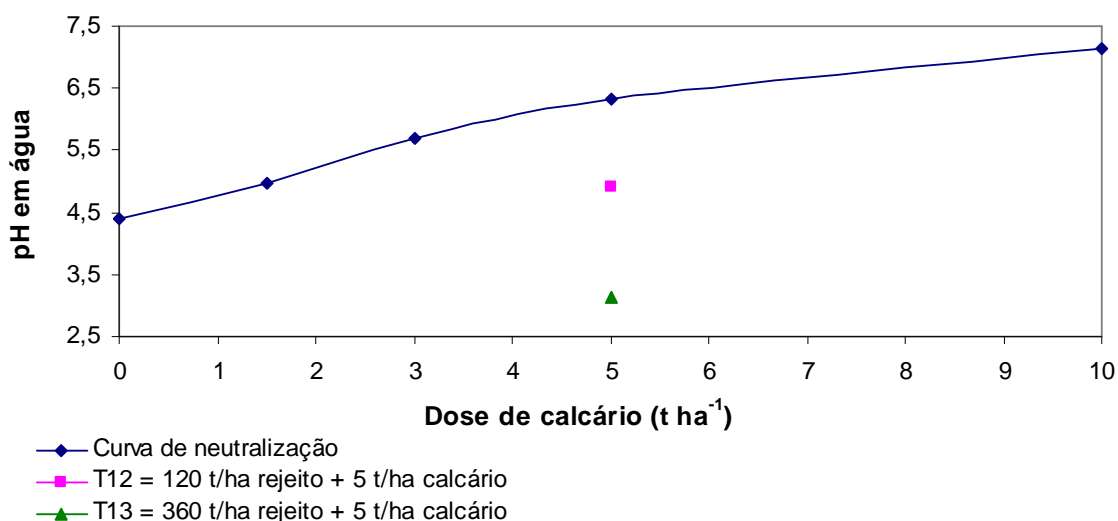


FIGURA 32 - Curva de neutralização do solo e pH determinado aos 416 dias de incubação do resíduo carbonífero com granulometria entre $4,0$ e $10,0 \text{ mm}$ de \varnothing de partículas.

Foi determinada, em média, uma necessidade anual de 66 ; 61 ; 45 e 29 kg de CaCO_3 para a neutralização de uma tonelada de rejeito carbonífero com diâmetro de partículas $< 0,85 \text{ mm}$; $0,85$ a $2,0 \text{ mm}$; $2,0$ a $4,0 \text{ mm}$ e $4,0$ e $10,0 \text{ mm}$, respectivamente.

Conforme Abrahão (2002), é necessário aproximadamente $1,67 \text{ g}$ de CaCO_3 para neutralizar cada $1,0 \text{ g}$ de pirita presente em rejeitos carboníferos, ou

17 kg de calcário (com PRNT 100%) para cada tonelada de material contendo 1% de pirita.

Observa-se que as aplicações de rejeitos com maiores diâmetros de partículas apresentam taxas de acidificação menores que aos de granulometrias menores. A correção produzida pelo uso de CaCO_3 baseia-se no efeito neutralizante dos carbonatos, tamponando o pH na faixa alcalina; entretanto a cinética de oxidação da pirita também pode ser afetada. Além de produzir alcalinidade, o carbonato de cálcio parece afetar a estabilidade da pirita.

Caruccio & Geidel (1996) relatam que os materiais calcários podem inibir a oxidação da pirita. Evangelou (1995) demonstrou que, sob determinadas condições, pode haver a precipitação de hidróxidos férricos sobre a superfície dos cristais de pirita. Supõe-se que esse fenômeno de “encapsulação” dos cristais seja responsável pela estabilização do sulfeto, diminuindo, de maneira considerável, a taxa de oxidação da pirita. Diversos estudos indicam que a oxidação da pirita é controlada pelas reações superficiais (Singer & Stumm, 1970; Hoffmann et al., 1981; Moses et al., 1987; Moses & Herman, 1991).

Com isto, as partículas com maiores granulometrias apresentam menores áreas superficiais; com isto, o recobrimento pela precipitação de hidróxidos férricos seria maior, diminuindo a taxa de oxidação da pirita.

Em condições naturais, a oxidação da pirita seguida da hidrólise do Fe (III) pode gerar até 4 moles de H^+ para cada mol de pirita consumido nas reações de oxidação (Rogowski et al., 1977; Abrahão, 2002). Com isto, tem-se a oxidação de 10.000; 7.750; 13.750; 10.000; 23.750 e 17.500 moles ha^{-1} de pirita nos tratamentos T7 (30 t ha^{-1} de rejeito com $\varnothing < 0,85$ mm); T8 (20 t ha^{-1} de rejeito com \varnothing entre 0,85 a 2,0 mm); T9 (60 t ha^{-1} de rejeito com \varnothing entre 0,85 a 2,0 mm); T10 (40 t ha^{-1} de rejeito com \varnothing entre 2,0 e 4,0 mm); T11 (120 t ha^{-1} de rejeito com \varnothing entre 2,0 e 4,0 mm) e T12 (120 t ha^{-1} de rejeito com \varnothing entre 4,0 e 10,0 mm), respectivamente.

TABELA 32 - Coeficientes angulares das retas de acidificação do solo, acidez gerada e necessidade de CaCO_3 para sua neutralização

Tratamentos	Coef. ang. reta ⁽¹⁾	Coef. ang. reta difer. ⁽²⁾	Coef. ang. reta t ⁻¹	Moles H ⁺ gerados		CaCO ₃ neutr.	Necess. CaCO ₃ t ⁻¹ de resíduo ano ⁻¹
				Total	t ⁻¹		
	-----	$\Delta \text{pH dia}^{-1} (\div 1000)$	-----	----(x 1000) ----		--- t ---	--- kg ---
T4 = Ca3	-1,8	-	-	-	-	-	-
T6 = 10 t ha ⁻¹ G1 + Ca3	-2,3	-0,5	-0,050	13,3	1,33	0,66	66
T7 = 30 t ha ⁻¹ G1 + Ca3	-3,3	-1,5	-0,050	40	1,33	2,00	
T8 = 20 t ha ⁻¹ G2 + Ca3	-3,0	-1,2	-0,060	31	1,55	1,55	61
T9 = 60 t ha ⁻¹ G2 + Ca3	-3,6	-1,8	-0,030	55	0,92	2,75	
T10 = 40 t ha ⁻¹ G3 + Ca3	-3,5	-1,7	-0,042	40	1,00	2,00	45
T11 = 120 t ha ⁻¹ G3 + Ca3	-7,2	-5,4	-0,045	95	0,79	4,75	
T12 = 120 t ha ⁻¹ G4 + Ca3	-5,3	-3,5	-0,029	70	0,58	3,5	29
T13 = 360 t ha ⁻¹ G4 + Ca3	-10,0	-8,2	- 0,023	> 100	> 0,28	-	

⁽¹⁾ Obtido nas equações das retas, expresso pela redução das unidades do pH do solo por dia.

⁽²⁾ Obtido subtraindo-se o coeficiente angular da reta do tratamento T4.

5.4.2 Sulfato

Os teores de sulfato nos tratamentos são apresentados na Tabela 33. A aplicação de 120 e 360 t ha⁻¹ de rejeito com Ø entre 4,0 e 10 mm (T12 e T13, respectivamente) provocou aumentos significativos dos teores de sulfato do solo, no início do período de incubação (30 dias), mantendo-se até o final do experimento.

As doses de 40 e 120 t ha⁻¹ de rejeito com Ø entre 2,0 e 4,0 mm (T10 e T11, respectivamente) proporcionaram aumentos significativos nos teores de sulfato do solo aos 290 dias de incubação. A aplicação de 60 t ha⁻¹ de rejeito com Ø entre 0,85 e 2,0 mm (T9) apresentou diferenças significativas do padrão (T4) aos 204 dias de incubação. A dose de 20 t ha⁻¹ de rejeito com diâmetro de partícula entre 0,85 e 2,0 mm (T8) proporcionou aumento nos teores de sulfato do solo aos 290 dias.

A aplicação de 30 t ha⁻¹ de rejeito com Ø < 0,85 mm apresentou aumentos significativos nos teores de sulfato no final do período de incubação, sendo que a aplicação de 10 t ha⁻¹ desta granulometria não mostrou efeito significativo sobre os teores de S-SO₄ do solo.

Soares et al. (2006) observaram que a maior parte da oxidação dos sulfetos presentes no estéril de carvão ocorreu nos primeiros 56 dias, o que requer atenção especial às medidas de controle da drenagem ácida durante os primeiros meses de exposição do estéril.

TABELA 33 - Teores de S-SO₄ extraído do solo durante o período de incubação (médias de 3 repetições)

Tratamento	Diâmetro partículas	Tempo (dias)					
		30	60	90	204	290	416
	-----mm-----	-----mg kg ⁻¹ -----					
T4 = Ca3		20,5 b	15,3 b	1,9 c	35,5 c	26,8 f	21,2 d
T6 = 10 t ha ⁻¹ G1 + Ca3	< 0,85	29,7 b	14,5 b	10,3 abc	57,9 c	51,9 e	56,8 d
T7 = 30 t ha ⁻¹ G1 + Ca3	< 0,85	34,9 b	18,0 b	14,7 abc	68,6 bc	87,0 cd	103,1 c
T8 = 20 t ha ⁻¹ G2 + Ca3	0,85 a 2,0	27,3 b	29,0 b	6,4 bc	50,0 c	55,0 e	42,6 d
T9 = 60 t ha ⁻¹ G2 + Ca3	0,85 a 2,0	37,9 b	40,4 b	19,9 abc	110,3 ab	131,8 a	150,0 b
T10 = 40 t ha ⁻¹ G3 + Ca3	2,0 a 4,0	28,2 b	41,2 b	6,7 bc	71,6 bc	83,4 d	147,1 b
T11 = 120 t ha ⁻¹ G3 + Ca3	2,0 a 4,0	37,9 b	37,3 b	34,6 abc	73,0 bc	113,5 ab	154,4 b
T12 = 120 t ha ⁻¹ G4 + Ca3	4,0 a 10,0	69,6 a	83,9 a	35,6 ab	117,2 ab	127,8 ab	201,2 a
T13 = 360 t ha ⁻¹ G4 + Ca3	4,0 a 10,0	65,7 a	68,9 a	48,8 a	131,8 a	106,5 bc	215,2 a

Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

O enxofre da pirita é oxidado de S^{2-} para SO_4^{2-} , sendo liberados 7 elétrons por átomo de enxofre oxidado; o ferro (II) permanece reduzido. Durante o processo de oxidação, podem formar-se compostos intermediários de enxofre (Nicholson, 1994). Conforme Moses et al. (1987), as reações envolvidas promovem a formação de uma série de sulfatos de ferro solúveis e ácido sulfúrico. Por este motivo, observou-se, além da acidificação do solo, aumento nos teores de sulfato do solo de 21 mg kg^{-1} para valores de 42 a 215 mg kg^{-1} , dependendo da granulometria e dose aplicada. Soares et al. (2006) observaram que a concentração de S- SO_4 variou de 3,8 a $26,2 \text{ g L}^{-1}$ nas águas de lixiviação de áreas com descarte de rejeito carbonífero, sendo que em áreas sem rejeito os valores de S- SO_4 variaram entre 0,01 a $0,06 \text{ g L}^{-1}$.

A acidificação do solo provocada pela oxidação da pirita reduz o pH, ocorrendo a formação de sulfatos de ferro solúveis. Portanto, observou-se uma correlação negativa entre a geração de acidez e o aumento de sulfato no solo. Esta correlação é mostrada na Figura 33.

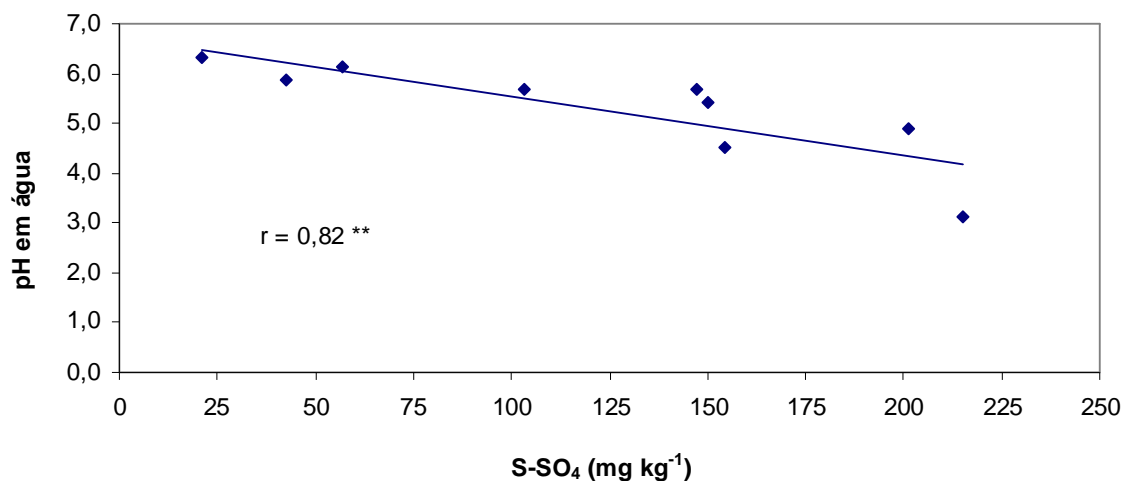


FIGURA 33 - Correlação entre os valores de pH e a concentração de sulfato no solo.

No final do período de incubação, os teores de sulfato aumentaram 10 vezes nos tratamentos com aplicação de 120 e 360 t ha^{-1} de rejeito com \emptyset entre 4,0 e 10,0 mm (T12 e T13).

Embora os teores de sulfato nos tratamentos tenham aumentado, não foi verificada a relação estequiométrica da oxidação da pirita; para cada mol de pirita oxidada seria gerado 2 moles de sulfato.

Foi estimada através da acidificação do solo a oxidação de 10.000; 7.750; 13.750; 10.000; 23.750 e 17.500 moles ha^{-1} de pirita nos tratamentos T7 (30 t ha^{-1} de rejeito $\varnothing < 0,85$ mm); T8 (20 t ha^{-1} de rejeito com \varnothing entre 0,85 e 2,0 mm); T9 (60 t ha^{-1} de rejeito com \varnothing entre 0,85 e 2,0 mm); T10 (40 t ha^{-1} de rejeito com \varnothing entre 2,0 e 4,0 mm); T11 (120 t ha^{-1} de rejeito com \varnothing entre 2,0 e 4,0 mm) e T12 (120 t ha^{-1} de rejeito com \varnothing entre 4,0 a 10,0 mm), respectivamente.

Com isto, ter-se-ia a geração de 20.000; 15.500; 27.500; 20.000; 47.500 e 35.000 moles ha^{-1} de sulfato nos tratamentos T7 (30 t ha^{-1} de rejeito $\varnothing < 0,85$ mm); T8 (20 t ha^{-1} de rejeito $\varnothing = 0,85$ a 2,0 mm); T9 (60 t ha^{-1} de rejeito $\varnothing = 0,85$ a 2,0 mm); T10 (40 t ha^{-1} de rejeito $\varnothing = 2,0$ a 4,0 mm); T11 (120 t ha^{-1} de rejeito $\varnothing = 2,0$ a 4,0 mm) e T12 (120 t ha^{-1} de rejeito $\varnothing = 4$ a 10 mm), respectivamente.

Entretanto, foram determinados 8.541; 2.292; 13.437; 13.125; 13.854; e 18.750 moles ha^{-1} nos tratamentos T7 (30 t ha^{-1} de rejeito $\varnothing < 0,85$ mm); T8 (20 t ha^{-1} de rejeito com \varnothing entre 0,85 e 2,0 mm); T9 (60 t ha^{-1} de rejeito com \varnothing entre 0,85 e 2,0 mm); T10 (40 t ha^{-1} de rejeito com \varnothing entre 2,0 e 4,0 mm); T11 (120 t ha^{-1} de rejeito com \varnothing entre 2,0 e 4,0 mm) e T12 (120 t ha^{-1} de rejeito com \varnothing entre 4,0 a 10,0 mm), respectivamente. Assim observa-se uma geração de 42,7; 14,8; 48,8; 65,0; 29,0 e 53 % das quantidades molares de sulfato que deveriam ser geradas, respectivamente.

O enxofre liberado na oxidação da pirita pode formar sulfatos de Fe (melanterita, rozenita, smolnokita e copiapita) e sulfatos de Fe e K como a jarosita ($\text{K}_2\text{Fe}_6(\text{OH})_{12}(\text{SO}_4)_4$) (Nordstrom, 1982; Pinto, 1997).

Conforme Pinto (1997), em áreas de solos reconstruídos, a fase sólida pode ser influenciada pela formação de schwertmannita [$\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_6\text{SO}_4$] e jarosita. Os locais com pH entre 1,5 e 2,5 são influenciados pela formação de jarosita; os com pH entre 2,5 e 5,5 pela schwertmannita (Bigham et al., 1996).

Conforme Galatto et al. (2007), em locais de drenagem ácida de mina pode ocorrer a formação de jarosita e de compostos hidratados como a melanterita ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$).

A jarosita e a schwertmannita são metaestáveis nas condições do experimento, com isto não seriam extraídas pela solução com sal neutro, e isto acarretaria uma diminuição nas quantidades de sulfato extraídas.

5.4.3 Ferro

A incorporação de rejeito carbonífero ao solo proporcionou mudanças nos teores de ferro solúvel em oxalato de amônio (Tabela 34). Os teores de ferro no final do período de incubação são maiores nos tratamentos com aplicação de altas doses de rejeitos. Não foram observadas diferenças significativas nos teores de ferro entre as granulometria do rejeito.

Os maiores teores de ferro solúvel foram determinados com a aplicação de 360 t ha^{-1} de rejeito carbonífero com \emptyset entre 4,0 e 10,0 mm (T13). Os teores de ferro extraídos dos tratamentos com aplicação de 120 t ha^{-1} de rejeito com \emptyset entre 4,0 e 10,0 mm (T12) e 40 e 120 t ha^{-1} rejeito com \emptyset entre 2,0 e 4,0 mm (T10 e T11) foram estatisticamente iguais ao tratamento T13.

Ao final do período de incubação, os teores de ferro no solo variaram de 1,19 a $1,99 \text{ g kg}^{-1}$, nos tratamentos com a aplicação de rejeito carbonífero. No tratamento sem aplicação de rejeito o teor foi de $1,3 \text{ g kg}^{-1}$.

Soares et al., (2006) observaram que a concentração de Fe na água de lixiviação de áreas com rejeitos de carvão variou de 8,3 a $67,8 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto os teores de Fe em áreas sem rejeito variaram entre 0,002 a $0,93 \text{ mg L}^{-1}$.

Conforme Abrahão (2002), mais do que a oxidação do sulfeto, é a hidrólise do Fe que gera a acidez, de modo que a presença de Fe (II) é que, em última análise, determina o maior ou menor potencial de acidificação de um determinado substrato.

TABELA 34 - Teor de ferro do solo extraído com oxalato de amônio durante o período de incubação (médias de 3 repetições)

Tratamentos	Diâmetro de partículas	Tempo (dias)				
		30	60	204	328	416
	-----mm-----	-----g kg ⁻¹ -----				
T4 = Ca3	-	1,56 a	1,43 a	1,26 b	1,42 cd	1,31 bc
T6 = 10 t ha ⁻¹ G1 + Ca3	< 0,85	1,53 a	1,48 a	1,46 ab	1,51 bcd	1,30 bc
T7 = 30 t ha ⁻¹ G1 + Ca3	< 0,85	1,33 a	1,38 a	1,43 ab	1,23 d	1,19 c
T8 = 20 t ha ⁻¹ G2 + Ca3	0,85 a 2,0	1,47 a	1,59 a	1,39 ab	1,49 bcd	1,32 bc
T9 = 60 t ha ⁻¹ G2 + Ca3	0,85 a 2,0	1,52 a	1,54 a	1,55 ab	1,35 cd	1,31 bc
T10 = 40 t ha ⁻¹ G3 + Ca3	2,0 a 4,0	1,47 a	1,54 a	1,28 ab	1,59 bc	1,60 ab
T11 = 120 t ha ⁻¹ G3 + Ca3	2,0 a 4,0	1,42 a	1,39 a	1,30 ab	1,84 ab	1,66 ab
T12 = 120 t ha ⁻¹ G4 + Ca3	4,0 a 10,0	1,54 a	1,38 a	1,34 ab	1,65 bc	1,60 ab
T13 = 360 t ha ⁻¹ G4 + Ca3	4,0 a 10,0	1,54 a	1,48 a	1,62 a	2,11 a	1,99 a

Médias com letras iguais na mesma coluna não apresentam diferença pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A acidificação do solo provocada pela oxidação da pirita reduz o pH, ocorrendo à formação de sulfatos de ferro solúveis. Portanto, observou-se uma correlação entre a geração de acidez e o aumento de ferro extraído com oxalato de amônio no solo. Esta correlação é mostrada na Figura 34.

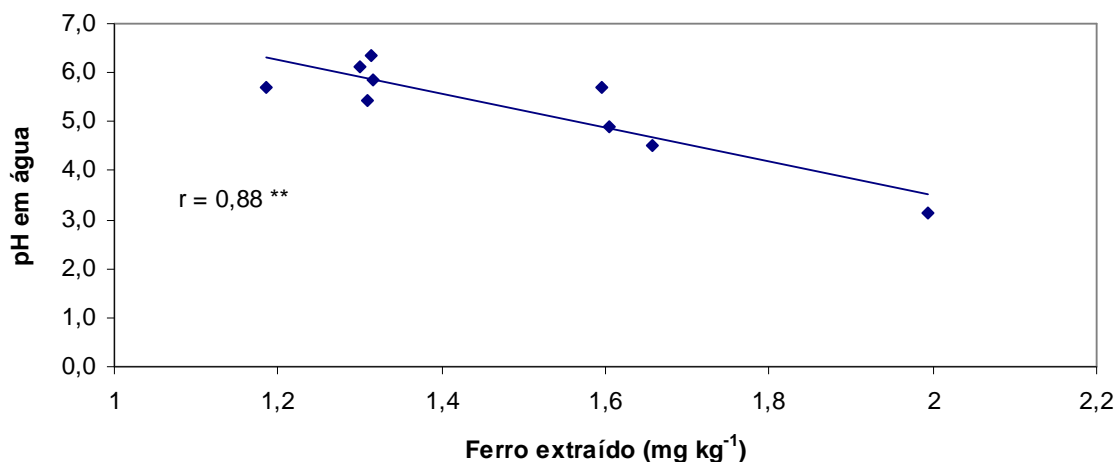


FIGURA 34 - Correlação entre o valor de pH do solo e a concentração de ferro extraído com oxalato de amônio.

A reação de hidrólise do Fe^{3+} geralmente ocorre prontamente nos estágios iniciais de oxidação da pirita, limitando a atividade de Fe^{3+} livre na solução. No entanto, à medida que há aumento de acidez no meio e o pH atinge valores menores que 3,5 a reação de hidrólise é limitada, aumentando de maneira significativa a concentração de Fe (III) na solução. Nessas condições o Fe^{3+} , passa a atuar como receptor de elétrons na superfície dos cristais de pirita, tornando-se o principal mecanismo de oxidação de sulfetos e produção de ácido,

Assim, quando o pH do meio é suficientemente ácido, o Fe (III) passa a ser o principal oxidante da pirita, sendo reduzido a Fe (II), e o O_2 passa a ter um papel indireto na reoxidação do Fe^{2+} , regenerando Fe^{3+} .

Em condições de acidez correspondentes a valores de pH menores que 3,0 a oxidação da pirita pelo Fe^{3+} é cerca de dez a cem vezes mais rápida que pelo O_2 (Ritchie, 1994). Então o processo torna-se auto-propagante, constituindo um ciclo contínuo capaz de gerar grandes quantidades de íons H^+ .

6. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos no experimento de campo permitem concluir que:

- 1) Não foram observados efeitos nocivos sobre a vegetação espontânea que se estabeleceu nas áreas de descarte de resíduos;
- 2) Foi determinada redução do pH do solo da camada de 20 a 50 cm nos tratamentos com aplicação de resíduo carbonífero, evidenciando uma frente de acidificação;
- 3) Foram observados aumentos dos teores de cromo na camada de 0 a 20 cm de profundidade do solo extraídos com $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$ e com $\text{HF} + \text{HNO}_3$, nos tratamentos com adição de resíduos de curtume não tendo sido determinada translocação do metal para camadas inferiores;
- 4) A recuperação do cromo extraído por $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$ variou de 25 a 74% em relação à extração com $\text{HF} + \text{HNO}_3$.
- 5) A recuperação das quantidades de cromo adicionado pelos resíduos utilizando-se a extração com $\text{HF} + \text{HNO}_3$ em forno de microndas variou de 70 a 100%;
- 6) A aplicação de lodo de curtume provocou alterações na dinâmica dos óxidos de ferro, aumentado à relação Fe_o/Fe_d ;

- 7) As relações Fe_o/Cr_o e Fe_d/Cr_d diminuíram, mostrando uma substituição do ferro pelo cromo nos óxidos de baixa e alta cristalinidade;
- 8) Não foram observados efeitos nocivos de aplicações anteriores dos resíduos sobre a cultura da mamona;
- 9) Os teores de cromo e outros metais determinados na parte aérea das plantas de mamona não apresentaram níveis de contaminação nos tratamentos com aplicação dos resíduos de curtume e/ou carbonífero.

Os resultados obtidos nos experimentos em vasos ou de laboratório permitem concluir que:

- 1) Não foram observados efeitos nocivos dos resíduos de curtume e carbonífero sobre o rendimento das plantas de mamona, quando estudado o efeito residual e/ou de reaplicação dos mesmos;
- 2) Os teores de cromo e outros metais na parte aérea das plantas de mamona nos estudos de efeito residual e/ou de reaplicação dos resíduos não apresentaram níveis de contaminação;
- 3) A distribuição de cromo nas diferentes partes das plantas de mamona segue a ordem: raiz > folhas > bagas = caule > grãos;
- 4) Não foram determinados efeitos residuais nocivos de aplicações anteriores sobre a cultura da cenoura;
- 5) As maiores concentrações de cromo na cultura da cenoura foram determinadas na casca da raiz;
- 6) A mineralização dos resíduos de curtume, avaliada pela liberação de nitrogênio, variou de 1,8 a 5,1 % para os lodos de curtume, enquanto foi observada imobilização deste nutrientes nos

tratamentos com aplicação de serragem cromada e aparas de couro;

- 7) A mineralização média do lodo de curtume, avaliada pela liberação de C -CO₂ foi de 15,8% num período de 157 dias; nos tratamentos com adição de aparas de couro e de serragem cromada foi observada imobilização de nitrogênio, determinada por esta técnica;
- 8) O rejeito carbonífero apresenta potencial de acidificação do solo, determinadas necessidades anuais entre 66 a 29 kg de CaCO₃ para a neutralização de uma tonelada de rejeito carbonífero com diâmetro de partículas variando entre < 0,85 mm e de 4,0 a 10 mm, respectivamente.
- 9) A co-disposição de lodo de curtume e de rejeito carbonífero é uma alternativa viável, dependendo da alcalinidade do lodo e do potencial de produção de ácido do rejeito pela oxidação da pirita.

7. BIBLIOGRAFIA

- ABRAHÃO, W.A.P. **Aspectos químicos e mineralógicos relacionados à geração experimental de drenagem ácida em diferentes geomateriais sulfetados.** Viçosa : UFV, 2002. 140 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.
- ALCÂNTARA, M.A.K.; AQUINO-NETO, V.; CAMARGO, O.A.; CANTARELLA, H. Mineralização do nitrogênio em solos tratados com lodos de curtume. **Pesquisa Agropecuária. Brasileira**, Brasília, v.42, n.4, p.547-555, 2007.
- ALEXANDER, M. **Introduction to soil microbiology.** 2nd ed. New York: John Wiley, 1977.
- ALMEIDA, P.S.G. **Acidificação experimental em materiais estéreis de área de mineração de carvão.** 1999. 118 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.
- ANDRADE, C.A. **Fração orgânica de biossólidos e efeito no estoque de carbono e qualidade da matéria orgânica de um latossolo cultivado com eucalipto.** Piracicaba : ESALQ, 2004. 121f. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2004.
- AQUINO NETO, V. de. **Avaliação do aproveitamento agrícola de lodos de curtume.** Piracicaba : ESALQ, 1998. 111 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 1998.
- ATLAS, R.M.; BARTHA, R. **Microbial ecology fundamentals and applications.** 3rd. ed. Redwood City: Cummings, 1993. 563p.
- BARAJAS-ACEVES, M.; DENDOOVEN, L. Nitrogen, carbon and phosphorus mineralization in soils from semi-arid highlands of central Mexico amended with tannery sludge. **Bioresource Technology**, Oxford, v.77, p.121-130, 2001.

- BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C. Respostas de las plantas a La contaminación por metales pesados. **Suelo y Planta**, Madri, v.2, n.2, p.345-361, 1992.
- BARTLETT, R.J.; KIMBLE, J.M. Behavior of chromium in soils. I. Trivalent forms. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.5, n.4, p.379-383, 1976a.
- BARTLETT, R.J.; KIMBLE, J.M. Behavior of chromium in soils. II. Hexavalent forms. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.5, n.4, p.383-386, 1976b.
- BERGMANN, W. **Nutrition disorders of plants-development, visual and analytical diagnosis**. Stuttgart: Gustaf Fischer Verlag Jena, 1992. 741p.
- BERROW, M.L.; STEIN, W.M. Extraction of metals from soils and sewage sludges by refluxing with aqua regia. **Analyst**, Cambridge (Grã-Bretanha), v.108, p.277-285, 1983.
- BETTINELLI, M.; BEONE, G.M.; SPEZIA, S.; BAFFI, C. Determination of heavy metals in soils and sediments by microwave-assisted digestion and inductively coupled plasma optical emission spectrometry analysis. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v.424, n.2, p.289-296, 2000.
- BIGHAM, J.M.; SCWERTMANN, U.; TRAINA, S.J.; WINLAND, R.L.; WOLF, M. Schwertmannite and the chemical modeling of iron in acid sulfate waters. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, New York, v.60, n.12, p.2111 – 2121. 1996.
- BNDES. **Complexo coureiro-calçadista nacional: uma avaliação do programa de apoio do bndes**. Disponível em: <<http://www.bndes.gov.br/conhecimento/bnset/set904.pdf>> Acesso em : 23 março 2006a.
- BNDES. **Panorama do setor de couro no Brasil**. Disponível em: <<http://www.bndes.gov.br/conhecimento/bnset/set1603.pdf>> Acesso em : 23 março 2006b.
- BUGIN, A.; COSTA, J.F.C.L.; LAURENT, Jr. O. Controle na mineração de carvão na mina Butiá Leste. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CARVÃO, 2., 1989, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: CEGAR, 1989. p.708-725.
- CALDEIRA, D.S.A. **Cinética de degradação de compostos orgânicos no solo**. Piracicaba : ESALQ, 1997. 68f. Dissertação (Mestrado) – Escola superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.
- CAMPBELL, A.S.; SCHWERTMANN, U. Iron oxide mineralogy of placic horizons. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.35, n.2 p.569-582, 1984.

- CANALI, S.; TITTARELLI, F.; SEQUI, P. **Chromium environmental issues**. Milão: Franco Angeli, 1997. 295p.
- CARUCCIO, F.T.; GEIDEL, G. Acid mine drainage; the laboratory & field settings. In: ANNUAL NATIONAL MEETING OF THE AMERICAN SOCIETY FOR SURFACE MINING AND RECLAMATION, 13., Knoxville, 1996. **Workshop**. Knoxville, 1996. 58p.
- CARY, E.E.; ALLOWAY, W.H.; OLSON, O.E. Control of chromium concentrations in food plants. I. Absorption and translocation of chromium by plants. **Journal of Agriculture and Food Chemistry**, Easton, v.25, n.2, p.300-304, 1977a.
- CARY, E.E.; ALLOWAY, W.H.; OLSON, O.E. Control of chromium concentrations in food plants. II. Chemistry of chromium in soils and its availability to plants. **Journal of Agriculture and Food Chemistry**, Easton, v.25, n. 2, p.305-309, 1977b.
- CARY, E.E.; KUBOTA, J. Chromium concentration in plants: effects of soil chromium concentration and tissue contamination by soil. **Journal of Agriculture and Food Chemistry**, Easton, v. 38, n. 1, p. 108-114, 1990.
- CASTELHANOS, J.Z.; PRATT, P.F. Mineralization of manure nitrogen correlation with laboratory indexes. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.45, n. 2, p. 354-357, 1981.
- CASTILHOS, D.D. **Alterações químicas e biológicas devidas à adição de resíduos de curtume e de cromo hexavalente ao solo**. 1998. 160f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1998.
- CASTILHOS, D.D.; GUADAGNIN, C.A.; SILVA, M.D.; LEITZKE, V.W.; FERREIRA, L.H.; NUNES, M.C. Acúmulo de Cromo e seus Efeitos na Fixação Biológica de Nitrogênio e Absorção de Nutrientes em Soja. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v.7 n. 2, p. 121-124, 2001.
- CASTILHOS, D.D.; VIDOR, C.; CASTILHOS, R.M.V. Atividade microbiana em solo suprido com lodo de curtume e cromo hexavalente. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v.6, n.1, p.71-76, 2000.
- CEC - Council of the European Communities. Council directive on the protection of the environment and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. **Official Journal of the European communities**, Brussels, L181, v.29, p.6-12, 1986.

- CHAE, Y.M.; TABATABAI, M.A. Mineralization of nitrogen in soils amended with organic wastes. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.15, n.2, p.193-198, 1986.
- CHANG, A.C.; GRANATO, T.C.; PAGE, A.L. Methodology for establishing phytotoxicity criteria for chromium, copper, nickel and zinc in agricultural land application of municipal sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.21, n.4, p.521-536, 1992.
- CLAAS, I.C.; MAIA, R.A.M. **Manual básico de resíduos industriais de curtume**. Porto Alegre: SENAI/RS, 1994.
- CONAMA-Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>>. Acesso em: 5 dez. 2007.
- CORRÊA, M. L. P.; TÁVORA, F. J.A.F.; PITOMBEIRA, J.B. Comportamento de cultivares de mamona em sistemas de cultivo isolados e consorciados com caupi e sorgo granífero. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v.37, n.2, p.200-207, 2006
- CUNNINGHAM, J. D.; KEENEY, D.R.; RYAN, J.A. Yield and metal composition of corn and rye grown on sewage sludge-amended soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.4, n.4, p.448-454, 1975.
- CURTUMES gaúchos buscam soluções para os resíduos sólidos. **Revista Tecnicouro**, Novo Hamburgo, v. 13, n. 7, p. 22-26, 1991.
- DANIELS, W.L. Manipulating the chemical properties of mine soils and mining wastes. In: ALVARES, V.H.V.; FONTES, L.E.F.; FONTES, M.P.F. **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Viçosa: SBCS: UFV.DPS, 1996. p. 867-897.
- DODSON, M.S.; CINTRA, A.A.D.; SILVA, E.T. Biomassa microbiana em Latossolo roxo tratado com lodo de esgoto contaminado com doses crescentes de cromo e cultivado com sorgo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Rio de Janeiro, 1997. **Anais...** Rio de Janeiro, 1997. 1 CD ROM.
- DOMASZAK, S.C. **Efeito imediato e residual da aplicação de resíduos de curtume nas plantas em três solos**. 2000. 107f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2000.
- EMBRAPA ALGODÃO.CNPA. **Recomendações Técnicas para o cultivo da Mamoneira no Nordeste do Brasil**. Campina Grande, PB, 1997. 39p. (Circular Técnica, 25).

- EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa-SPI, 1999. 412p.
- ERNANI, P.R. **Utilização de materiais orgânicos e adubos minerais na fertilização de solo**. 1981. 82 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1981.
- EVANGELOU, V.P. **Pyrite oxidation and it's control**. New York , CRC Press, 1995. 293p.
- FANNING, D.S.; FANNING, M.C.B. **Soil morphology, genesis and classification**. New York: Jonh Wiley, 1989. 395p.
- FERREIRA, A.S. **Efeitos da adição de resíduos de curtume e carbonífero nas plantas e no solo**. 1998. 104 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1998.
- FERREIRA, A.S.; CAMARGO, F.A.O.; TEDESCO, M.J.; BISSANI, C.A. Alterações de atributos químicos e biológicos de solo e rendimento de milho e soja pela utilização de resíduos de curtume e carbonífero. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.27, n.4, p.755-763, 2003.
- FITZPATRICK, R. W.; SCHWERTMANN, U. Al-substituted goethite an indicator of pedogenic and other weathering environments in South Africa. **Geoderma**, Amsterdam, v.27, n.4, p. 335-347, 1982.
- FORTES, P.N.; SELBACH, P.A.; CAVALLET, L.E. Avaliação de microrganismos do solo em função da incorporação de lodo de curtume com cromo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 23.,1991, Porto Alegre, **Resumos ...** Porto Alegre, 1991. p.321.
- GAIVIZZO, L.B.; VIDOR, C.; TEDESCO, M.J.; MEURER, E. Potencial poluidor de rejeitos carboníferos: I – Caracterização química da água de lixiviação. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.32, n.5, p. 771-780, 2002.
- GAIVIZZO, L.H.B. **Potencial poluidor de solo e água por rejeitos carboníferos**. 1997. 143f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1997.
- GALATTO, S. L.; LOPES, R. P.; BACK, A.J.; BIF, D. Z.; SANTO, E. L. Emprego de coberturas secas no controle da drenagem ácida de mina – estudos em campo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.12 , n.2, p. 229-236. 2007.

- GAMA-RODRIGUES, E.F.; DE-POLLI, H. Biomassa na ciclagem de nutrientes. In: FERTIBIO-2000. BIODINÂMICA DO SOLO, 2., 2000, Santa Maria - RS. **Anais...** Santa Maria – RS: UFSM, 2000. 1 CD-ROM.
- GARCIA Jr., O. O enxofre e suas transformações microbianas. In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, M.C.P.; NEVES, M.C.P. (Coord.) **Microbiologia do Solo**. Campinas: SBCS, 1992. 360p.
- GILMOUR, J.T.; SKINER, V. Predicting plant available nitrogen in land-applied biosolids. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.28, n.4, p.1122-1126, 1999.
- GUENZI, W.D.; BEARD, W.E.; WATANABE, F.S. et al. Nitrification and denitrification in cattle manure – amended soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.7, p. 406 – 412, 1978.
- HADAS, A.; BAR-YOSEF, B.; DAVIDIV, S.; SOFER, M. Effect of pelleting temperature, and soil type on mineral nitrogen release from poultry and dairy manures. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.47, n.6, p.1129-1133, 1983.
- HOFFMANN, M. R.; FAUST, B. C.; PANDA, F. A.; KOO, H. H.; TSUCHIVA, H. M. Kinetics of the Removal of Iron Pyrite from Coal by Microbial Catalysis. **Applied Environment Microbiologic**, Washington, v.42, n.2, p.259–271, 1981.
- HSIEH, Y.P.; DOUGLAS, L.A.; MOTTO, H.L. Modeling sewage sludge decomposition in soil: 1. organic carbon transformation. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.10, n.1, p.54-59, 1981.
- INDA JUNIOR, A. V. **Caracterização de goethita e hematita em solos poligenéticos**. 2002. 125 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.
- IPPC -Integrated Pollution Prevention and Control. Joint Research Centre. European Commission. **Reference document on best available techniques for the tanning of hides and skins**. Sevilha. Disponível em: < <http://www.jrc.es/pub/english.cgi/0/733169> > Acesso em 23/02/2003
- ISLAM, K.R.; WEIL, R.R. Soil quality indicator properties in mid-Atlantic soils as influenced by conservation management. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.55, n.1, p.69-78, 2000.
- JACKSON, M.L. **Soil chemical analysis**: advanced course. 3nd ed. Madison : University of Wisconsin, 1969. 895p.

- JAMES, B.R. The challenge of remediating chromium-contaminated soil. **Environmental Science and Technology**, Easton, v. 30, n. 6, p. 248-251, 1996.
- JAMES, B.R.; BARTLETT, R.J. Behavior of chromium in soils. V. Fate of organically complexed Cr(III) added to soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.12, n.2, p.169-172, 1983a.
- JAMES, B.R.; BARTLETT, R.J. Behavior of Chromium in soils. VI. Interactions between oxidation-reduction and organic complexation. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.12, n.2, p.173-176, 1983b.
- JAMES, B.R.; BARTLETT, R.J. Nitrification in soil suspensions treated with chromium (III, VI) salts or tannery wastes. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.16, n.3, p.293-295, 1984.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 4.ed. Florida: CRC Press, 1986. 315p.
- KÄMPF, N. O ferro no solo. In: REUNIÃO SOBRE FERRO EM SOLOS INUNDADOS, 1988, Goiânia. **Anais...** Goiânia: Embrapa-CNPAF, 1988. p. 35-71.
- KÄMPF, N.; CURI, N. Óxidos de ferro: indicadores de ambientes pedogênicos. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, v.1, p. 107-138, 2000.
- KILLHAM, K.; FIRESTONE, M. Salt stress control of intracellular solutes in streptomyces indigenous to saline soils. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v.47, n.2, p.301-306, 1984.
- KONRAD, E.E.; CASTILHOS, D.D. Alterações químicas do solo e crescimento do milho decorrente da adição de lodo de curtume. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.26, n. 1, p.257-265, 2002.
- KONRAD, E.E.; CASTILHOS, D.D. Atividade microbiana em um planossolo após a adição de resíduos de curtume. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v.7, n.2, p.131-135, 2001.
- KRAY, C. H.; TEDESCO, M. J.; BISSANI, C. A.; SILVA, K. J. Alterações de Atributos Químicos de Solo e Rendimentos de Milho e de Soja pela Aplicação e Reaplicação de Resíduos Carbonífero e de Curtume. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Gramado, 2007. **Anais...** Gramado, 2007. 1 CD ROM.
- KRAY, C.H. **Efeitos de duas aplicações de resíduo de curtume e carbonífero no solo e nas plantas**. 2001. 90 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de

Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

- KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J.K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.32, p.1485-1498, 2000.
- LAVRES - JUNIOR, J.; BOARETTO, R.M.; SILVA, M.L.S.; CORREIA, D.; CABRAL, C.P.; MALAVOLTA, E. Deficiências de macronutrientes no estado nutricional da mamoneira cultivar Íris. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, Brasília, v.40, n.2, p.145-151, fev. 2005
- LERCH, R.N.; AZARI, P.; BARBARICK, K.A.; SOMMERS, L.E.; WESTFALL, D.G. Sewage sludge proteins: II. Extract characterization. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.22, n.3, p. 625-629, 1993.
- LOPES, E.B.M, **Diversidade metabólica em solo tratado com biossólidos**. Piracicaba : ESALQ, 2001. 66 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade do Estado de São Paulo, Piracicaba, 2001.
- LOSI, M.E.; AMRHEIN, C.; FRANKENBERGER, Jr. W.T. Environmental biochemistry of chromium. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v.136, p. 91-121, 1994.
- MACHADO, A.A. **Sistema de análise estatística para Windows (WINSTAT)**. Pelotas : Universidade Federal de Pelotas, 2001.
- MACHADO, J.L.F. Mineração de carvão: Contaminação e vulnerabilidade dos mananciais. In: SIMPOSIO SUL BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 2., 1985, Florianópolis. **Resumos...** Florianópolis, 1985. p.539-553.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. de. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: Potafos, 1989. 201p.
- MARTINES, A.M.; ANDRADE, C.A.; CARDOSO, E.J.B.N. Mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.41, n.7, p.1149-1155, 2006.
- MATTIAZZO, M.E.; BARRETO, M.C.V.; RODELLA, A.A. Organic matter kinetics mineralization in soils amended with four different organic wastes (compact disc). In: CONGRESS MONDIAL DE SCIENCE DU SOL, 16., Montpellier, 1998. **Actes**. Montpellier: ISSS, 1998.

- Mc.CORMIK, R.A.; NELSON, D.W.; SUTTON, A.L.; HUBER, D.M. Effect of nitrifying on nitrogen transformation in soil treated with liquid swine manure. **Agronomy Journal**. Madison, v.75, n. 6, p.947-950, 1983.
- McBRIDE, M.B. **Environmental chemistry of soil**. New York: Oxford, 1994. 406p.
- MEHRA, O. P.; JACKSON, M. L. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. **Clays and Clay Minerals**, Ottawa, v. 7, n.1, p. 317-27, 1960.
- MELHORANÇA, A.L.; STAUT, L.A. **Indicações técnicas para a cultura da mamona no Mato Grosso do Sul**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2005. 65p.
- MERTZ, W. Chromium occurrence and function in biological systems. **Physiological Reviews**, Baltimore, v. 49, n.2, p.163-239, 1969.
- MISSIO, E. **Avaliação da disponibilidade de alguns metais pesados para as plantas**. 1996. 120 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1996.
- MOLINA, J.A.E.; CLAPP, C.E.; LARSON, W.E. Potentially mineralizable nitrogen in soil: the simple exponential model does not apply for the first 12 weeks of incubation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.44, n.2, p.442-443, 1980.
- MORAL, R.; PEDRENO, N.; GOMEZ, I. Effects of chromium on the nutrient element content and morphology of tomato. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v.18, n.4 , p. 815-822, 1995.
- MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. Lavras: UFLA, 2002. 626p.
- MORTVEDT, J.J.; GIORDANO, P.M. Response of corn to zinc and chromium in municipal wastes applied to soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 4, n.2, p.170-174, 1975.
- MOSES, C.O.; HERMAN, J.S. Pyrite oxidation at circumneutral pH. **Geochemical Cosmochimical Acta**, Oxford, v.55, n.2, p. 471-482. 1991.
- MOSES, C.O.; KIRK, N.D.; HERMAN, J.S. et al. Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and by ferric iron. **Geochemical Cosmochimical Acta**, Oxford, v.51, n.6, p.1561-1571, 1987.

- MOTTA, P. E. F.; KÄMPF, N. Iron oxide properties as support to soil morphological features for prediction of moisture regimes in Oxisols of Central Brazil. **Zeitschrift Fur Pflanzenernährung Und Bodenkunde**, Weinheim, v.155, n.5-6, p. 385-390, 1992.
- NAKAGAWA, J.; NEPTUNE, A.M.L. Marcha de absorção de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio na cultura da mamoneira (*Ricinus communis* L.) cultivar "Campinas". **Anais da ESALQ**, Piracicaba, v.28, p. 323-337, 1971.
- NICHOLSON, R. V. Iron-sulphide oxidation mechanisms: Laboratory studies. In: JAMBOR J.L. ; BLOWES, D.W. (Eds.). **Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes**. Nepean, ON: Mineralogical Association of Canada, 1994. v. 22, p.
- NORDSTROM, D.K. Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals. In: KITTRICK, J.A.; FANNING, D.S.; HOSSNER, L.R. (Ed.). **Acid sulfate weathering**. Madison : SSSA, 1982. p.37-57. (SSSA. Spec. Pul., 10).
- PACHECO, J.W.F. **Curtumes**. São Paulo : CETESB, 2005. 76 p.
- PAIS, I.; JONES, J. B. **The handbook of trace elements**. Boca Raton : St. Lucie Press, 1997. 323p.
- PICHTEL, J.R.; DICK, W.A. Sulfur, iron and solid phase transformations during the biological oxidation of pyritic mine spoil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 23, n. 2, p.101-107, 1991.
- PICKRELL, D.J.; ELLIS, B.G. Absorption and translocation of chromium through the surface of a soybean leaf. **Agronomy Journal**, Madison, v. 72, n.5, p. 854-855, 1980.
- PINTO, L. F.S. **Potencial de Acidificação e de Neutralização dos materiais geológicos para a composição do solo contruido em áreas de mineração de carvão**. 1997. 186 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1997.
- PIRES, A.M.M.; ANDRADE, C.A.; MATTIAZZO, M.E. Degradação da carga orgânica, condutividade elétrica e pH de um Latossolo tratado com bio-sólido incorporado ou em superfície. In: FERTBIO, 2002, Rio de Janeiro. **Resumos...** Rio de Janeiro: UFRRJ, 2002. 1 CD - ROM.
- QUADRO, M.S. **Alterações químicas e microbiológicas no solo induzidas pela aplicação de dejetos de suíno**. Pelotas : UFPel, 2004. 75 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós - Graduação em Agronomia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2004.

- RAI, D.; EARY, L.; ZACHARA, E. Environmental chemistry of chromium. **Science of Total Environment**, Amsterdam, v.86, n. 1-2 , p. 15-23, 1989.
- RAIJ, B.V.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. (Eds). **Recomendação de adubação e calagem para o estado de São Paulo**. 2.ed. Campinas: Instituto Agrônômico, 1996. 285p. (Boletim Técnico, 100)
- RAMALHO, J.F.G.P.; SOBRINHO, N.M.B.A. Metais pesados em solos cultivados com cana-de-açúcar pelo uso de resíduos agroindustriais. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v 8, n.1, p.120 - 129, 2001.
- RICCI, M.S.F.; OLIVEIRA, F.F.; MIRANDA, S.C.; COSTA, J.R. Produção da cenoura e efeito na fertilidade do solo e nutrição decorrente da solarização do solo para controle da tiririca. **Bragantia**, Campinas, v. 65, n.4, p.607 -614, 2006.
- RITCHIE, A. I. M. The waste-rock environment. In: JAMBOR J.L. ; BLOWES, D.W. (Eds.). **Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes**. Nepean, ON: Mineralogical Association of Canada, 1994. v. 22, p. 131-161.
- ROBERTS, J.A.; DANIELS, W.L.; BELL, J.C. et al. Early stages of mine soil genesis as affected by top-soiling and organic amendments. **Soil Science**, Baltimore, v.52, n.3, p.730-738, 1988.
- RODELLA, A.A. **Métodos de avaliação de materiais orgânicos e efeitos de sua incorporação ao solo sobre a mobilização de macronutrientes**. Piracicaba : ESALQ, 1996. 148 f. Tese (Livre Docência) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade Estadual de São Paulo, Piracicaba, 1996.
- RODRIGUES, A.L.M.; ANGHINONI, M.C.M.; TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C. Critérios técnicos para a disposição de resíduos sólidos de curtume. In: CONGRESSO DA REUNIÃO INTERNACIONAL DOS QUÍMICOS E TÉCNICOS DA INDÚSTRIA DO COURO, 22., Porto Alegre, 1993. **Boletim**. Porto Alegre, 1993. 14p.
- ROGOSWSKI, A.S.; PIONKE, H.B.; BROYAN, J.G. Modeling the impact of stripmining and reclamation processes on quality and quantity of water in mined area: a review. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.16, n.3, p.237-244, 1977.
- ROWELL, D.M.; PRESCOTT, C.E.; PRESTON, C.M. Decomposition and nitrogen mineralization from biosolids and other organic materials: relationship with initial chemistry. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.30, n.4, p.1401-1410, 2001.

- RYAN, J.A.; KEENEY, D.R.; WALSH, L.M. Nitrogen transformation and availability of an anaerobically digested sewage sludge in soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.2, n.4, p. 489 - 492, 1973.
- SAMPAIO, E.V.S.B.; SALCEDO, I.H.; ALVES, G.D.; COLAÇO, W. Comparação entre estrume curtido e estrume biodigerido como fonte de nutrientes para o milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.9, n.1, p.27-31, 1985.
- SÁNCHEZ, J.C.D.; FORMOSO, M.L.L. **Utilização do carvão e meio ambiente**. Porto Alegre: CIENTEC, 1990. 34p. (Boletim Técnico, 20).
- SANDRONI, V.; SMITH, C.M.M. Microwave digestion of sludge, soil and sediment samples for metal analysis by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdã v.468, n.2, p.335-344, 2002.
- SANTOS, A.C.M.; FERREIRA, G.B.; XAVIER, R.M.; FERREIRA, M.M.M.; SEVERINO, L.S.; BELTRÃO, N.E.M.; DANTAS, J. P.; MORAES, C.R.A. Deficiência de nitrogênio na mamona (*Ricinus communis* L.): descrição e efeito sobre o crescimento e a produção da cultura. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MAMONA, 2004, Campina Grande. [**Informações**] Disponível em: <<http://www.rbb.ba.gov.br/index.php?menu=arquivo>> Acesso em: 20 de novembro de 2005.
- SANTOS, A.M.M.M.; CORRÊA, A.R.; ALEXIM, F.M.B.; PEIXOTO, G.B.T. **Panorama do setor de couro no Brasil**. BNDES Setorial, Rio de Janeiro, n. 16, p.57-84, set.2002. Disponível em: <<http://www.bndes.gov.br/conhecimento/bnset/set1603.pdf>> Acesso em: 19 de novembro de 2005.
- SAVY FILHO, A. Mamoneira: técnicas de cultivo. **O Agrônomo**, São Paulo, v.53, n.1, p. 16 - 17, 2001.
- SBCS.NRS -Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Núcleo Regional Sul. **Recomendações de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre, 2004. 400p.
- SBCS.NRS- Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.Núcleo Regional Sul. **Recomendações de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 3. ed. Passo Fundo: Embrapa-CNPT, 1995. 224p.
- SCHULZE, D. G.; SCHWERTMANN, U. The influence of aluminium on iron oxides: X. Properties of Al-substituted goethites. **Clay Minerals**, Washington, v. 19, n.4, p.521-539, 1984.

- SCHUMAN, G.E.; POWER, J.F. Topsoil management on mined lands. **Journal of Soil Water Conservation**, Washington, v.36, n. 2 p.77-85, 1981.
- SCHWERTMANN, U. Differenzierung der eisenoxide des bodens durch extraktion mitammoniumoxalat-lösung. **Zeitschrift Fur Pflanzenernährung Und Bodenkunde**, Weinheim, v.105, n.1, p.194-202, 1964.
- SCHWERTMANN, U. Inhibitory effect of soil organic matter on the crystallization of amorphous ferric hidroxides. **Nature**, London, v. 212, n. 5062, p. 645-646, 1966.
- SCHWERTMANN, U.; FITZPATRICK, R.W.; TAYLOR, R.M. et al. The influence of aluminum on iron oxides. Part II. Preparation and properties of Al-substituted hematites. **Clays and Clay Minerals**, Ottawa, v.27, n.2, p.105-112, 1979.
- SCHWERTMANN, U.; KÄMPF, N. Óxidos de ferro jovens em ambientes pedogenéticos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 7, n.3, p. 251-255, 1983.
- SCHWERTMANN, U.; KÄMPF, N. Properties of goethite and hematite in kaolinic soils of southern and central Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.139, n.4, p.344-350, 1985.
- SCOLMEISTER, D. **Biodisponibilidade de metais pesados em solos do Rio Grande do Sul**. 1999. 78 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.
- SCP - Secretaria da Coordenação e Planejamento. **Atlas sócio-econômico do Rio Grande do Sul: Economia**. Disponível em < <http://www.scp.rs.gov.br/atlas/atlas.asp?menu=288> > Acesso em : 23 março 2006.
- SEDIYAMA, M.A.N.; VIDIGAL, S.M.; PEREIRA, P.R.G.; GARCIA, N.C.P.; LIMA, P.C. Produção e composição mineral de cenoura adubada com resíduos orgânicos. **Bragantia**, Campinas, v. 57, n. 2, p. 379-386, 1998.
- SELBACH, P.A.; TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; CAVALLET, L. Descarte e biodegradação de lodos de curtume no solo. **Revista do Couro**, Estância Velha, v. 17, n. 79, p. 51-62, nov. 1991.
- SENKAYI, A.L.; DIXON, J.B.; HOSSNER, L.R. Simulated weathering of lignite overburden shales from Northeast Texas. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 45, n. 5, p.982-986,1981.

- SHIVAS, S.A.J. The environmental effects of chromium in tannery effluents. **Journal of American Leather Chemistry Association**, Cincinnati, v.73, n.71, p.370-377, 1978.
- SILVA, C. A.; VALE, F.R.; GUILHERME, L.R.G. Efeito da calagem na mineralização do nitrogênio em solos de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.18, n.3, p.471-476, 1994.
- SILVA, J. G. C da **Análise estatística de experimentos**. Pelotas: UFPel, 1997. 263p. Apostila, versão preliminar.
- SILVA, S. **Agricultural use of leather working residues as means of energy saving and environmental protection**. Milão: UNIC, 1989. 60p.
- SILVA, S.C.C.da. Jazidas de carvão no Rio Grande do Sul, Brasil. In: SIMPÓSIO SUL-BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 2., 1987, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre, 1987. p.25-29.
- SILVA, T. R. B.; LEITE, V. E.; SILVA, A.R.B.; VIANA, L.H. Adubação nitrogenada em cobertura na cultura da mamona em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.42, n.9, p.1357-1359, set. 2007
- SINGER, P.C.; STUMM, W. Acid mine drainage: the rate determining step. **Science**, Washington, v.167, n. 3921, p.1121-1123, 1970.
- SOARES, E. R.; MELLO, J.W.V.; SCHAEFER, C.E.G.R.; COSTA, L. M. Cinza e carbonato de cálcio na mitigação de drenagem ácida em estéril de mineração de carvão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.30. n.1, p.171-181. 2006.
- SOARES, E.R. **Mobilidade de metais pesados em materiais provenientes do complexo carboenergético de Candiota-RS**. Viçosa : UFV, 1995. 58 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Programa de Pós-graduação em Agronomia, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1995.
- SOMMERS, L.E. Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizers. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.6, n.2, p. 225 - 232, 1977.
- SOUTO, L.S.; SILVA, L.M.; LOBO, T. F.; FERNANDES, D.M.; LACERDA, N.B. Níveis formas de aplicação de lodo de esgoto na nutrição e crescimento inicial da mamoneira. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v.9, p.274-277, 2005.
- SPRINGER, H. Aproveitamento econômico de resíduos sólidos de curtume. **Revista Técnico**, Novo Hamburgo, v. 8, n. 2, p. 24-34, 1986.

- SRIVASTAVA, S.; PRAKASH, S.; SRIVASTAVA, M.M. Chromium mobilization and plant availability - the impact of organic complexing ligands. **Plant and Soil**, The Hague, v. 212, n. 2, p. 203-208, 1999.
- STEWART, B.R.; DANIELS, W.L. Physical and chemical properties of coal refuse from Southwest Virginia. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.21, n.4, p.635-642, 1992.
- STOMBERG, A.L.; HEMPHILL, D.D.; VOLK, V.V. Yield and elemental concentration of sweet corn grown on tannery waste-amended soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 13, n.1, p. 162-166, 1984.
- STOTZKY, G. Microbial respiration. In: BLACK, C.A., (Ed) **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1965. P. 1551-1572. Pt. 2: Chemical and microbiological properties (Agronomy series, 9).
- STRAUS, E.L. Normas da utilização de lodos de esgoto na agricultura. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Eds.) **Impacto ambiental do uso agrícola de lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000.p. 215 – 224.
- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS, 1995. 174 p. (Boletim Técnico 5).
- TEIXEIRA, J.A. de O.S. **Descarte de resíduo de curtume no solo**. 1981. 81 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1981.
- TEÓDULO, M.J.R.; LIMA, E. S.; NEUMANN, V.H.M.L.; LEITE, P.R.B.; SANTOS, M.L.F. Comparação de métodos de extração parcial de metais traço em solos e sedimentos de um estuário tropical sob a influência de um complexo industrial portuário, Pernambuco Brasil. **Estudos Geológicos**, Recife, v. 13, n.1, p.23-34. 2003.
- TISDALE, S.; NELSON, W.L.; BEATON, J.D. et al. **Soil fertility and fertilizers**. 5 ed. New York: McMillan, 1993. 634p.
- TREBIEN, D.O.P. **Influência dos teores de matéria orgânica, óxidos de manganês facilmente reduzíveis e umidade na oxidação de cromo no solo**. 1994. 81 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1994.
- UMMARINO, G.; MORA, R.; RUSSO, A. Fertilizing and amending activity of tannery sludges on cultivations of some horticultural crops. In: CONGRESS OF THE INTERNATIONAL UNION OF LEATHER TECHNOLOGISTS AND

- CHEMISTS SOCIETIES, 22., 1993, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: IULTCS, 1993. v. 2, p.554-559.
- USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Method 3052:** Microwave assisted acid digestion of silicious and organically based matrices. 1996a. Disponível em: <www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/pdfs/3052.Pdf>. Acesso em: 2005.
- USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Standards for the use and disposal of sewage sludge.** Washington, DC : Hill Book Company, 1996b. 751p. Code of Federal Regulations, 40, Part 503.
- VICTORIA, R.L.; PICCOLO, M.C.; VARGAS, A.A.T. O ciclo do nitrogênio. In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, M.C.P.; NEVES, M.C.P. (Coords.) **Microbiologia do Solo.** Campinas: SBCS, 1992. 360p.
- VIDOR, C.; TEDESCO, M.J.; GIANELHO, C. et al. **Recuperação de áreas utilizadas para depósitos de rejeitos de minas de carvão.** Porto Alegre: Centro de Ecologia da UFRGS, 1994. Relatório Parcial n.2, FINEP, Subprojeto 213.
- VIEIRA, E.C.; KAMOGAWA, M.Y.; LEMOS, S.G.; NÓBREGA, J.A.; NOGUEIRA, A.R.A. Decomposição de amostras de solos assistida por radiação microondas: estratégia para evitar a formação de fluoretos insolúveis. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n.4, p.547-553, 2005.
- VIETS Jr., F.G. The plants needs for and use of nitrogen. In: BARTHOLOMEW, W.V.; CLARK, F.E. (Eds.) **Soil nitrogen.** Madison: ASA, 1965. P. 504 - 554.
- WATT, B.K.; MERRIL, A.L. **Handbook of the nutrition contents of foods.** New York : United States Department of Agriculture. Dover Publication, 1975. 190p.
- WONG, J.W.C.; LAI, M.; FANG, M.; MA, K.K. Effect of sewage sludge amendment on soil microbial activity and nutrient mineralization. **Environment International**, Oxford, v.24, n.8, p.935-943, 1998.
- YOKOYAMA, T.; MAKISHIMA, A.; NAKAMURA, E. Evaluation of the coprecipitation of incompatible trace elements with fluoride during silicate rock dissolution by acid digestion. **Chemistry Geol.**, Amsterdam, v.157, n.3-4, p.175-187, 1999.
- ZAYED, A.; TERRY, N. Chromium in the environment: factors affecting biological remediation. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.249, n.1, p.139–156, 2003.
- ZEITOUNI, C. F. **Eficiência de espécies vegetais como fitoextratoras de cádmio, chumbo, cobre, níquel e zinco de um Latossolo Vermelho**

Amarelo distrófico. Campinas: IAC, 2003. 91 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto Agrônomo Pós-Graduação, Campinas, 2003.

ZIBILZKE, M.L.; WAGNER, G.H. Bacterial growth and fungal genera distribution in soil amended with sewage sludge containing cadmium, chromium, and copper. **Soil Science**, Baltimore, v.134, n.6, p.364-369, 1982.

8. APÊNDICES

APÊNDICE 1 - Caracterização do solo da área experimental em 1996 ⁽¹⁾

Características ⁽²⁾	Profundidade	
	0 - 20 cm	50 - 80 cm
Argila (g kg ⁻¹)	250	470
Carbono orgânico (g kg ⁻¹)	14,7	7,8
Nitrogênio total (g kg ⁻¹)	1,12	0,50
Relação C/N	13,1	15,6
pH em água	4,9	4,6
Índice SMP	5,9	5,2
P disponível (mg dm ⁻³)	3	2
K disponível (mg dm ⁻³)	153	78
Matéria orgânica (g dm ⁻³)	26,5	18,0
Al trocável (cmol _c dm ⁻³)	0,6	2,6
Ca trocável (cmol _c dm ⁻³)	1,68	1,10
Mg trocável (cmol _c dm ⁻³)	1,25	0,80
S extraível (mg dm ⁻³)	8,9	7,9
Zn extraível (mg dm ⁻³)	1,4	0,2
Cu extraível (mg dm ⁻³)	1,1	0,9
B extraível (mg dm ⁻³)	0,5	0,4
Mn trocável (mg dm ⁻³)	26	3

¹⁾ Ferreira (1998).

²⁾ Conforme metodologia de análises descrita por Tedesco et al. (1995).

APÊNDICE 2 - Características físico-químicas dos resíduos utilizados na aplicação e na reaplicação dos tratamentos

Parâmetros	Lodo de curtume		Serragem cromada		Rejeito carbonífero	
	I ⁽¹⁾	II ⁽²⁾	I	II	I	II
	Teor de sólidos (g kg ⁻¹)	390	300	460	480	905
pH em água	7,8	7,7	3,4	3,3	7,1	7,0
Carbono orgânico (g kg ⁻¹)	65,1	203,8	298,3	326,0	242,9	183,8
Nitrogênio total (g kg ⁻¹)	9,8	32,5	113,1	119,7	3,6	2,3
Relação C/N	6,6	6,3	2,6	2,7	67,5	79,9
NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	4,20	5,10	ND ⁽³⁾	ND	ND	ND
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	6,82	7,20	ND	ND	ND	ND
Fósforo total (g kg ⁻¹)	2,0	2,5	0,3	0,4	0,3	0,3
Potássio total (g kg ⁻¹)	0,10	0,12	0,1	0,1	0,07	0,06
Cálcio total (g kg ⁻¹)	20,0	22,0	17,9	18,0	18,6	19,0
Magnésio total (g kg ⁻¹)	0,24	3,50	0,21	0,19	0,72	0,68
Enxofre total (g kg ⁻¹)	13,0	15,0	16,5	15,9	83,6	85,0
Cobre total (mg kg ⁻¹)	19	34	5	3	23	25
Zinco total (mg kg ⁻¹)	112	176	7	2	207	126
Manganês total (mg kg ⁻¹)	262	128	<3	<3	541	194
Sódio total (g kg ⁻¹)	8,4	8,1	7,0	4,3	ND	ND
Cromo total (g kg ⁻¹)	8,1	22,2	21	24,0	<0,1	0,3
Níquel total (mg kg ⁻¹)	15,0	14,5	3,1	3,2	19,8	19,2
Chumbo total (mg kg ⁻¹)	15,0	14,6	2,2	,2	21,1	21,3
Poder de neutralização %	16	31,5	ND	ND	ND	ND

⁽¹⁾ Aplicação feita em 12/1996 por Ferreira (1998).

⁽²⁾ Reaplicação feita em 01/2000 por Kray (2001).

⁽³⁾ ND = não determinado.

APÊNDICE 3 - Tratamentos, quantidades de materiais e de cromo aplicados na 1ª (12/1996), 2ª (01/2000) e na 3ª aplicação

Tratamentos	1º Aplicação ⁽¹⁾		2º Aplicação ⁽²⁾		3º Aplicação ⁽³⁾		Cromo
	Material	Cromo	Material	Cromo	Material	Cromo	
	t ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	t ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	t ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹
1 -T	-	-	-	-	-	-	-
2 - NPK + ca	3,4 ca	-	6,3 ca	-	0,5 ca	-	-
3- L1 +PK	21,25 LC	172 ⁽⁵⁾	22,4 LC	498 ⁽⁵⁾	5,0 LC	170 ⁽⁵⁾	840 ⁽⁵⁾
4 - L2 +PK	42,5 LC	343 ⁽⁵⁾	44,8 LC	994 ⁽⁵⁾	10,0 LC	340 ⁽⁵⁾	1.650 ⁽⁵⁾
5 - RC + NPK + ca	106,0 RC	-	56,0 RC 20,0 ca	-	56,0 RC 4,3 ca	-	-
6 - RC + LC + PK	106,0 RC 21,25 LC	172 ⁽⁵⁾	56,0 RC 34,4 LC	764 ⁽⁵⁾	56,0 RC 43,0 LC	1.462 ⁽⁵⁾	2.398 ⁽⁵⁾
7 - SC + NPK + calc	29,4 SC 3,4 ca	617 ⁽⁵⁾	30,0 SC 8,6 ca	720 ⁽⁵⁾	30,0 SC	600 ⁽⁵⁾	1.937 ⁽⁵⁾
8 - Cr _{min} + LC +PK	21,24 LC	172 ⁽⁵⁾ 125 ⁽⁴⁾	22,4 LC	498 ⁽⁵⁾ 500 ⁽⁴⁾	5,0 LC	170 ⁽⁵⁾ 500 ⁽⁴⁾	1.965 ⁽⁶⁾

⁽¹⁾ Por Ferreira (1996)

⁽²⁾ Por Kray (2001)

⁽³⁾ Neste trabalho (em vasos)

⁽⁴⁾ Na forma de Cr₂(SO₄)₃

⁽⁵⁾ Adicionado pelo resíduo

⁽⁶⁾ Pelos resíduos e por Cr₂(SO₄)₃

ca = Calcário (3:1 Ca:Mg)

LC = lodo de curtume

SC = serragem cromada

RC = resíduo carbonífer

APÊNDICE 4 - Teores de S-SO₄, Zn, Cu, B, Mn e Cr e índice SMP da camada de zero a 20 cm amostrado em agosto de 2005

Tratamentos	Índice SMP	S - SO ₄ ⁽²⁾	Zn	Cu	B	Mn	Cr ⁽¹⁾
							mg dm ⁻³
1 = T	6,0 d	6,5 a	2,0 b	1,2 a	0,4 a	18,5 a	19 c
2 = NPK + ca	7,1 ab	7,7 a	2,1 b	0,8 b	0,5 a	3,3 c	22 c
3 = L1 + PK	6,9 ab	8,2 a	3,8 a	0,9 ab	0,5 a	4,3 bc	105 b
4 = L2 + PK	7,1 a	7,4 a	5,3 a	0,8 b	0,4 a	2,8 c	210 ab
5 = RC + NPK + ca	6,4 cd	7,2 a	2,0 b	1,0 ab	0,4 a	12,0 ab	15 c
6 = RC + LC + PK	6,1 d	7,4 a	4,3 a	1,2 a	0,3 a	19,0 a	178 ab
7 = SC + NPK + ca	6,6 bc	7,2 a	1,8 b	0,9 ab	0,4 a	7,3 bc	231 ab
8 = Cr _{min} + LC + PK	6,8 abc	6,7 a	4,5 a	0,9 ab	0,4 a	7,0 bc	305 a

⁽¹⁾ Extraído com HNO₃ + HClO₄ concentrados.

⁽²⁾ S-SO₄, Zn, Cu e B extraíveis e Mn trocável conforme Tedesco et al. (1995).

Médias com letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 5 - Teores de S-SO₄, Zn, Cu, B, Mn e Cr e índice SMP da camada de 20 a 50 cm amostrado em agosto de 2005

Tratamentos	Índice SMP	S-SO ₄ ⁽²⁾	Zn	Cu	B	Mn	Cr ⁽¹⁾
							mg dm ⁻³
1 = T	6,0 bc	7,23 a	0,30 a	1,03 a	0,45 a	3,8 a	16 a
2 = NPK + ca	6,2 abc	7,23 a	0,23 a	0,95 a	0,50 a	1,3 a	15 a
3 = L1 + PK	6,4 ab	6,65 a	0,43 a	1,63 a	0,48 a	1,3 a	16 a
4 = L2 + PK	6,6 a	7,78 a	0,35 a	0,95 a	0,40 a	1,3 a	16 a
5 = RC + NPK + ca	5,9 c	6,55 a	0,48 a	1,25 a	0,40 a	2,5 a	12 a
6 = RC + LC + PK	6,1 abc	7,70 a	0,65 a	1,18 a	0,43 a	2,3 a	30 a
7 = SC + NPK + ca	6,1 abc	6,85 a	0,23 a	0,88 a	0,45 a	1,8 a	17 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	6,5 ab	7,00 a	0,43 a	1,10 a	0,43 a	1,5 a	26 a
Médias	6,2	7,12	0,38	1,12	0,44	1,94	18

⁽¹⁾ Extraído com HNO₃ + HClO₄ concentrados.

⁽²⁾ S-SO₄, Zn, Cu e B extraíveis e Mn trocável conforme Tedesco et al. (1995).

Médias com letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 6 - Teores de S-SO₄, Zn, Cu, B, Mn e Cr e índice SMP da camada de 50 a 80 cm amostrado em agosto de 2005

Tratamentos	Índice SMP	-----mg dm ⁻³ -----					Cr ⁽¹⁾ mg kg ⁻¹
		S-SO ₄ ⁽²⁾	Zn	Cu	B	Mn	
1 = T	5,8 a	7,95 a	0,75 a	2,38 a	0,43 a	3,3 a	13 a
2 = NPK + ca	5,8 a	8,38 a	0,78 a	1,70 a	0,43 a	2,5 a	22 a
3 = L1 + PK	5,7 a	9,43 a	0,58 a	2,18 a	0,43 a	1,0 a	23 a
4 = L2 + PK	5,9 a	9,50 a	0,78 a	2,55 a	0,43 a	1,3 a	30 a
5 = RC + NPK + ca	5,5 a	7,80 a	1,03 a	3,28 a	0,45 a	6,0 a	14 a
6 = RC + LC + PK	5,7 a	8,73 a	0,68 a	1,40 a	0,48 a	2,5 a	30 a
7 = SC + NPK + ca	5,6 a	7,70 a	0,48 a	1,10 a	0,45 a	2,8 a	18 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	5,7 a	8,48 a	0,85 a	2,10 a	0,43 a	2,5 a	25 a
Médias	5,7	8,49	0,74	2,08	0,44	2,72	22

⁽¹⁾ Extraído com HNO₃ + HClO₄ concentrados.

⁽²⁾ S-SO₄, Zn, Cu e B extraíveis e Mn trocável conforme Tedesco et al. (1995).

Médias com letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 7 - Características das plantas de mamona cultivadas a campo

Tratamentos / Dose Nitrogênio	Peso de 1000 grãos			Volume de 1000 grãos		
	0 kg N	15 kg N	30 kg N	0 kg N	15 kg N	30 kg N
	-----g-----			-----cm ³ -----		
1 = T	182 c	-	-	420 c	-	-
2 = NPK + ca	286 ab	270 ab	267 ab	590 a	550 ab	573 a
3 = L1 + PK	238 ab	262 ab	260 ab	475 b	530 ab	537 a
4 = L2 + PK	238 ab	296 a	284 a	525 ab	577 a	563 a
5 = RC + NPK + ca	210 b	241 b	235 ab	475 b	510 ab	520 a
6 = RC + LC + PK	241 ab	227 ab	226 b	500 b	490 b	503 a
7 = SC + NPK + ca	238 ab	260 ab	275 ab	475 b	550 a	560 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	232 b	246 ab	272 ab	497 b	515 ab	557 a
Média	203	257	260	435	532	545

Médias com letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 8 - Teores de nitrogênio e de cromo a parte aérea das plantas de mamona cultivada a campo

Tratamentos / Dose Nitrogênio	N			Cr		
	0 kg N	15 kg N	30 kg N	0 kg N	15 kg N	30 kg N
	----- g kg ⁻¹ -----			----- mg kg ⁻¹ -----		
1 = T	12,7 A	-	-	0,39 A	-	-
2 = NPK + ca	7,7 Ba	9,4 Ba	8,3 BCa	0,17 A	0,17 A	0,47 A
3 = L1 + PK	9,4 ABa	8,5 Ba	11,9 Ba	0,23 A	0,26 A	0,18 A
4 = L2 + PK	13,2 Aa	9,8 Ba	10,7 Ba	0,22 A	0,30 A	0,33 A
5 = RC + NPK + ca	6,9 Ba	9,3 Ba	8,9 BCa	0,26 A	0,20 A	0,44 A
6 = RC + LC + PK	5,9 Ba	8,9 Ba	5,9 Ca	0,19 A	0,29 A	0,24 A
7 = SC + NPK + ca	6,0 Bb	13,0 Aa	18,5 Aa	0,45 A	0,42 A	0,60 A
8 = Cr _{min} + LC + PK	6,8 Ba	7,7 Ba	7,8 BCa	0,29 A	0,26 A	0,15 A
Média	8,5	9,5	10,3	0,26	0,27	0,35

Medis com letras maiúsculas iguais na mesma coluna e letras minúsculas na mesma linha não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 9 - Teores de P e K na parte aérea das plantas de mamona cultivada a campo

Tratamentos / Dose Nitrogênio	P			K		
	0 kg N	15 kg N	30 kg N	0 kg N	15 kg N	30 kg N
	----- g kg ⁻¹ -----			-----		
1 = T	0,60 b	-	-	12,2 a	-	-
2 = NPK + ca	0,95 a	1,23 a	1,13 b	17,7 a	15,0 a	12,2 a
3 = L1 + PK	1,20 a	1,08 a	0,87 b	16,8 a	14,9 a	13,9 a
4 = L2 + PK	1,05 a	0,95 a	0,97 b	13,1 a	12,9 a	14,5 a
5 = RC + NPK + ca	0,78 ab	1,25 a	1,90 ab	14,2 a	16,5 a	13,5 a
6 = RC + LC + PK	0,65 ab	0,87 a	0,80 b	12,3 a	17,0 a	15,4 a
7 = SC + NPK + ca	1,10 a	1,13 a	3,20 a	15,7 a	11,1 a	13,2 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	0,85 a	0,88 a	0,57 b	15,3 a	17,3 a	10,6 a
Média	0,90	1,05	1,35	14,6	15,0	13,4

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 10 - Teores de Ca e de Mg na parte aérea das plantas de mamona cultivada a campo

Tratamentos / Dose Nitrogênio	Ca			Mg		
	0 kg N	15 kg N	30 kg N	0 kg N	15 kg N	30 kg N
	-----g kg ⁻¹ -----					
1 = T	15,80 a	-	-	4,00 a	-	-
2 = NPK + ca	16,00 a	13,70 a	13,30 a	5,10 a	3,90 a	4,40 a
3 = L1 + PK	16,50 a	15,58 a	15,15 a	3,65 a	3,92 a	3,68 a
4 = L2 + PK	13,25 a	16,00a	16,57 a	4,78 a	3,97 a	4,37 a
5 = RC + NPK + ca	17,25 a	14,50 a	15,28 a	3,53 a	4,75 a	7,65 a
6 = RC + LC + PK	17,10 a	16,70 a	18,90 a	3,50 a	3,33 a	3,50 a
7 = SC + NPK + ca	17,00 a	13,03 a	18,40 a	4,80 a	5,45 a	8,90 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	18,75 a	14,03 a	10,57 a	3,47 a	3,48 a	2,53 a
Média	16,46	14,79	15,45	4,10	4,11	5,00

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 11 - Teores de nitrogênio nos grãos das plantas de mamona cultivada a campo

Tratamentos / Doses Nitrogênio	N		
	0 kg N	15 kg N	30 kg N
	-----g kg ⁻¹ -----		
1 = T	23,30 b	-	-
2 = NPK + ca	26,2 ab	27,5 b	28,1 a
3 = L1 + PK	26,5 ab	27,2 b	27,9 a
4 = L2 + PK	30,3 ab	29,9 ab	30,0 a
5 = RC + NPK + ca	30,6 ab	30,4 ab	30,8 a
6 = RC + LC + PK	37,0 a	37,1 a	36,8 a
7 = SC + NPK + ca	28,3 ab	28,2 ab	28,1 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	35,1 a	35,0 a	35,2 a
Média	29,6	30,7	30,9

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 12 - MS de caule, MS de folhas e MS de bagas, das plantas de mamona colhida aos 150 dias no Estudo 1 (médias de 3 repetições)

Tratamentos	Caule	Folhas		Bagas
		g vaso ⁻¹		
1 = T	4,56 b	1,52 b		0 c
2 = NPK + ca	10,81 ab	3,60 ab		12,44 a
3 = L1 + PK	10,42 ab	3,47 ab		14,19 a
4 = L2 + PK	13,08 ab	4,36 ab		13,82 a
5 = RC + NPK + ca	15,53 a	5,18 a		5,58 b
6 = RC + LC + PK	8,54 ab	2,85 ab		11,54 ab
7 = SC + NPK + ca	17,87 a	5,96 a		9,45 ab
8 = Cr _{min} + LC + PK	11,93 ab	3,98 ab		13,65 ab
Média	11,59	3,86		11,52

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 13 - Teores de macronutrientes no caule das plantas de mamona do Estudo 1 colhida aos 150 dias (médias de 3 repetições)

Tratamentos	N	P	K	Ca		Mg
				g kg ⁻¹		
1 = T	5,3 a	0,5 b	9,3 a	10,3 ab		2,0 a
2 = NPK + ca	4,6 a	1,8 a	9,9 a	13,9 a		2,1 a
3 = L1 + PK	3,9 a	0,9 ab	8,0 ab	13,7 a		1,8 a
4 = L2 + PK	3,7 a	1,0 ab	10,6 a	13,0 a		1,6 a
5 = RC + NPK + ca	4,8 a	1,1 ab	6,4 ab	8,7 b		2,3 a
6 = RC + LC + PK	4,2 a	1,0 ab	4,2 b	12,0 ab		1,9 a
7 = SC + NPK + ca	5,3 a	1,7 a	6,9 ab	9,9 ab		2,4 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	4,2 a	1,0 ab	9,9 a	12,6 ab		1,7 a
Média	4,5	1,1	8,1	11,7		2,0

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 14 - Teores de macronutrientes nas folhas das plantas de mamona do Estudo 1 colhida aos 150 dias (médias de 3 repetições)

Tratamentos	N	P	K	Ca	Mg
	----- g kg ⁻¹ -----				
1 = T	18,8 a	1,4 b	13,8 b	7,6 b	2,3 b
2 = NPK + ca	19,0 a	3,7 a	13,3 b	14,7 ab	5,5 a
3 = L1 + PK	19,4 a	2,3 ab	11,0 b	15,8 a	6,9 a
4 = L2 + PK	18,5 a	3,2 ab	15,1 ab	13,3 ab	4,9 ab
5 = RC + NPK + ca	20,7 a	3,1 ab	12,1b	9,0 ab	4,5 ab
6 = RC + LC + PK	15,9 a	3,2 ab	12,5 b	11,9 ab	5,1 a
7 = SC + NPK + ca	21,3 a	4,0 a	11,9 b	14,7 ab	5,4 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	18,3 a	3,2 ab	21,1 a	13,9 ab	5,8 a
Média	18,9	3,0	13,8	12,7	5,0

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 15 - Teores de macronutrientes nas bagas das plantas de mamona do Estudo 1 colhida aos 150 dias (médias de 3 repetições)

Tratamentos	N	P	K	Ca	Mg
	----- g kg ⁻¹ -----				
1 = T	ND ⁽¹⁾	ND	ND	ND	ND
2 = NPK + ca	14,4 a	2,2 a	38,9 a	3,8 a	2,0 a
3 = L1 + PK	15,4 a	1,7 a	31,6 a	4,0 a	2,0 a
4 = L2 + PK	16,0 a	2,0 a	36,6 a	3,6 a	2,2 a
5 = RC + NPK + ca	16,2 a	1,3 a	22,1 a	5,1 a	2,1 a
6 = RC + LC + PK	19,6 a	1,9 a	32,2 a	3,7 a	1,7 a
7 = SC + NPK + ca	22,8 a	2,8 a	21,2 a	3,5 a	2,7 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	15,9 a	1,6 a	33,0 a	5,0 a	2,2 a
Média	17,2	1,9	30,8	4,1	2,1

⁽¹⁾ ND – Não determinado por falta de amostra.

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 16 - Teores de macronutrientes nos grãos das plantas de mamona do Estudo 1 colhida aos 150 dias (médias de 3 repetições)

Tratamentos	N	P	K	Ca	Mg
-----g kg ⁻¹ -----					
1 = T	ND ⁽¹⁾	ND	ND	ND	ND
2 = NPK + ca	26,2 c	7,2 a	8,2 a	3,7 a	4,2 a
3 = L1 + PK	26,5c	6,7 a	9,7 a	4,2 a	4,1 a
4 = L2 + PK	30,3 abc	6,2 a	10,8 a	4,0 a	3,7 a
5 = RC + NPK + ca	30,6 abc	6,0 a	8,0 a	4,4 a	3,6 a
6 = RC + LC + PK	37,0 a	6,5 a	8,9 a	4,2 a	3,6 a
7 = SC + NPK + ca	28,3b c	6,8 a	11,1 a	4,2 a	4,2 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	35,1 ab	6,7 a	8,3 a	4,5 a	3,9 a
Média	30,5	6,6	9,3	4,2	3,9

⁽¹⁾ ND – Não determinado por falta de amostra.

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 17 - Teores totais de Cd, Cu, Pb e Zn nas plantas de mamona do Estudo 1, colhidas aos 45 dias (médias de 3 repetições)

Tratamentos	Cd	Cu	Zn	Pb
-----mg kg ⁻¹ -----				
1 = T	0,13 a	7,66 a	82,66 a	1,09 a
2 = NPK + ca	0,07 a	4,00 c	24,00 d	0,28 a
3 = L1 + PK	0,06 a	5,33 bc	37,66 cd	0,23 a
4 = L2 + PK	0,05 a	5,33 bc	37,00 cd	0,20 a
5 = RC + NPK + ca	0,08 a	5,66 b	37,33 cd	0,90 a
6 = RC + LC + PK	0,07 a	6,00 b	61,66 b	0,39 a
7 = SC + NPK + ca	0,09 a	4,00 c	28,33 cd	0,24 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	0,03 a	5,66 b	42,66 c	0,55 a
Média	0,07	5,46	43,92	0,49

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 18 - Teores totais de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn no caule das plantas de mamona do Estudo 1, colhida aos 150 dias (médias de 3 repetições)

Tratamentos	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
	-----mg kg ⁻¹ -----				
1 = T	0,10 a	3,03 a	0,68 a	0,05 a	51,67 b
2 = NPK + ca	0,10 a	1,57 b	0,54 a	0,05 a	32,22 c
3 = L1 + PK	0,12 a	1,15 b	0,62 a	0,52 a	38,09 bc
4 = L2 + PK	0,05 a	1,85 ab	0,29 a	0,00 a	40,52 bc
5 = RC + NPK + ca	0,11 a	1,32 b	0,41 a	0,00 a	28,45 c
6 = RC + LC + PK	0,15 a	1,89 ab	0,99 a	0,02 a	72,70 a
7 = SC + NPK + ca	0,18 a	1,59 b	0,44 a	0,21 a	34,46 c
8 = Cr _{min} + LC + PK	0,10 a	1,10 b	0,61 a	0,66 a	37,82 bc
Média	0,12	1,69	0,57	0,19	42,0

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 19 - Teores totais de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn nas folhas das plantas de mamona do Estudo 1, colhida aos 150 dias (médias de 3 repetições)

Tratamentos	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
	-----mg kg ⁻¹ -----				
1 = T	0,03 a	6,96 a	1,27 a	0,48 a	47,30 a
2 = NPK + ca	0,09 a	3,58 b	0,78 a	0,69 a	24,70 a
3 = L1 + PK	0,09 a	3,49 b	3,37 a	0,94 a	27,36 a
4 = L2 + PK	0,06 a	4,27 b	0,51 a	0,63 a	33,99 a
5 = RC + NPK + ca	0,07 a	3,96 b	0,85 a	0,29 a	29,33 a
6 = RC + LC + PK	0,10 a	4,02b	3,81 a	0,88 a	32,82 a
7 = SC + NPK + ca	0,07 a	4,60 b	0,69 a	0,28 a	38,78 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	0,11 a	3,85 b	0,66 a	1,00 a	33,67 a
Média	0,08	4,34	1,49	0,65	33,49

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 20 - Teores totais de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn nas bagas das plantas de mamona do Estudo 1, colhida ao 150 dias (médias de 3 repetições)

Tratamentos	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
	-----mg kg ⁻¹ -----				
1 = T	ND ⁽¹⁾	ND	ND	ND	ND
2 = NPK + ca	0,07 a	3,50 a	0,62 a	0,65 a	12,04 a
3 = L1 + PK	0,09 a	4,24 a	0,63 a	1,00 a	13,21 a
4 = L2 + PK	0,08 a	4,97 a	0,53 a	0,85 a	16,76 a
5 = RC + NPK + ca	0,13 a	3,20 a	1,20 a	1,04 a	14,79 a
6 = RC + LC + PK	0,10 a	4,40 a	1,99 a	1,02 a	16,23 a
7 = SC + NPK + ca	0,07 a	7,91 a	0,67 a	0,54 a	18,83 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	0,05 a	5,96 a	0,66 a	0,70 a	12,22 a
Média	0,08	4,88	0,90	0,83	14,87

⁽¹⁾ ND – Não determinado por falta de amostra.

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 21 - Teores totais de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn nos grãos das plantas de mamona do Estudo 1, colhida aos 150 dias (médias de 3 repetições)

Tratamentos	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
	-----mg kg ⁻¹ -----				
1 = T	ND ⁽¹⁾	ND	ND	ND	ND
2 = NPK + ca	0,08a	12,23 a	0,82 c	0,78 a	57,30 a
3 = L1 + PK	0,10 a	13,92 a	0,91 c	1,10 a	65,59 a
4 = L2 + PK	0,05 a	12,72 a	0,70 c	0,39 a	59,77 a
5 = RC + NPK + ca	0,11 a	10,07 a	2,25 b	0,73 a	54,09 a
6 = RC + LC + PK	0,09 a	11,49 a	5,10 a	0,97 a	71,63 a
7 = SC + NPK + ca	0,07 a	14,41 a	0,93 c	0,36 a	74,08 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	0,08 a	13,75 a	1,10 c	0,66 a	66,12 a
Média	0,08	12,65	1,68	0,71	64,08

⁽¹⁾ ND – Não determinado por falta de amostra.

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 22 - Teores totais de metais no solo amostrado a 150 dias após a reaplicação dos resíduos na cultura da mamona do Estudo 2 (médias de 3 repetições)

Tratamentos	Cd	Cu	Zn	Ni	Pb	Cr
1 = T	0,13 a	6,5 a	19,5 a	3,4 a	1,0 a	12,1 c
2 = NPK + ca	0,14 a	6,0 a	20,5 a	4,4 a	1,1 a	14,2 c
3 = L1 + PK	0,21 a	8,7 a	25,6 a	5,6 a	1,3 a	98,9 b
4 = L2 + PK	0,20 a	9,0 a	27,0 a	5,8 a	1,2 a	150,1 b
5 = RC + NPK + ca	0,24 a	9,5 a	27,3 a	6,1 a	1,4 a	14,6 c
6 = RC + LC + PK	0,25 a	10,2 a	27,5 a	5,3 a	1,0 a	290,7 a
7 = SC + NPK + ca	0,20 a	8,8 a	22,0 a	5,0 a	1,5 a	191,8 b
8 = Cr _{min} + LC + PK	0,18 a	8,5 a	22,5 a	5,4 a	1,6 a	128,0 ab
Média	0,19	8,4	23,9	5,1	1,2	112,6

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 23 - Teores de macronutrientes nas raízes das plantas de mamona do Estudo 2, colhida aos 150 dias (médias de 3 repetições)

Tratamentos	P	K	Ca	Mg
	-----g kg ⁻¹ -----			
1 = T	1,9 b	11,8 a	28,0 a	12,5 a
2 = NPK + ca	6,1 a	8,9 a	17,7 a	13,5 a
3 = L1 + PK	5,8 a	7,9 a	21,5 a	14,0 a
4 = L2 + PK	6,4 a	9,8 a	31,0 a	18,1 a
5 = RC + NPK + ca	5,9 a	8,4 a	37,0 a	19,6 a
6 = RC + LC + PK	5,2 a	11,3 a	35,1 a	16,8 a
7 = SC + NPK + ca	5,3 a	8,7 a	17,1 a	12,0 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	5,9 a	7,7 a	22,5 a	12,0 a
Médias	5,1	9,3	26,2	14,8

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 24 - Teores totais de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn na parte aérea das plantas de mamona do Estudo 2, colhida aos 150 dias (médias de 3 repetições)

Tratamentos	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
	-----mg kg ⁻¹ -----				
1 = T	0,04 a	2,0 a	0,5 a	< 0,2	52,5 a
2 = NPK + ca	0,04 a	2,1 a	0,7 a	< 0,2	53,5 a
3 = L1 + PK	0,05 a	4,2 a	2,6 a	< 0,2	55,6 a
4 = L2 + PK	0,07 a	4,2 a	1,0 a	< 0,2	58,7 a
5 = RC + NPK + ca	0,08 a	2,8 a	0,7 a	< 0,2	51,0 a
6 = RC + LC + PK	0,11 a	2,7 a	0,5 a	< 0,2	65,7 a
7 = SC + NPK + ca	0,06 a	4,3 a	0,8 a	0,2 a	61,8 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	0,10 a	4,1 a	1,2 a	0,4 a	79,4 a
Média	0,07	3,3	1,0	0,3	59,8

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 25 - Teores totais de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn nas raízes das plantas de mamona do Estudo 2, colhida aos 150 dias (médias de 3 repetições)

Tratamentos	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
	-----mg kg ⁻¹ -----				
1 = T	1,0 a	53,2 a	4,0 a	5,5 a	174,9 a
2 = NPK + ca	0,2 a	34,7 a	3,0 a	3,2 a	91,9 a
3 = L1 + PK	0,4 a	51,6 a	4,3 a	4,7 a	134,7 a
4 = L2 + PK	0,3 a	43,9 a	3,9 a	6,0 a	164,7 a
5 = RC + NPK + ca	0,5 a	75,8 a	5,8 a	6,0 a	103,0 a
6 = RC + LC + PK	0,6 a	71,3 a	6,4 a	9,4 a	156,1 a
7 = SC + NPK + ca	0,5 a	34,8 a	3,2 a	2,9 a	84,4 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	0,5 a	70,0 a	3,8 a	6,3 a	207,5 a
Média	0,5	54,4	4,3	5,5	139,6

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 26 - Características das plantas de cenoura do Estudo 3 (médias de 3 repetições)

Tratamentos	Diâmetro	Avaliação visual	Volume
	cm planta ⁻¹		mL vaso ⁻¹
1 = T	ND ⁽¹⁾	ND	ND
2 = NPK + ca	2,23 a	7,4 a	126,67 a
3 = L1 + PK	2,10 a	7,7 a	120,00 a
4 = L2 + PK	2,38 a	6,6 a	118,33 a
5 = RC + NPK + ca	2,30 a	5,7 a	120,00 a
6 = RC + LC + PK	2,15 a	6,1 a	90,00 a
7 = SC + NPK + ca	2,46 a	8,0 a	148,33 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	2,35 a	4,7 a	118,33 a
Média	2,28	6,6	120,24

⁽¹⁾ ND – Não determinado por falta de amostra.

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 27 - Teores totais de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn totais na parte aérea das plantas de cenoura do Estudo 3 (médias de 3 repetições)

Tratamentos	Cd	Cu	Zn	Ni	Pb
	-----mg kg ⁻¹ -----				
1 = T	ND ⁽¹⁾	ND	ND	ND	ND
2 = NPK + ca	0,29 a	4,33 a	25,00 ab	0,69 a	0,78 a
3 = L1 + PK	0,27 a	3,67 a	17,33 b	0,43 a	0,59 a
4 = L2 + PK	0,24 a	4,33 a	22,33 ab	0,59 a	1,05 a
5 = RC + NPK + ca	0,31 a	4,67 a	34,00 ab	2,05 a	0,02 a
6 = RC + LC + PK	0,33 a	5,00 a	49,67 a	1,12 a	1,23 a
7 = SC + NPK + ca	0,36 a	3,67 a	30,33 ab	0,89 a	1,76 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	0,31 a	4,00 a	34,00 ab	0,57 a	1,70 a
Média	0,30	4,24	30,38	0,91	1,02

⁽¹⁾ ND – Não determinado por falta de amostra.

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 28 - Teores totais de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn totais nas raízes das plantas de cenoura do Estudo 3 (médias de 3 repetições)

Tratamentos	Cd	Cu	Zn	Ni	Pb
	-----mg kg ⁻¹ -----				
1 = T	ND ⁽¹⁾	ND	ND	ND	ND
2 = NPK + ca	0,26 a	2,50 a	20,00 a	0,35 a	0,86 a
3 = L1 + PK	0,17 a	2,67 a	23,17 a	0,40 a	1,33 a
4 = L2 + PK	0,18 a	4,17 a	43,33 a	0,51 a	1,21 a
5 = RC + NPK + ca	0,38 a	4,17 a	31,67 a	0,80 a	1,49 a
6 = RC + LC + PK	0,27 a	5,00 a	60,83 a	0,87 a	1,56 a
7 = SC + NPK + ca	0,37 a	3,33 a	30,83 a	0,52 a	1,32 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	0,27 a	4,17 a	27,50 a	0,42 a	1,35 a
Média	0,27	3,71	33,90	0,55	1,30

⁽¹⁾ ND – Não determinado por falta de amostra.

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 29 - Teores de S, Zn e Cu extraíveis e Mn trocável, CE e cromo total no solo 114 dias da após a reaplicação dos resíduos para a cultura da cenoura do Estudo 4 (médias de 3 repetições)

Tratamentos	S	Zn	Cu	Mn	CE	Cr ⁽¹⁾
	-----mg dm ⁻³ -----				mS cm ⁻¹	mg kg ⁻¹
1 = T	14,0 c	1,8 c	1,1 ab	21,6 a	0,04 b	14,6 c
2 = NPK + ca	6,7 c	2,3 c	0,9 c	3,6 b	0,04 b	13,6 c
3 = L1 + PK	27,8 bc	4,1b	1,0 bc	5,6 b	0,05 b	107,1 b
4 = L2 + PK	5,8 c	6,5 a	0,7 d	2,6 b	0,05 b	143,9 b
5 = RC + NPK + ca	64,7 ab	1,9 c	1,0 bc	3,0 b	0,15 a	16,4 c
6 = RC + LC + PK	70,7 a	6,8 a	1,2 a	6,3 b	0,13 a	308,8 a
7 = SC + NPK + ca	13,7 c	2,0 c	0,9 cd	5,0 b	0,06 b	196,2 b
8 = Cr _{min} + LC + PK	17,1 c	4,4 b	1,0 bc	5,0 b	0,05 b	242,9 ab
Média	27,5	3,7	1,0	0,4	0,07	130,4

⁽¹⁾ Extraído com HNO₃ + HClO₄.

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 30 – Teores totais de metais no solo 114 dias após a reaplicação de resíduos para a cultura da cenoura do Estudo 4 (médias de 3 repetições)

Tratamentos	Cd	Cu	Zn	Ni	Pb
	-----mg kg ⁻¹ -----				
1 = T	0,14 a	7,8 a	26,5 a	5,38 a	1,2 a
2 = NPK + ca	0,14 a	7,3 a	24,2 a	4,59 a	1,5 a
3 = L1 + PK	0,17 a	7,3 a	26,6 a	5,54 a	1,6 a
4 = L2 + PK	0,20 a	7,8 a	30,0 a	5,41 a	1,3 a
5 = RC + NPK + ca	0,26 a	9,8 a	26,3 a	5,86 a	1,2 a
6 = RC + LC + PK	0,23 a	7,6 a	27,9 a	5,36 a	1,1 a
7 = SC + NPK + ca	0,18 a	7,0 a	22,6 a	5,07 a	1,0 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	0,12 a	5,5 a	20,5 a	3,48 a	1,2 a
Média	0,18	7,5	25,6	5,09	1,26

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 31 - Características das plantas de cenoura do Estudo 4 (médias de 3 repetições)

Tratamentos	Diâmetro	Avaliação audivisual	Volume
	cm raiz ⁻¹		mL vaso ⁻¹
1 = T	1,1 d	1,67 b	13 c
2 = NPK + ca	2,3 abc	6,44 ab	112 ab
3 = L1 + PK	2,0 bc	6,22 ab	72 abc
4 = L2 + PK	2,1 bc	6,67 ab	113 ab
5 = RC + NPK + ca	2,5 ab	6,56 ab	133 a
6 = RC + LC + PK	2,1 bc	8,11 a	112 ab
7 = SC + NPK + ca	2,7 a	5,33 ab	135 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	1,8 c	5,33 ab	55 bc
Média	2,1	5,79	93

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 32 - Teores de totais metais na parte aérea das plantas de cenoura do Estudo 4 (médias de 3 repetições)

Tratamentos	Cd	Cu	Zn	Ni	Pb
	-----mg kg ⁻¹ -----				
1 = T	0,48 a	8,4 a	52,7 a	1,29 a	0,75 a
2 = NPK + ca	0,18 a	5,7 a	17,2 b	0,35 a	0,24 a
3 = L1 + PK	0,17 a	5,9 a	21,9 b	0,32 a	0,30 a
4 = L2 + PK	0,17 a	5,8 a	25,2 b	8,42 a	0,38 a
5 = RC + NPK + ca	0,12 a	7,3 a	20,1 b	0,56 a	0,30 a
6 = RC + LC + PK	0,18 a	6,3 a	25,6 b	0,41 a	0,20 a
7 = SC + NPK + ca	0,36 a	7,0 a	30,8 b	0,43 a	0,15 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	0,36 a	6,8 a	36,1 ab	0,49 a	0,74 a
Média	0,25	6,7	28,7	1,54	0,38

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 33 - Teores totais de metais nas raízes das plantas de cenoura do Estudo 4 (médias de 3 repetições)

Tratamentos	Cd	Cu	Zn	Ni	Pb
	-----mg kg ⁻¹ -----				
1 = T	0,09 a	3,4 a	26,2 a	1,0 a	1,00 a
2 = NPK + ca	0,08 a	4,4 a	18,1 a	0,3 a	0,54 a
3 = L1 + PK	0,03 a	4,6 a	23,2 a	0,3 a	0,40 a
4 = L2 + PK	0,02 a	4,7 a	22,1 a	1,2 a	0,36 a
5 = RC + NPK + ca	0,05 a	6,2 a	18,1 a	0,5 a	0,20 a
6 = RC + LC + PK	0,02 a	2,7 a	14,6 a	0,2 a	0,24 a
7 = SC + NPK + ca	0,09 a	5,0 a	26,5 a	0,4 a	0,17 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	0,10 a	5,4 a	29,7 a	0,5 a	0,47 a
Média	0,06	4,5	22,3	0,55	0,42

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 34- Teores totais de metais na casca da raiz das plantas de cenoura do Estudo 4, após a reaplicação de resíduos (médias de 3 repetições)

Tratamentos	Cd	Cu	Zn	Ni	Pb
	-----mg kg ⁻¹ -----				
1 = T	0,20 a	5,85 a	26,70	1,34 a	0,97 a
2 = NPK + ca	0,21 a	8,66 a	25,34	0,74 a	0,93 a
3 = L1 + PK	0,22 a	9,55 a	27,97	0,84 a	0,85 a
4 = L2 + PK	0,21 a	9,78 a	29,69	0,71 a	0,97 a
5 = RC + NPK + ca	0,25 a	12,39 a	31,03	1,15 a	0,67 a
6 = RC + LC + PK	0,18 a	8,15 a	26,63	0,97 a	0,87 a
7 = SC + NPK + ca	0,25 a	11,19 a	36,45	0,91 a	1,00 a
8 = Cr _{min} + LC + PK	0,27a	10,42 a	27,76	1,00 a	0,95 a
Média	0,22	9,5	28,95	0,96	0,90

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 35 - Quantidades de N mineral (NH₄⁺ + NO₃⁻) determinadas no solo após cada cultivo (médias de 3 repetições)

Tratamentos	1º cultivo	2º cultivo	3º cultivo
	-----mg vaso ⁻¹ -----		
1 = T	65,6 ab	25,6 a	3,2 c
2 = PK + ca	84,5 ab	36,5 a	16,8 ab
3 = NPK + ca	101,3 a	24,9 a	24,2 a
4 = L1 + PK	79,3 ab	21,6 a	18,9 ab
5 = L2 + PK	62,5 ab	19,5 a	10,5 b
6 = L2 + PK+ Cr _{min}	54,1 b	41,4 a	7,4 bc
7 = Serr + PK + ca	89,7 ab	29,9 a	18,9 ab
8 = Serr + NPK + ca	105,5 ab	25,1 a	11,6 ab
9 = Apa + PK + ca	81,4 ab	23,2 a	5,3 bc
10 = Apa + NPK + ca	110,8 a	32,0 a	25,2 a

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 36 - Matéria seca do milho nos três cultivos sucessivos (médias de 3 repetições)

Tratamentos	1º cultivo	2º cultivo	3º cultivo	
	Parte aérea	Parte aérea	Parte aérea	Massa seca de raiz
	-----g vaso ⁻¹ -----			
1 = T	0,97 e	2,29 e	0,97 c	1,53 c
2 = PK + ca	6,09 bcd	7,69 cde	3,75 b	3,08 bc
3 = NPK + ca	10,26 a	16,82 a	10,26 a	14,77 a
4 = L1 + PK	6,03 bcd	11,76 abcd	3,30 b	2,74 bc
5 = L2 + PK	5,85 cd	9,63 bcd	3,85 b	3,02 bc
6 = L2 + PK+ Cr _{min}	5,50 d	8,35 cde	3,83 b	3,27 bc
7 = Serr + PK + ca	8,65 abc	6,32 de	4,65 b	3,91 bc
8 = Serr + NPK + ca	9,17 ab	13,83 abc	10,99 a	12,77 a
9 = Apa + PK + ca	7,88 abcd	6,75 de	4,55 b	2,75 bc
10 = Apa + NPK + ca	8,63 abcd	16,28 ab	10,30 a	8,51 ab

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 37- Teores de nitrogênio nas plantas de milho (médias de 3 repetições)

Tratamentos	1º cultivo	2º cultivo	3º cultivo	
	Parte aérea	Parte aérea	Parte aérea	Massa seca de raiz
	-----g vaso ⁻¹ -----			
1 = T	24,24 a	10,90 b	24,24 a	11,40 a
2 = PK + ca	27,94 a	8,32 b	25,93 a	11,87 a
3 = NPK + ca	26,54 a	20,36 a	26,54 a	15,40 a
4 = L1 + PK	30,96 a	9,03 b	30,93 a	13,70 a
5 = L2 + PK	30,13 a	9,47 b	30,97 a	10,98 a
6 = L2 + PK+ Cr _{min}	31,33 a	10,21 b	31,33 a	11,83 a
7 = Serr + PK + ca	19,05 a	8,94 b	21,18 a	4,55 b
8 = Serr + NPK + ca	29,23 a	22,21 a	27,59 a	3,12 b
9 = Apa + PK + ca	21,82 a	9,03 b	21,82 a	11,72 a
10 = Apa + NPK + ca	30,57 a	18,27 a	27,24 a	14,47 a

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 38 - N mineralizado dos resíduos de curtume (médias de 3 repetições)

Tratamentos	1º cultivo	2º cultivo	3º cultivo	Total
	-----mg vaso ⁻¹ -----			
1 = T	-	-	-	-
2 = PK + ca	165,54	31,02	95,54	292,10
3 = NPK + ca	118,95	250,07	385,00	754,02
4 = L1 + PK	11,33	32,51	22,79	66,64
5 = L2 + PK	-15,89	32,22	29,30	45,63
6 = L2 + PK+ Cr _{min}	-28,24	56,57	10,60	38,93
7 = Serr + PK + ca	-0,17	-19,28	-8,80	-28,25
8 = Serr + NPK + ca	-0,06	-39,29	-169,50	-208,85
9 = Apa + PK + ca	-1,31	-13,23	-0,41	-14,95
10 = Apa + NPK + ca	1,02	-47,42	-102,21	-148,61

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 39 - Características físico – químicas do solo após três cultivos de milho (médias de 3 repetições)

Tratamentos	pH (H ₂ O)	M.O. g kg ⁻¹	P -----mg dm ⁻³ -----	K	Ca -----cmol _c dm ⁻³ -----	Mg	Na mg dm ⁻³
1 = T	5,7 f	8,8 a	6,0 b	10,5 c	0,50 d	0,20 c	22,5 a
2 = PK + ca	6,7 bcd	6,4 a	12,2 ab	12,0 abc	1,00 c	0,63 a	25,0 a
3 = NPK + ca	6,3 e	7,1 a	17,6 a	11,7 bc	1,03 c	0,53 ab	27,6 a
4 = L1 + PK	6,4 cde	8,1 a	5,7 b	15,0 abc	1,17 bc	0,30 bc	27,0 a
5 = L2 + PK	7,1 a	8,4 a	17,0 a	18,0 a	1,83 a	0,43 b	31,6 a
6 = L2 + PK+ Cr _{min}	7,0 ab	8,1 a	15,0 ab	17,7 ab	1,50 ab	0,40 b	40,6 a
7 = Serr + PK + ca	6,7 bc	10,0 a	9,0 ab	16,3 abc	1,30 bc	0,70 a	27,0 a
8 = Serr + NPK + ca	6,3 de	7,4 a	11,1 ab	10,0 c	0,90 cd	0,37 b	27,6 a
9 = Apa + PK + ca	6,7 bc	7,7 a	13,0 ab	11,7 bc	1,13 bc	0,67 a	26,6 a
10 = Apa + NPK + ca	6,4cde	7,4 a	9,4 ab	11,7 bc	0,97 c	0,43 b	24,0 a

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 40 - Teores de S, Zn, Cu, B, Mn e condutividade elétrica no solo após os três cultivos de milho (médias de 3 repetições)

Tratamentos	S ⁽¹⁾	Zn	Cu	B	Mn	Cond. elétrica
	-----mg dm ⁻³ -----					mS cm ⁻¹
1 = T	5,0 b	1,1 c	0,50 a	0,45 a	16,0 a	0,03 c
2 = PK + ca	8,8 ab	1,2 c	0,43 a	0,53 a	9,6 ab	0,06 b
3 = NPK + ca	6,2 b	1,5 bc	0,43 a	0,43 a	14,3 a	0,06 b
4 = L1 + PK	8,4 ab	2,0 abc	0,50 a	0,53 a	10,0 ab	0,06 b
5 = L2 + PK	14,4 ab	2,7 a	0,47 a	0,40 a	4,0 b	0,08 a
6 = L2 + PK+ Cr _{min}	21,8 a	2,4 ab	0,57 a	0,43 a	3,6 b	0,10 a
7 = Serr + PK + ca	9,4ab	2,3 ab	0,50 a	0,37 a	13,6 a	0,09 a
8 = Serr + NPK + ca	5,9 b	1,1 c	0,50 a	0,43 a	11,3 ab	0,05 bc
9 = Apa + PK + ca	8,8 ab	2,0 abc	0,47 a	0,40 a	11,3 ab	0,05 bc
10 = Apa + NPK + ca	7,0b	1,6 bc	0,47 a	0,47 a	12,6 a	0,07 b

⁽¹⁾ S, Zn, Cu e B extraíveis e Mn trocável conforme Tedesco et al. (1995).

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 41 – Teores totais de metais no solo após os três cultivos de milho (médias de 3 repetições)

	Cu	Zn	Cd	Ni	Cr
	-----mg kg ⁻¹ -----				
1 = T	2,26	7,50	0,05	0,78	4,40
2 = PK + ca	1,69	7,50	0,04	0,87	7,16
3 = NPK + ca	1,88	9,77	0,05	0,92	6,07
4 = L1 + PK	1,80	8,43	0,04	0,83	36,16
5 = L2 + PK	1,69	9,09	0,05	0,98	110,34
6 = L2 + PK+ Cr _{min}	1,95	9,68	0,04	0,91	149,60
7 = Serr + PK + ca	1,87	10,57	0,05	1,03	20,93
8 = Serr + NPK + ca	1,76	8,49	0,05	0,87	11,15
9 = Apa + PK + ca	1,25	6,82	0,03	0,67	9,39
10 = Apa + NPK + ca	1,45	7,18	0,02	0,82	9,79

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 42 - Teores totais de Cu, Zn, Cd, Ni e Cr no tecido do 1º cultivo de milho (médias de 3 repetições)

	Cu	Zn	Cd	Ni	Cr
	-----mg kg ⁻¹ -----				
1 = T	5,00 a	89,0 ab	0,06 a	0,54 a	0,95 b
2 = PK + ca	6,67 a	80,3 ab	0,04 a	0,47 a	1,37 b
3 = NPK + ca	7,00 a	100 ab	0,04 a	0,49 a	1,50 b
4 = L1 + PK	8,33 a	135,6 a	0,07 a	0,59 a	1,77 b
5 = L2 + PK	6,00 a	47 b	0,03 a	0,53 a	2,00 b
6 = L2 + PK+ Cr _{min}	5,67 a	51 b	0,04 a	0,76 a	6,80 a
7 = Serr + PK + ca	6,33 a	84ab	0,03 a	0,55 a	1,57 b
8 = Serr + NPK + ca	7,67 a	60,3b	0,03 a	0,51 a	1,30 b
9 = Apa + PK + ca	5,00 a	69ab	0,02 a	0,54 a	1,33 b
10 = Apa + NPK + ca	6,33 a	107 ab	0,04 a	0,57 a	1,07 b

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 43 - Teores totais de Cu, Zn, Cd, Ni e Cr no tecido do 2º cultivo de milho (médias de 3 repetições).

	Cu	Zn	Cd	Ni	Cr
	-----mg kg ⁻¹ -----				
1 = T	5,14 a	83,18 a	0,16 a	1,22 a	1,60 a
2 = PK + ca	3,40 a	22,44 b	0,07 a	0,86 a	0,87 a
3 = NPK + ca	7,98 a	35,46 b	0,06 a	0,61 a	0,79 a
4 = L1 + PK	4,77 a	32,33 b	0,07 a	0,97 a	2,13 a
5 = L2 + PK	5,12 a	27,95 b	0,05 a	0,66 a	2,02 a
6 = L2 + PK+ Cr _{min}	3,90 a	28,11 b	0,03 a	0,75 a	1,40 a
7 = Serr + PK + ca	4,04 a	40,51 b	0,07 a	0,79 a	0,96 a
8 = Serr + NPK + ca	8,34 a	33,33 b	0,04 a	0,57 a	0,83 a
9 = Apa + PK + ca	3,15 a	34,69 b	0,06 a	0,79 a	1,09 a
10 = Apa + NPK + ca	6,79 a	41,01 b	0,04 a	0,61 a	0,90 a

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 44 - Teores totais de Cu, Zn, Cd, Ni e Cr no tecido do 3º cultivo de milho (médias de 3 repetições).

	Cu	Zn	Cd	Ni	Cr
	-----mg kg ⁻¹ -----				
1 = T	3,8 a	41,1 a	0,07 a	0,9 a	0,10 a
2 = PK + ca	4,9 a	60,0 a	0,03 a	0,7 a	0,45 a
3 = NPK + ca	7,5 a	46,3 a	0,07 a	1,6 a	1,92 a
4 = L1 + PK	5,3 a	66,8 a	0,03 a	0,6 a	2,94 a
5 = L2 + PK	5,0 a	72,8 a	0,03 a	0,7 a	2,08 a
6 = L2 + PK+ Cr _{min}	4,7 a	59,2 a	0,03 a	0,7 a	3,01 a
7 = Serr + PK + ca	6,4 a	79,5 a	0,02 a	1,3 a	0,90 a
8 = Serr + NPK + ca	6,0 a	39,0 a	0,04 a	1,0 a	3,16 a
9 = Apa + PK + ca	4,6 a	74,4 a	0,02 a	0,8 a	0,43 a
10 = Apa + NPK + ca	8,1 a	60,3 a	0,01 a	0,7 a	0,61 a

Médias letras iguais na mesma coluna não indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

APÊNDICE 45 - Teores de alguns metais considerados normais e excessivos (ou tóxicos) em plantas (teores na matéria seca)

Metal	Faixas de teores considerados normais (não tóxicos) ⁽¹⁾	Faixas de teores considerados excessivos (tóxicos) ⁽²⁾
	-----mg kg ⁻¹ -----	
Cádmio	0,01 – 0,20	5 – 30
Cromo	0,02 – 6,0	> 10
Cobre	3 – 40	20 – 100
Chumbo	0,1 – 5,0	30 – 300
Níquel	0,1 – 1,0	10 – 100
Zinco	15 – 150	100 – 400

⁽¹⁾ Conforme Pais & Jones (1997).

⁽²⁾ Conforme Kabata - Pendias & Pendias (1986).

APÊNDICE 46 - Valores do pH em água do solo (relação 1:1) em diferentes intervalos após o período de incubação ⁽¹⁾

Tratamentos	Dias após o início da incubação									Equilíbrio ²
	30	60	90	165	204	233	290	328	416	
T1- T	4,4	4,4	4,1	4,2	4,2	4,1	4,2	4,4	4,4	4,2
T2 = Ca1	5,2	5,3	5,0	5,0	4,9	4,9	4,8	5,0	5,0	4,9
T3 = Ca2	5,9	6,1	5,7	5,7	5,8	5,8	5,4	5,6	5,7	5,7
T4 = Ca3	7,0	6,9	6,5	6,5	6,5	6,5	6,2	6,3	6,3	6,4
T5 = Ca4	7,7	7,8	7,7	7,8	7,8	7,7	7,5	7,2	7,1	7,5
T6 = 10 t ha ⁻¹ G1 + Ca3	7,0	6,9	6,4	6,5	6,6	6,3	6,1	6,1	6,1	- ³
T7 = 30 t ha ⁻¹ G1 + Ca3	7,1	6,8	6,3	6,3	6,4	6,3	5,8	6,0	5,7	- ³
T8 = 20 t ha ⁻¹ G2 + Ca3	7,1	6,9	6,5	6,5	6,5	6,4	6,0	6,0	5,9	- ³
T9 = 60 t ha ⁻¹ G2 + Ca3	6,6	6,8	6,6	6,1	6,2	5,9	5,5	5,8	5,4	- ³
T10 = 40 t ha ⁻¹ G3 + Ca3	7,0	6,9	6,3	6,3	6,4	6,3	5,7	5,8	5,7	- ³
T11 = 120 t ha ⁻¹ G3 + Ca3	7,0	6,8	6,5	6,0	5,7	5,2	4,7	4,7	4,5	- ³
T12 = 120 t ha ⁻¹ G4 + Ca3	6,9	6,4	6,1	5,6	5,5	5,4	4,8	5,0	4,9	- ³
T13 = 360 t ha ⁻¹ G4 + Ca3	6,8	6,5	5,9	5,0	4,6	3,9	3,5	3,8	3,1	- ³

(1) Valor de pH inicial de 4,3.

(2) Médias dos valores determinados entre 90 a 416 dias.

(3) Valores de pH decrescentes entre 90 a 416 dias.