

Sys 331704

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

**MECANISMOS DE CORREÇÃO DA ACIDEZ DO SOLO  
NO SISTEMA PLANTIO DIRETO COM  
APLICAÇÃO DE CALCÁRIO NA SUPERFÍCIE**

ANTONIO SERGIO DO AMARAL  
Engenheiro Agrônomo (UDESC)  
Mestre em Ciência do Solo (UFRGS)

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

Porto Alegre (RS), Brasil  
Abril/2002



ANTONIO SÉRGIO DO AMARAL  
Engenheiro Agrônomo - UDESC  
Mestre em Ciência do Solo - UFRGS

## TESE

Submetida como parte dos requisitos  
para obtenção do Grau de

### DOUTOR EM CIÊNCIA DO SOLO

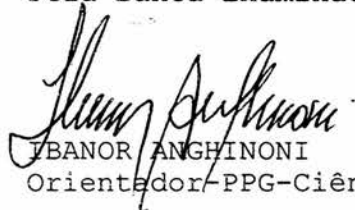
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo

Faculdade de Agronomia


Universidade Federal do Rio Grande do Sul


Porto Alegre (RS), Brasil


Aprovado em: 16/04/2002  
Pela Banca Examinadora

  
IVANOR ANGHINONI  
Orientador-PPG-Ciência do Solo

Homologado em: 10/06/2002  
Por


  
CARLOS ALBERTO BISSANI  
Coordenador do  
Programa de Pós-Graduação em  
Ciência do Solo

  
MARINO JOSÉ TEDESCO  
PPG-Ciência do Solo

  
RUTH HINRICHS  
Instituto de Geociências/UFRGS

  
ILDEGARDIS BERTOL  
UDESC/SC

  
FRANCISCO CARLOS DESCHAMPS  
EPAGRI/SC

  
GILMAR A. B. MARODIN  
Diretor da Faculdade  
de Agronomia

Dedico:

aos meus pais **JOSÉ** (*in memoriam*) e  
**MARIA**, fonte eterna de Paz, de Luz, de  
Profeção e de Amor...

à **Regina**, esposa querida, amiga e  
companheira, pelo amor, pelo apoio, por  
ser a Mulher da minha vida...

## AGRADECIMENTOS

“Engana-se quem acha que ao término de um trabalho fez tudo sozinho e orgulha-se pensando que foi somente mérito seu”. Sempre tem alguém a quem se deve agradecer, no caso, tenho muitos, graças a Deus.

Ao Professor Ibanor Anghinoni, pela amizade, parceria, incentivo, apoio e confiança ao longo desses anos, verdadeiro Mestre e Orientador.

Aos Professores João Mielniczuk (FA - UFRGS) e Ildgardis Bertol (CAV-UDESC), não só pela liberação das áreas experimentais, mas também pela amizade e incentivo.

Ao Professor Clésio Gianello do Departamento de Solos (FA-UFRGS), pelo apoio e incentivo na atividade supervisionada de ensino.

Aos demais Professores do Departamento de Solos da FA-UFRGS, pelos belos ensinamentos e exemplos de profissionalismo a ser seguido.

A todos os Funcionários do Departamento de Solos, do Laboratório de Rotina e da Estação Experimental da FA - UFRGS e aos bolsistas de iniciação científica, pelo excelente convívio, colaboração e amizade.

À Professora Ruth Hinrichs do Instituto de Geociências da UFRGS, pelo auxílio nas análises mineralógicas e pelo incentivo.

Aos pesquisadores da EPAGRI - Itajaí - SC, Eliséo Soprano e Francisco Carlos Deschamps, pela excelente recepção e pela ajuda inestimável nas análises por HPLC.

À CAPES, pela bolsa de doutorado e ao PRONEX, CNPq e FAPERGS, pelo auxílio financeiro ao trabalho.

Aos amigos e parceiros de jornada do Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, pela amizade e companheirismo ao longo desse tempo.

Aos novos amigos de Erechim, em especial aos Professores José Aparecido de Oliveira Leite e Nelson Jaboiniski da URICER, pela acolhida e liberação para o término do presente trabalho.

Aos meus irmãos: Alceu (Maristela), Aúreo (Silvana), Anilton (Rosana), Rita (Geovani), Alcélcio (Claudia), Luciane (Marcus), Rosane, Rosenéia e André e aos demais membros da nossa grande família, pelo apoio e torcida.

Aos meus segundos pais, DIOMÁRIO e ZENI, e aos novos irmãos: Luciano (Dani) e Rosana, pela confiança, convívio, amizade e hospitalidade.

A todas às pessoas que de uma forma ou outra, ao seu modo, acreditando e torcendo, ajudaram a tornar este sonho uma realidade. Muito Obrigado.

# MECANISMOS DE CORREÇÃO DA ACIDEZ DO SOLO NO SISTEMA PLANTIO DIRETO COM APLICAÇÃO DE CALCÁRIO NA SUPERFÍCIE<sup>1/</sup>

Autor: Antonio Sergio do Amaral

Orientador: Professor Ibanor Anghinoni

## RESUMO

A aplicação superficial de calcário tem se mostrado eficiente na correção da acidez do solo no sistema plantio direto no Sul do Brasil. Ao contrário do esperado, os efeitos da aplicação de calcário têm ocorrido em profundidade e em períodos de tempo relativamente curtos, apesar da sua baixa solubilidade e mobilidade no solo. Este trabalho teve por objetivos identificar os mecanismos responsáveis pela descida de calcário e avaliar as modificações químicas no perfil do solo decorrentes da calagem superficial em curto prazo. Para tal, foram conduzidos dois estudos em casa de vegetação, utilizando colunas de PVC com amostras indeformadas de solo. O solo utilizado em ambos estudos foi um Cambissolo Húmico Alumínico Léptico argiloso, conduzido há cinco anos em sistema plantio direto. No primeiro estudo, investigou-se a movimentação vertical de partículas finas de calcário da superfície e o seu efeito no perfil do solo. No segundo estudo, investigou-se a hipótese de que os resíduos vegetais podem amenizar a acidez no perfil do solo. A descida de partículas finas de calcário pode ser um mecanismo muito importante na correção da acidez do solo em profundidade. Os efeitos são rápidos, chegando à profundidade de 20 cm em 28 dias. O método da HPLC permitiu identificar os ácidos orgânicos nos resíduos utilizados. Na aveia preta predominou o trans-aconítico, na ervilhaca comum o ácido málico e no nabo forrageiro os ácidos cítrico e málico. Apesar disso, os resíduos vegetais, na dosagem utilizada (10 Mg ha<sup>-1</sup>), pouco interferem na amenização da acidez no perfil do solo, uma vez que seus efeitos, isoladamente ou em conjunto com o calcário, são restritos à camada superficial (0 – 2,5 cm) do solo até 60 dias após sua aplicação.

---

<sup>1/</sup> 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 (RS). (107p). Abril, 2002. Trabalho realizado com recursos do PRONEX, FAPERGS e CNPq.

# MECHANISMS OF SOIL ACIDITY NEUTRALIZATION BY SURFACE LIME APPLICATION IN NO-TILLAGE SYSTEM<sup>1/</sup>

Author: Antonio Sergio do Amaral  
Adviser: Professor Ibanor Anghinoni

## ABSTRACT

Surface lime application has been efficient for soil acidity neutralization in no-tillage system in southern Brazil. Although the low solubility and mobility of lime in the soil, an alleviation of soil acidity has been observed in the soil depth in a short time period. This research was carried out to identify the mechanisms responsible for lime movement down the soil profile and to evaluate the chemical modifications in the soil depth in a short term, resulted by lime applied to soil surface. Two studies were conducted in a greenhouse by using an undeformed Inceptisol soil (Haplumbrept) in columns, collected in a field experiment under no-tillage for five years. In the first study, the vertical movement of fine (< 0.105 mm) lime particles and its effects in soil acidity parameters were evaluated in different soil layers in the columns. In the second study, the hypothesis of acidity alleviation in the soil depth by crop residues was tested. The movement of fine lime particles down the columns can be a very important mechanism for soil acidity neutralization. The effects were fast, reaching the depth of 20 cm in 28 days. The HPLC methodology allowed the identification of organic acids in the crop residues. The trans-aconitic acid was dominant in black oat, the malic acid in common vetch, and citric acid and malic acid in oil seed radish. The crop residues, at used rate (10 Mg ha<sup>-1</sup>), were not important for acidity alleviation in the soil profile, since the effects, isolated or together with lime application to soil surface, were restricted to the surface (0-2.5 cm) layer up to 60 days.

<sup>1/</sup> 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 (RS) - Brazil. (107p). April, 2002. Research supported by PRONEX, CNPq and FAPERGS.

## SUMÁRIO

	Página
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	01
<b>2. CAPÍTULO I – Revisão Bibliográfica</b> .....	03
2.1. Acidez do solo e os materiais usados para sua correção.....	03
2.2. Dissolução e precipitação de calcário em solos sob sistema plântio direto.....	06
2.3. Mecanismos de correção da acidez do solo no sistema plântio direto.....	09
2.3.1. Descida de calcário através dos bioporos do solo.....	10
2.3.2. Transporte de cálcio e magnésio por ânions solúveis.....	12
2.3.3. Transporte de cátions divalentes por ligantes orgânicos...	14
2.3.4. Neutralização da acidez do solo e amenização da toxidez do alumínio por resíduos vegetais.....	19
2.4. Problematização.....	21
<b>3. CAPÍTULO II – Estudo 1 – Movimentação vertical de partículas de calcário no perfil do solo em sistema plântio direto</b> .....	23
3.1. Introdução.....	23
3.2. Material e Métodos.....	26
3.2.1. Características do solo, coleta das colunas e cultivo de aveia preta.....	26
3.2.2. Condução do experimento em casa de vegetação.....	27
3.2.3. Análises e determinações.....	29
3.2.3.1. Solução percolada.....	29
3.2.3.2. Solo, calcário e talco.....	29
3.2.3.3. Análise estatística.....	30
3.3. Resultados e Discussão.....	30
3.3.1. Movimentação vertical de calcário.....	30
3.3.2. Efeitos da calagem superficial na composição da solução percolada.....	40
3.3.3. Efeito da calagem superficial nos atributos químicos no perfil do solo nas colunas.....	42
3.4. Conclusões.....	47

<b>4. CAPÍTULO III – ESTUDO 2 – Resíduos de plantas de cobertura e mobilidade dos produtos da dissolução do calcário aplicado na superfície do solo no sistema plantio direto consolidado.....</b>	<b>49</b>
4.1. Introdução.....	49
4.2. Material e Métodos.....	52
4.2.1. Características do solo, coleta das colunas e cultivo das plantas.....	52
4.2.2. Condução do experimento em casa de vegetação.....	53
4.2.3. Análises e determinações.....	55
4.2.3.1. Material vegetal.....	55
4.2.3.2. Solução percolada.....	57
4.2.3.3. Solução do solo.....	58
4.2.3.4. Solo.....	58
4.2.3.5. Análise estatística.....	59
4.3. Resultados e Discussão.....	59
4.3.1. Identificação e quantificação de ácidos orgânicos.....	59
4.3.1.1. Resíduos vegetais.....	59
4.3.1.2. Solução percolada e solução do solo.....	61
4.3.2. Atributos químicos na solução percolada.....	63
4.3.3. Atributos químicos na fase sólida do solo.....	69
4.4. Conclusões.....	77
<b>5. DISCUSSÃO GERAL.....</b>	<b>78</b>
<b>6. CONCLUSÕES GERAIS.....</b>	<b>82</b>
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>83</b>
<b>8. APÊNDICES.....</b>	<b>93</b>



## RELAÇÃO DE TABELAS

	Página
1. Quantidade de calcário recuperada semanalmente 24 horas após cada aplicação de 35 mm de água por coluna.....	32
2. Composição química dos resíduos vegetais utilizados.....	56
3. Conteúdo de ácidos orgânicos alifáticos de baixo peso molecular na parte aérea de três espécies vegetais. Valores médios de três repetições obtidos através do uso da cromatografia líquida (HPLC).....	61

## RELAÇÃO DE FIGURAS

	Página
1. Vista superior de uma das colunas de PVC, antes da aplicação dos tratamentos, evidenciando o aspecto do solo indeformado e sem cobertura (1) e a parafina colocada entre o solo e a parede interna da coluna (2).....	31
2. Difratoograma do calcário dolomítico aplicado na superfície do solo indeformado nas colunas de PVC, evidenciando seus principais picos conforme indicam os reflexos nos planos hkl 220 (d = 0,303 nm de calcita e 104 (d = 0,299) de dolomita.....	31
3. Difratoograma do talco aplicado na superfície das colunas evidenciando seus principais picos conforme indicam os reflexos nos planos hkl 002 (d = 1,88 nm), 004 (d = 0,94 nm) e 006 (d = 0,62 nm).....	32
4. Difratoograma do calcário encontrado a 20 cm de profundidade acumulado sobre o filtro 24 horas após a primeira simulação de chuva, evidenciando seus principais picos conforme indicam os reflexos nos planos hkl 220 (d = 0,303 nm) de calcita e 104 (d = 0,299) de dolomita.....	34
5. Grânulos de calcário acumulados na superfície de agregados do solo encontrados na última camada (16-20 cm).....	34
6. Imagem dos grânulos do calcário dolomítico antes da aplicação na superfície do solo, obtida por microscópio eletrônico de varredura (MEV).....	36
7. Imagem dos grânulos do calcário dolomítico acumulados nos filtros 24 horas após a primeira chuva simulada, obtida por microscópio eletrônico de varredura (MEV).....	36
8. Imagem dos grânulos do calcário dolomítico acumulados nos filtros 24 horas após a segunda chuva simulada, obtida por microscópio eletrônico de varredura (MEV).....	37

9. Valores de (a) pH, (b) condutividade elétrica (C.E.), (c) cálcio e (d) magnésio e (e) bicarbonato da solução percolada em função das diferentes épocas de aplicação das chuvas simuladas sobre o solo com calcário nas colunas.....	41
10. Valores dos atributos químicos do solo após quatro semanas da aplicação superficial dos tratamentos em colunas de solo indeformadas, coletadas em área de sistema plantio direto: (a) pH em água, (b) pH $\text{CaCl}_2$ $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ e (c) alumínio trocável.....	43
11. Valores dos atributos químicos do solo após quatro semanas da aplicação superficial dos tratamentos em colunas de solo indeformadas, coletadas em área de sistema plantio direto: (a) cálcio trocável, (b) magnésio trocável e (c) CTC efetiva ( $\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++} + \text{K}^+ + \text{Al}^{+++}$ ).....	44
12. Atributos químicos da solução percolada em diferentes períodos após a aplicação dos tratamentos. Efeitos respectivamente isolados e em conjunto com o calcário no pH (a) e (b), no alumínio (c) e (d) e na condutividade elétrica (C.E.) (e) e (f).....	64
13. Atributos químicos da solução percolada em diferentes períodos após a aplicação dos tratamentos. Efeitos respectivamente isolados e em conjunto com o calcário no cálcio (a) e (b), no magnésio (c) e (d) e no potássio (e) e (f).....	65
14. Valores dos atributos químicos no perfil do solo após 60 dias da aplicação superficial dos tratamentos em colunas indeformadas coletadas em área de sistema plantio direto, efeitos respectivamente isolados e em conjunto com o calcário no pH em água (a) e (b) e no pH em $\text{CaCl}_2$ $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ (c) e (d).....	70
15. Valores dos atributos químicos no perfil do solo após 60 dias da aplicação superficial dos tratamentos em colunas indeformadas coletadas em área de sistema plantio direto, efeitos respectivamente isolados e em conjunto com o calcário no alumínio trocável (a) e (b) e no cálcio trocável (c) e (d).....	71
16. Valores dos atributos químicos no perfil do solo após 60 dias da aplicação superficial dos tratamentos em colunas indeformadas coletadas em área de sistema plantio direto, efeitos respectivamente isolados e em conjunto com o calcário no magnésio trocável (a) e (b) e no potássio disponível (c) e (d).....	72
17. Valores de carbono orgânico total no perfil do solo após 60 dias da aplicação superficial dos tratamentos em colunas indeformadas coletadas em área de sistema plantio direto, (a) efeitos isolados e (b) em conjunto com o calcário.....	73

## RELAÇÃO DE APÊNDICES

	Página
1. Metodologia para detectar a presença de partículas de calcário no interior do solo.....	94
2. Análise semi quantitativa por fluorescência de raios X do talco.....	99
3. Recuperação de ácidos orgânicos alifáticos de baixo peso molecular na solução do solo utilizando-se cromatografia líquida (HPLC).....	100
4. Atributos químicos da água percolada, coletada em diferentes períodos após a aplicação dos tratamentos (Estudo 2).....	105
5. Atributos químicos do perfil do solo, avaliados 60 dias após a aplicação dos tratamentos sem a presença de calcário (Estudo2).....	105
6. Atributos químicos do perfil do solo avaliados 60 dias após a aplicação dos tratamentos com a presença de calcário (Estudo 2).....	107

## 1. INTRODUÇÃO

A área de abrangência do sistema plantio direto no Rio Grande do Sul aumentou de forma relativamente rápida a partir de 1990. Na década 1990/2000, verificou-se grandes incrementos, ano após ano, atingindo atualmente aproximadamente quatro milhões de hectares, o que representa mais de 60% da área com agropecuária no estado. Aumentos significativos da área em plantio direto têm sido verificados também em outros estados brasileiros. O Brasil conta atualmente com 13,47 milhões de hectares, perdendo apenas para os Estados Unidos, que têm 19,75 milhões de hectares cultivados nesse sistema. São inegáveis as vantagens do sistema plantio direto em relação ao convencional, pois vários benefícios decorrem do seu uso. Entretanto, a rápida expansão deve preocupar os pesquisadores dessa área que têm a responsabilidade de garantir sustentação técnica ao sistema, gerando informações e conhecimentos que permitam elucidar as complexas questões, presentes e futuras, as quais envolvem essa forma de tratar o solo e o ambiente.

No sistema plantio direto, o não revolvimento do solo e o conseqüente acúmulo de resíduos vegetais, corretivos e fertilizantes na superfície, promovem modificações nas características químicas, físicas e biológicas do solo em relação ao sistema convencional. Estas modificações ocorrem, de forma gradual e progressiva, a partir da superfície para a subsuperfície do solo e podem afetar, dentre outros aspectos, a disponibilidade de nutrientes e o processo de acidificação do solo. Em geral, após 4-5 anos já se considera que o sistema plantio direto esteja consolidado, ou seja, além do controle da erosão hídrica que deve ocorrer desde o primeiro ano, se verificam acúmulos significativos de matéria orgânica na superfície, o que promove melhoria nas características físicas, químicas e biológicas do solo. Tais benefícios decorrem,

principalmente, da rotação de culturas, incluindo espécies de cobertura e do não revolvimento do solo, o qual só ocorre na linha de semeadura. A ausência de revolvimento e a cobertura do solo permitem que a boa estrutura do solo, formada ao longo do tempo, seja mantida. Assim, os bioporos contínuos (canais ou galerias) que surgem a partir da decomposição de raízes das culturas anteriores e da intensa atividade de insetos, minhocas e outros organismos da macro e mesofauna do solo, são mantidos intactos no perfil do solo, caracterizando uma peculiaridade especial do sistema plantio direto quando comparado ao convencional.

A não incorporação de calcário ao solo, nas doses recomendadas para a correção da acidez da camada arável, tem sido eficiente para o crescimento vegetal e rendimento de grãos das diversas culturas, em solos com elevada acidez. Desta forma, a reaplicação superficial de calcário no sistema plantio direto vem se consolidando como uma prática sustentável nesse sistema, tanto pela manutenção da qualidade do solo quanto pelo rendimento das culturas.

Uma situação aparentemente paradoxal decorre do fato de que, a despeito do senso comum e das recomendações técnicas existentes e originadas do sistema convencional, a aplicação superficial de calcário no sistema plantio direto, sem revolvimento do solo, tem se mostrado viável. Ao contrário do que se esperaria, os efeitos têm ocorrido em profundidade e em períodos de tempo relativamente curtos, apesar da baixa solubilidade e baixa mobilidade do calcário no solo. Não se sabe, ao certo, ainda, quais os mecanismos responsáveis pela ação do calcário em profundidade, assim como a velocidade e a magnitude que ocorre tal fenômeno e a contribuição de cada mecanismo.

O conhecimento desses mecanismos e da dinâmica do processo da correção da acidez do solo em profundidade, pela aplicação superficial de calcário no sistema plantio direto ao longo do tempo, é importante para estabelecer critérios de recomendações técnicas de calagem para esse sistema. Assim, a dose e a frequência de aplicação de calcário poderão ser melhor definidas.

A realização do presente trabalho teve por objetivos identificar os mecanismos responsáveis pela descida de calcário e avaliar as modificações químicas relacionadas com a acidez no perfil do solo, decorrentes da aplicação superficial de calcário, em curto prazo, no sistema plantio direto.

## **2. CAPÍTULO 1 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1. Acidez do solo e materiais usados para sua correção**

A maioria dos solos do Rio Grande do Sul e do Brasil são naturalmente ácidos, apresentando baixa capacidade de troca de cátions e teores de alumínio e manganês em níveis tóxicos às plantas. O alumínio prejudica principalmente o desenvolvimento do sistema radicular da maioria das culturas, diminuindo, em consequência, a absorção de água e nutrientes pelo menor volume de solo explorado. Em pH baixo, há menor disponibilidade de macronutrientes como fósforo, cálcio e magnésio. Estas condições tornam o ambiente no solo desfavorável ao desenvolvimento normal das plantas, afetando negativamente o seu potencial produtivo.

A formação dos solos resulta da combinação de fatores como tempo, clima, relevo, material de origem e organismos. A contribuição mais intensa de um desses fatores pode ser a principal causa para o desenvolvimento de determinado solo, porém, é preciso ter em mente que cada solo é o resultado de ações, condicionamentos e interações, envolvendo diversificadamente todos os fatores de sua formação (Oliveira et al., 1992).

O clima e organismos vivos constituem fatores ativos e importantes na formação do solo. Solos bem drenados, formados em regiões de altas temperaturas e com altas precipitações pluviométricas, são na maioria, ácidos, mesmo que o material de origem não tenha reação ácida quando em contato com a água. O processo de acidificação do solo inicia com a solubilização das rochas, com posterior perda de bases associada à retenção de alumínio nos sítios de troca do solo. Assim, à medida que avança a intemperização, ocorre o empobrecimento em bases, devido à formação de compostos solúveis que são mais sujeitos a lixiviação no perfil do solo. Concomitantemente, aumentam as

concentrações de alumínio e de ferro devido às suas propriedades de formar compostos de muito baixa solubilidade nos solos.

As reações de hidrólise de alumínio, ferro e manganês na solução do solo, a decomposição dos resíduos orgânicos pelos microrganismos, a ação do homem e a própria absorção dos nutrientes pelas plantas são fatores que contribuem para a acidificação do solo.

A atividade química dos íons  $H^+$  na solução constitui a acidez ativa do solo, enquanto a capacidade de liberar  $H^+$  para a solução constitui a acidez potencial do solo.

A acidez do solo, tanto a ativa como a potencial, pode ser controlada por substâncias que geram ânions capazes de neutralizar os íons  $H^+$  presentes na solução. O material corretivo natural da acidez do solo mais comum e amplamente utilizado é o calcário. O seu maior uso justifica-se pela relativa frequência e abundância com que é encontrado em várias partes do mundo. No Brasil, as reservas encontram-se assim distribuídas: região sudeste (40,3%), região nordeste (26,0%), região sul (20,4%), região centro-oeste (8,5%) e região norte (4,7%) (DNPM, 1980). No Rio Grande do Sul, o calcário agrícola produzido é classificado como dolomítico, com teor médio de óxido de cálcio entre 26 e 28% e de óxido de magnésio entre 14 e 18 %. As principais jazidas de calcário dolomítico do Estado estão localizadas na zona de Pantano Grande, Cachoeira do Sul, Caçapava do Sul e Bagé (Becker, 1989).

O calcário dolomítico é obtido pela moagem de rochas calcárias que são constituídas predominantemente pelos minerais calcita ( $CaCO_3$ ) e dolomita ( $CaMg(CO_3)_2$ ), os quais representam os compostos químicos responsáveis pela neutralização da acidez. Afora esses, a rocha pode apresentar teores variáveis de impurezas, tais como sílica, argila e outros elementos, que não corrigem a acidez, diminuindo a qualidade do corretivo.

O poder de neutralização (PN) do calcário é geralmente expresso em relação ao do carbonato de cálcio puro que é tomado como 100%. Assim, a capacidade de neutralização de ácidos, ou PN, dos corretivos, é dada como equivalente em carbonato de cálcio ( $E_{CaCO_3}$ ). Os calcários comerciais produzidos no Rio Grande do sul têm PN entre 80 e 90%, na maioria dos casos (Tedesco & Gianello, 1989).



Outra característica importante do calcário, a qual determina a velocidade de reação do corretivo no solo, é a granulometria. O tamanho dos grânulos é um dos fatores que mais afeta a dissolução do calcário. Quanto menor a partícula, mais rápida é a sua ação na correção da acidez do solo (Pandolfo et al., 1996). Entretanto, os calcários comerciais têm partículas de vários tamanhos, desde pó muito fino até partículas de 2 mm de diâmetro. A legislação brasileira estabelece que o calcário agrícola deve passar 100% na peneira ABNT 10 (2,00 mm), 70% na peneira ABNT 20 (0,84 mm) e pelo menos 50% na peneira ABNT 50 (0,30 mm). A eficiência relativa (ER) de partículas de diâmetro entre 2,00 e 0,84 mm é de 20% em relação ao carbonato de cálcio em pó. Partículas entre 0,84 e 0,30 mm têm ER de 60% e partículas de diâmetro inferior a 0,30 mm têm ER de 100%. Após a análise granulométrica, esses valores são usados para determinar a reatividade do calcário (RE) (Tedesco & Gianello, 1989; Tedesco et al., 1995).

A qualidade final do calcário como corretivo da acidez do solo é dada pela combinação do poder de neutralização (PN) e da reatividade (RE), expressa em um índice conhecido como poder relativo de neutralização total (PRNT). Assim, para se corrigir a acidez de um solo, deve-se usar tanto mais calcário quanto menor for o seu PRNT.

Atualmente, o consumo potencial de calcário no Rio Grande do Sul, para as principais culturas de sequeiro, está em torno de 19,3 milhões de toneladas. O consumo anual, no entanto, é apenas de 3,9 milhões de toneladas (PRNT 100%), considerando a quantidade necessária para elevar o pH do solo a 6,0 e um efeito residual de 5 anos (Rheinheimer et al., 2000b).

Além do calcário, diversos outros materiais também podem ser usados como corretivo do pH do solo: escórias de siderurgia, subprodutos da indústria do ferro e do aço, onde o componente neutralizante é o silicato de cálcio e de magnésio; calcários marinhos (corais, sambaquis) e subprodutos de diversas indústrias, tais como resíduos de celulose (Alcarde, 1983).

## **2.2. Dissolução e precipitação de calcário em solos sob sistema plantio direto**

Um conceito mais holístico de solo considera-o como sendo um sistema aberto, dinâmico, com fluxos de entrada e saída de matéria e energia, os quais promovem contínuas reações, alterando-o ao longo do tempo. Estes fluxos de matéria e energia ocorrem de maneira natural entre o solo e o ambiente circundante e ocasionam modificações biológicas, físicas, químicas e mineralógicas, levando o sistema solo a um equilíbrio dinâmico e não a um equilíbrio estático. Entretanto, a ação antrópica, através de adoção de diferentes usos e manejos agrícolas do solo, ocasiona perturbações que podem comprometer os processos pedogenéticos alterando o balanço entre os fluxos de energia que atravessam o sistema solo e modificando sua capacidade de amortizar as perturbações decorrentes da intervenção humana (Azevedo et al., 1996).

A calagem de solos ácidos é considerada uma ação antrópica perturbadora do sistema solo, porque é um fluxo adicional aos fluxos aproximadamente constantes, estabelecidos ao longo da evolução mais recente do sistema, responsáveis pelo seu estado atual.

Os efeitos da calagem em curto prazo, têm sido caracterizados com relação à química, à física, à microbiologia, à fertilidade do solo e ao rendimento de culturas. Porém, pouco se sabe a respeito dos efeitos dessa prática agrícola sobre a complexa estabilidade de minerais no solo. A calagem considerada pelo ponto de vista mineralógico, nada mais é do que a adição dos minerais calcita e dolomita no sistema solo naturalmente desprovido de tais minerais.

As reações de transformação nas estruturas cristalinas dos minerais ocorrem, de maneira geral, muito lentamente, o que dificulta sobremaneira a detecção, a curto prazo, de possíveis alterações no subsistema mineralógico do solo devidas à calagem. Entretanto, Azevedo et al. (1996), apesar de não terem detectado modificações nos minerais via métodos diretos (difratometria de raios X e análise térmica diferencial), verificaram que a ação antrópica, por meio da calagem ( $40 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), produziu perturbações químicas no sistema solo, tendendo a um novo estado de equilíbrio dinâmico, mensurável 23 anos

após a aplicação do corretivo. A diminuição da atividade do alumínio na solução do solo indicou desaceleração do processo de intercalação de Al-OH na esmectita com hidróxi-Al nas entre-camadas, identificada através do uso do diagrama de estabilidade.

Devido a algumas peculiaridades do sistema plantio direto, como a grande quantidade de bioporos e a conseqüente elevação das taxas de infiltração de água no solo, partículas mais finas do calcário aplicado na superfície do solo ou os produtos da sua dissolução ( $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ) podem migrar no perfil do solo através da água infiltrada para camadas mais profundas, onde ocorre um decréscimo da pressão parcial de  $\text{CO}_2$ .

A dissolução de carbonatos no solo é causada principalmente pela ação do  $\text{CO}_2$  biogênico derivado da decomposição da matéria orgânica e da respiração das raízes das plantas. A dissolução do carbonato de cálcio pode ser representada esquematicamente pela reação:



Pela reação, a solubilidade dos carbonatos deve aumentar com o aumento da pressão parcial de  $\text{CO}_2$  promovida pela própria calagem que estimula a atividade de microorganismos no solo. A reprecipitação desses minerais pode ocorrer quando o produto de solubilidade é excedido, devido ao decréscimo da pressão parcial de  $\text{CO}_2$ , aumento na concentração do soluto e falta de água nas estiagens prolongadas. Essas condições são possíveis de serem encontradas no solo sob cultivo.

Segundo Arnaud & Herbillon (1973), as condições teoricamente necessárias para ocorrer a reprecipitação dos minerais calcita e dolomita em solos calcáreos de regiões semi áridas, são: (a) o cálcio na solução teria que ser proveniente somente da dissolução da calcita e dolomita nos horizontes superiores; (b) o magnésio na solução teria que ser exclusivamente originário da dissolução da dolomita nos horizontes superiores; (c) ocorrências de variações climáticas resultando em condições alternadas de alta e baixa umidade do solo com correspondente alta e baixa pressão parcial de  $\text{CO}_2$ , devido a variação da atividade biológica e (d) movimento vertical da umidade para camadas inferiores no solo e, algumas vezes, para posições fisiográficas mais baixas na paisagem. Salomons & Mook (1976) concordam com essas condições e resumem, afirmando que, para ocorrer a reprecipitação de

carbonatos no solo originado de rocha calcária, devem ocorrer, pelo menos dois processos: (1) movimento da solução do solo para ambientes com uma baixa pressão de  $\text{CO}_2$  e (2) evaporação da água da solução do solo.

Entretanto, segundo Doner & Lynn (1989), a precipitação de carbonatos não é simplesmente a reação inversa da dissolução da calcita e dolomita; existe uma precipitação preferencial de calcita. Somente uma pequena fração do  $\text{Mg}^{2+}$  presente na solução do solo é incorporada nos carbonatos secundários, na reprecipitação. A energia de hidratação relativamente superior e a presença de formas mais solúveis do  $\text{Mg}^{2+}$  em relação ao  $\text{Ca}^{2+}$ , são algumas das causas da precipitação preferencial da calcita.

É provável que a reprecipitação do calcário, em solos ácidos e com cargas negativas dependentes de pH, mesmo só da calcita, ocorra de maneira lenta e pouco perceptível, devido à presença de espécies solúveis que atuam como inibidores da reprecipitação, tais como matéria orgânica, fósforo e sílica que aumentam a solubilidade dos carbonatos (Levy, 1981). Em função disso, apesar da baixa pressão parcial de  $\text{CO}_2$  nas camadas inferiores, a reprecipitação de carbonatos em solos do Sul do Brasil sob sistema plantio direto deve ser vista com cautela. A baixa solubilidade do calcário ( $0,014 \text{ g L}^{-1}$  para calcita e  $0,106 \text{ g L}^{-1}$  para dolomita) pode indicar que a água infiltrada no solo esteja mais carregada com partículas de calcário não dissolvidas do que com os produtos da dissolução do calcário. Além disso, os cátions cálcio e magnésio dificilmente estarão em concentração suficiente para precipitar, podendo ambos ser lixiviados juntamente com ânions solúveis (nitrato ou sulfato, provenientes da mineralização da matéria orgânica) ou complexados com ligantes orgânicos liberados durante a decomposição de resíduos vegetais na superfície do solo. Da mesma forma, os ânions  $\text{OH}^-$  e  $\text{HCO}_3^-$ , resultantes da dissolução do calcário, reagem rapidamente com a acidez ativa, elevando o pH do solo e transformando-se em  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$ .

No entanto, admitindo-se a possibilidade de reprecipitação do calcário e sua detecção através da difratometria de raios X (DRX), no perfil de solos não calcáreos sob cultivo, uma questão relevante seria distinguir se os minerais identificados no interior do solo seriam litogênicos (partículas originais do calcário aplicado na superfície do solo que foram transportadas sem se dissolverem) ou pedogênicos (sofreram os processos de dissolução e

reprecipitação). A técnica de DRX pode não ser suficiente para identificar possíveis diferenças entre os dois materiais. Outras técnicas complementares, como microscopia eletrônica de varredura e de transmissão, análise térmica diferencial, diagramas de estabilidade, microsonda ou isótopos estáveis, seriam necessárias (Arnauld & Herbillon, 1973; Azevedo et al., 1996). A presença de inibidores no solo, tais como matéria orgânica, além de retardarem uma possível precipitação, também podem levar à formação de minerais pedogênicos de calcita e dolomita, com características estruturais cristalinas diferenciadas dos litogênicos, o que poderia facilitar sua identificação. Entretanto, o assunto carece de maiores investigações, especialmente para solos naturalmente ácidos, com alto conteúdo de matéria orgânica e em regiões de clima mais úmido.

### **2.3. Mecanismos de correção da acidez do solo no sistema plantio direto**

Assim como a acidificação, a reacidificação também é um processo natural que ocorre no solo, independentemente do manejo utilizado. À medida que diminui o efeito do calcário, aumenta a atividade de íons  $H^+$  diminuindo novamente o pH do solo. No sistema plantio direto, o efeito residual do calcário tende a ser maior, comparado ao sistema convencional, uma vez que as perdas de solo, insumos e corretivos pela erosão hídrica são bem menores. Além disso, a reciclagem de nutrientes e o maior teor de matéria orgânica mantêm a produtividade das culturas em níveis adequados, apesar da reacidificação do solo. É possível encontrar, no sistema plantio direto, solos com acidez ativa alta, sem que ocorram danos às plantas pelo alumínio trocável alto (Salet, 1998). O pH do solo pode estar baixo, mas o alumínio pode estar ligado especificamente com os compostos orgânicos, impedido de fazer parte da fração solúvel, onde o alumínio expressa a toxidez para as plantas (Salet, 1998). Neste caso, o pH, isoladamente, pode não ser o melhor indicador para a tomada de decisão com relação a adição de calcário no sistema plantio direto.

A prática de aplicar calcário na superfície, sem incorporação ao solo, no sistema plantio direto, diminui a superfície de contato entre as partículas do

solo e as partículas do corretivo, o que restringiria a sua ação a uma pequena camada na superfície do solo. Apesar disso e da baixa solubilidade do calcário, a aplicação superficial, tem sido amplamente utilizada, por permitir a continuidade do sistema plantio direto sem mobilização do solo e, ainda, por apresentar efeitos positivos, no caso de solos ácidos, onde a acidez limita o crescimento e rendimento das culturas (Ruedell, 1995; Amaral, 1998; Pöttker & Ben, 1998; Caires et al., 2000; Rheinheimer et al., 2000a). Em adição a isto, os efeitos dessa prática se verificam em profundidade no perfil do solo e em menor tempo do que se esperaria. Oliveira & Pavan (1996) observaram diminuições nos teores de alumínio trocável até a profundidade de 40 cm, 32 meses após a aplicação do calcário na superfície de um latossolo vermelho-escuro textura muito argilosa. Do mesmo modo, Caires et al. (1999) verificaram aumento de cálcio e magnésio trocáveis até 80 cm de profundidade, também em latossolo vermelho-escuro, 18 meses após a aplicação de calcário.

As causas para esse comportamento não são ainda bem conhecidas, mas devem estar associadas a mecanismos de ordem física, química e biológica, resultantes das alterações que ocorrem no solo ao longo do tempo no sistema plantio direto. Os possíveis mecanismos são: (a) descida de calcário através dos bioporos do solo, (b) transporte de cálcio e magnésio por ânions solúveis, (c) transporte de cátions divalentes por ligantes orgânicos e (d) neutralização da acidez do solo e amenização da toxidez do alumínio por resíduos vegetais, os quais serão abordados a seguir.

### **2.3.1. Descida de calcário através dos bioporos do solo**

Os efeitos na redução da acidez e aumentos na concentração de cálcio e magnésio trocáveis, verificados em profundidade no perfil do solo após períodos relativamente curtos de aplicação superficial de calcário, podem resultar do deslocamento através de bioporos, de partículas finas do corretivo que não reagiram na superfície do solo.

Considera-se como sendo bioporos os canais e galerias que surgem no solo ao longo do tempo devido à decomposição das raízes de culturas anteriores e atividade contínua de insetos, minhocas e outros organismos da

macro e mesofauna, que vivem abundantemente no solo sob sistema plantio direto. Verificou-se que, em apenas dois anos após a aplicação superficial de  $4,1 \text{ t ha}^{-1}$  de calcário na superfície de um solo arenoso, o efeito na saturação por bases ocorreu até 30 cm, no magnésio trocável até 20 cm e no pH em água até 10 cm ( Sá, 1996). Num solo de textura mais argilosa, o efeito na diminuição de alumínio trocável ocorreu até 40 cm de profundidade após 32 meses da aplicação superficial de  $5,5 \text{ t ha}^{-1}$  de calcário (Oliveira & Pavan, 1996). Resultados como estes podem ser, pelo menos em parte, explicados pela descida de partículas de calcário através dos bioporos do solo no sistema plantio direto.

Apesar da constatação das condições físicas favoráveis ao deslocamento vertical de partículas finas de calcário ao longo do perfil do solo no sistema plantio direto, esse mecanismo não foi, ainda, devidamente comprovado, provavelmente pela falta de um método eficiente para detectar as partículas do corretivo no interior do solo. A possibilidade de ocorrência desse mecanismo é bastante concreta, principalmente quando ocorrem condições tais como chuvas de alta intensidade, bioporos e presença de partículas finas de calcário na superfície do solo. Em eventos de chuvas de alta intensidade, dependendo do tipo de solo e sob baixa umidade inicial, grande quantidade de água infiltra-se rapidamente no perfil, podendo carrear partículas de calcário que não dissolveram, até camadas mais profundas do solo (Ritchey et al., 1983; Espinoza et al., 1982; Silva et al., 1998).

Um número considerável de canais formados por minhocas ocorrem a profundidades de até 60,0 cm (Sá, 1993) e galerias de coleópteros até 90 cm de profundidade, em área de plantio direto de longa duração (Sá et al., 1995). Em vários desses canais foram encontradas grandes quantidades de raízes de milho, indicando benefícios para o sistema radicular das plantas. Os trabalhos de Ehlers (1975), Edwards et al. (1988) e Wuest (2001) não deixam dúvidas a respeito da existência de um grande número de bioporos formando canais contínuos até 80 cm de profundidade em solos sob cultivo sem revolvimento há longo tempo. Os autores concordam que há um predomínio de bioporos menores do que 1 mm. Também, são unânimes em afirmar que, mesmo bioporos pequenos, contribuem significativamente no aumento do movimento de água e gases no perfil do solo.

Diversos estudos comprovam que a adubação verde e a cobertura vegetal morta ou viva são fatores importantes na conservação e uso eficiente da água no solo. Essas práticas resultam na melhoria da infiltração, diminuição da evaporação e melhoria da drenagem de solos argilosos, permitindo maior penetração do sistema radicular e aproveitamento de maior volume de água, resultando em acréscimo na produção por unidade de água evapotranspirada (Calegari et al., 1993) e em melhorias significativas na qualidade estrutural do solo. Cintra & Mielniczuk (1983) observaram que a decomposição de resíduos vegetais pelos microorganismos é responsável pela formação e estabilidade dos agregados, característica fundamental na estruturação do solo.

Estudos como o de Petreire et al. (2001), demonstram a possibilidade de descida de partículas finas do corretivo em solo bem estruturado com boa quantidade e continuidade de macroporos. Após 25 semanas da aplicação de calcário dolomítico superficial em colunas de solo indeformado sob campo nativo, os autores verificaram a presença dos minerais calcita e dolomita nas camadas de 0 – 1,25; 1,25 – 2,5 e 2,5 - 3,75 cm de solo através da técnica de difratometria de raios X (DRX). Apesar dos efeitos da aplicação superficial de calcário ocorrerem em maiores profundidades, não se comprovou a presença do calcário além de referida camada. É provável que o calcário presente em profundidades maiores do que 3,75 cm ocorra em teores abaixo da sensibilidade do aparelho de DRX, porém, em quantidades suficientes para aumentar os teores de cálcio e magnésio, neutralizar o alumínio e elevar o pH do solo. A técnica de DRX é de aplicabilidade limitada quando os minerais estão presentes em concentrações menores do que 5% nas amostras (Trollard et al., 1995).

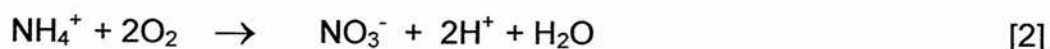
### **2.3.2. Transporte de cálcio e magnésio por ânions solúveis**

O aumento dos teores de cálcio e magnésio em profundidade no perfil do solo no sistema plantio direto, com a aplicação de calcário na superfície, também pode ser explicado pelo transporte desses cátions juntamente com ânions solúveis (Pearson et al., 1962; Blevins et al., 1977; Cahn et al., 1993). A lixiviação de cálcio e magnésio é decorrente da dissolução do calcário, da



adubação nitrogenada e do aumento da atividade microbiana. A neutralidade elétrica do sistema solo é mantida em equilíbrio dinâmico, ou seja, cátions não lixiviam isoladamente, sempre são acompanhados por íons negativamente carregados. Como os ânions resultantes da dissolução do calcário ( $\text{OH}^-$  e  $\text{HCO}_3^-$ ) têm curta existência nos solos ácidos, pois, reagem rapidamente com os  $\text{H}^+$  do solo formando  $\text{H}_2\text{O}$  e  $\text{CO}_2$ , a descida de cálcio e ou magnésio no perfil deve ser governada pela natureza e características de outros ânions disponíveis.

O processo pode resultar da aplicação de adubos nitrogenados ou da mineralização da matéria orgânica, que originam os ânions nitrato e sulfato. Uma reação importante neste sentido é a nitrificação do amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), que participa do ciclo do nitrogênio. Esta reação pode ser assim representada:



O resultado desta reação é a maior acidez do solo e mais ânions na forma de nitrato disponíveis na solução do solo. Havendo percolação do ânion nitrato no perfil, ocorre necessariamente o carreamento de um cátion acompanhante. Altas doses de nitrogênio ( $800 \text{ kg ha}^{-1}$  de N), na forma de sulfato de amônio, aumentam acentuadamente o movimento, para o subsolo, de cálcio e magnésio provenientes do calcário aplicado junto com o adubo nitrogenado (Pearson et al., 1962). Da mesma forma, a utilização de uréia ou sulfato de amônio por longos períodos resultaram em aumentos dos teores de cálcio e magnésio em camadas mais profundas do solo, tanto em pomares cítricos (Wier, 1974) como em pessegueiro (Feitosa et al., 1978). Mazur et al. (1980), utilizando o método de átomos marcados ( $^{45}\text{Ca}$ ), estudaram a influência de fertilizantes nitrogenados na migração, ao longo do perfil do solo, do cálcio proveniente da aplicação de calcário na camada superficial. Neste trabalho, os autores verificaram o deslocamento do cálcio até 80 cm de profundidade e concluíram que quanto maior a dose de fertilizantes de reação ácida mais rapidamente ocorre a distribuição do cálcio ao longo do perfil do solo.

Apesar do efeito benéfico dos ânions carreando cálcio e magnésio para a subsuperfície, deve-se considerar que o processo é acidificante (Triplett et al., 1969; Moschler et al., 1973; Blevins et al., 1977; Mazur et al., 1980) e corre-se o risco desses cátions serem lixiviados para além da zona de aproveitamento pelas raízes (Franchini et al., 2000a), podendo, inclusive,

superar as perdas desses cátions provocadas pela erosão do solo ou, mesmo, pela exportação através das culturas (Mazur et al., 1980; Ritchey et al., 1983). A intensidade da lixiviação desses cátions depende também de outros fatores importantes, como a precipitação pluviométrica, o equilíbrio entre as fases sólida e líquida do solo e o tipo de rotação de culturas utilizado.

### 2.3.3. Transporte de cátions divalentes por ligantes orgânicos

No sistema plantio direto, o maior conteúdo de matéria orgânica na superfície do solo e a alta capacidade de produção de biomassa das plantas utilizadas como adubos verdes, mais a intensa atividade biológica, induzem à uma maior concentração de ácidos orgânicos de baixo peso molecular (AOBPM), liberados durante a decomposição inicial dos resíduos vegetais, os quais podem atuar como ligantes orgânicos. A liberação de AOBPM dos resíduos e a conseqüente formação de complexos tem sido apontada como uma provável causa do aumento do cálcio e magnésio em profundidade no perfil do solo no sistema plantio direto (Miyazawa et al., 1996; Pavan, 1997; Franchini et al., 1999a; Pavan, 1999; Franchini et al., 2000; Miyazawa et al., 2000).

Os AOBPM são importantes constituintes dissolvidos na solução do solo e em água, porém, têm sido pouco caracterizados e são freqüentemente associados aos ácidos húmicos e fúlvicos no total de carbono orgânico dissolvido. Entretanto, eles são muito diferentes em relação aos ácidos orgânicos de alto peso molecular, em termos de ocorrência, distribuição e reatividade (Wolt, 1994). O grupo de AOBPM inclui ácidos orgânicos voláteis e não voláteis e, menos comumente, ácidos aromáticos. Alguns desses ácidos têm um ou mais isômeros. Os AOBPM mais comuns no solo são: cítrico ( $C_6H_8O_7$ ), isocítrico ( $C_6H_8O_7$ ), aconítico ( $C_6H_6O_6$ ), succínico ( $C_4H_6O_4$ ), fumárico ( $C_4H_4O_4$ ), L-málico ( $C_4H_6O_5$ ) e oxalacético ( $C_4H_4O_5$ ). Outros ácidos alifáticos de ocorrência comum em plantas e solos são: fórmico ( $CH_2O_2$ ), acético ( $C_2H_4O_2$ ), propiônico ( $C_3H_6O_2$ ) e butírico ( $C_4H_8O_2$ ). Além desses, podem existir: oxálico ( $C_2H_2O_4$ ), láctico ( $C_3H_6O_3$ ) e L-tartárico ( $C_4H_6O_6$ ) (Stevenson, 1967; Stevenson,

1994; Wolt, 1994). Os mais conhecidos desses AOBPM são os ácidos cítrico, L-málico e oxálico, encontrados em concentrações relativamente altas em muitas espécies de plantas.

Os AOBPM são muito susceptíveis à degradação microbiana e, por isso, eles têm vida muito curta na solução do solo, sendo os componentes mais transitórios dentro do carbono orgânico total do solo (Wolt, 1994; Jones, 1996 e 1998). A quantidade desses compostos na solução do solo pode variar consideravelmente com o tempo e espaço porque, sob as condições naturais, muitos dos ácidos alifáticos são adsorvidos pelos constituintes do solo ou modificados pelos microrganismos (Harter et al., 1995; Krzyszowska et al., 1996). Os AOBPM podem ser biodegradados a compostos mais simples, como  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$ . Muitos fatores influenciam na taxa e extensão da degradação, incluindo o tipo e concentração do ácido orgânico, do metal ao qual está associado, da população microbiana e dos fatores ambientais que influenciam a atividade microbiana (Madsen & Alexander, 1985). Dependendo do tipo de solo, a meia vida dos AOBPM pode ser em torno de 2 a 3 horas e a taxa de decomposição na rizosfera do solo pode ser 2 a 3 vezes mais rápida do que no solo não rizosférico (Jones, 1998).

Diferentemente de outros compostos exsudados pelas raízes, a biodegradação dos AOBPM parece ser altamente dependente da capacidade de troca de cátions (CTC) do solo (Jones et al., 1996). Quase não há degradação de citrato quando ele está preso na superfície de hidróxidos de ferro ou alumínio; entretanto, essa inibição da biodegradação pelos hidróxidos não é bem conhecida e não se sabe se isso representa uma proteção química ou física para os AOBPM (Jones, 1998). A biodegradação reduz a efetividade do AOBPM como agente complexante no solo e em água.

Devido a esses aspectos, esses ácidos geralmente são considerados importantes somente em nível de rizosfera, principalmente na mobilidade, disponibilidade (quelatção e precipitação) de metais como cádmio, zinco e cobre (Uren & Reisenauer, 1988; Marschner, 1995). Poucos estudos relatam a importância dos ácidos orgânicos na especiação de metais e absorção desses pelas plantas fora do solo rizosférico (Bissani, 2000). Porém, a constante produção de ácidos orgânicos pelos próprios microrganismos e a liberação desses ácidos durante a decomposição de resíduos vegetais pode determinar,

ao longo do tempo, uma perenização da vida desses compostos. Assim, o interesse por tais ácidos tem aumentado muito, especialmente em sistemas conservacionistas, onde, constantemente, altas quantidades de fitomassa são adicionadas e mantidas na superfície do solo, como no sistema plantio direto.

As concentrações dos principais AOBPM na solução do solo são normalmente baixas, na faixa de 0,1 a 100  $\mu\text{mol L}^{-1}$  (Jones, 1998). Entretanto, concentrações maiores são encontradas em zonas localizadas, onde a atividade biológica é intensa, como na rizosfera (Bissani, 2000) e ao redor de resíduos de vegetais em decomposição (Hue et al., 1986). Geralmente, as fontes, natureza e quantidade de AOBPM dependem, também, do tipo, profundidade, uso e manejo do solo. Como regra, as concentrações em solos sob mata nativa são maiores do que em solos cultivados. Desta forma, sistemas conservacionistas que visem o aumento de matéria orgânica, como plantio direto, devem induzir aumentos das concentrações de AOBPM, principalmente na superfície do solo, em relação ao sistema convencional.

A complexação envolve um íon central (cátion metálico) e um ligante (ânion ou molécula doadora de elétrons). Quando dois ou mais grupos funcionais de um simples ligante ocupam posições coordenadas de um átomo central, formando um anel, ocorre a formação de um complexo chamado quelato. O termo organometálico, encontrado na literatura da área de Química do Solo, para designar complexos formados por um metal e uma substância orgânica, só é indicado quando o átomo ligante for o carbono. Quando o ligante for o oxigênio, denomina-se complexos orgânicos, ou composto de coordenação, formado entre uma substância orgânica e um metal. Complexos organometálicos no solo são raros (Dick, 1998).

Os compostos podem ser divididos em complexos de esfera externa e complexos de esfera interna em relação à estabilidade da ligação. Quando há um contato direto do grupo central e o ligante, o complexo denomina-se de esfera interna. Se uma ou mais moléculas de água estão entre o grupo central e o ligante, o complexo é denominado de esfera externa (Stumm & Morgan, 1996). O complexo de esfera interna envolve ligações com alto grau de covalência e exibe constantes de estabilidade com valores mais elevados que as constantes do complexo de esfera externa.

Os AOBPM apresentam radicais funcionais com propriedades ligantes do tipo base de Lewis duro (alta eletronegatividade, baixa polaridade, difícil oxidação e não possuem orbitais eletrônicos de baixa energia vazios), enquanto os produtos originados da dissolução e dissociação do calcário ( $\text{Ca}^{++}$  e  $\text{Mg}^{++}$ ) são considerados ácidos inorgânicos duros de Lewis (alta eletronegatividade, alto estado de oxidação e baixa polaridade). Esses cátions não deformam sua camada eletrônica na presença de um campo elétrico, tal como o produzido pela carga de íons vizinhos, decorrendo daí o termo esfera dura ou ácido duro. Estas condições satisfazem a regra do princípio de ácidos e bases, duros e moles, de Lewis (HSAB), segundo qual, em solução, há tendência de formação de complexos entre componentes ácido duro e base dura, formando complexos de esfera externa (Pearson, 1963; Pearson, 1966; Pearson, 1995).

A complexação de metais pelos AOBPM é fortemente dependente do pH da solução do solo, o qual é o maior controlador da dissociação e, portanto, determina a quantidade de espécies aniônicas presentes. Os valores de  $\text{pK}_a$  indicam o grau de dissociação. Esses valores, para os ácidos fórmico, acético, oxálico, malônico, succínico, fumárico, maleico, L-málico, tartárico e cítrico, são respectivamente:  $\text{pK}_1=3,75$ ;  $\text{pK}_1=4,75$ ;  $\text{pK}_1=1,25$ - $\text{pK}_2=4,27$ ;  $\text{pK}_1=2,84$ - $\text{pK}_2=5,69$ ;  $\text{pK}_1=4,20$ - $\text{pK}_2=5,63$ ;  $\text{pK}_1=3,02$ - $\text{pK}_2=4,48$ ;  $\text{pK}_1=1,92$ - $\text{pK}_2=6,27$ ;  $\text{pK}_1=3,46$ - $\text{pK}_2=5,10$ ;  $\text{pK}_1=3,17$ - $\text{pK}_2=4,91$ ; e  $\text{pK}_1=3,12$ - $\text{pK}_2=4,76$ - $\text{pK}_3=6,39$  (Martell et al., 1997). Em pH baixo, o  $\text{H}^+$  compete com o íon metal pelo ligante, enquanto que em pH alto, a  $\text{OH}^-$  compete com o ligante pelas posições coordenadas do metal (Stumm and Morgan, 1996). Assim, espera-se que a estabilidade de um complexo seja maior em meio que apresente valores intermediários de pH.

A determinação de ácidos orgânicos de baixo peso molecular na solução do solo não tem, ainda, um método bem estabelecido para as condições dos solos tropicais. Miyazawa et al. (1992a) detectaram os ácidos c-aconítico, succínico, iso-butírico e butírico em baixas concentrações na solução de somente quatro de 15 solos estudados. Nos demais, não foram detectados esses compostos. Este resultado é esperado em solos manejados convencionalmente em regiões de clima quente e úmido. Nessas condições, a mineralização da matéria orgânica é mais rápida e, conseqüentemente, os

AOBPM são mais rapidamente transformados. Em outros países, como a Austrália e Estados Unidos, a detecção de AOBPM em solos é mais comum. Ácidos orgânicos, tais como oxálico, cítrico, málico, malônico, acético, aconítico, maleico, fumárico e succínico foram determinados na solução e em lixiviados de solo sob liteira de pinus (Hue et al., 1986; Pohlman & McColl, 1988). O ácido oxálico foi o mais abundante nas duas condições.

No caso dos resíduos vegetais, a identificação de AOBPM é relativamente comum. Os teores desses compostos variam conforme a idade das plantas. O ácido fumárico predomina nos extratos de nabo forrageiro e tremoço e ocorrem em maiores concentrações aos 75 dias após a semeadura. No extrato de aveia preta predomina o ácido aconítico, que também ocorre em maiores concentrações aos 75 dias após a semeadura. Aos 120 dias, os teores dos AOBPM diminuíram consideravelmente nas duas espécies de plantas citadas (Franchini et al., 1999c). Isto indica que o melhor momento para efetuar o manejo dessas plantas seria no início do florescimento (75 dias), estágio em que as plantas apresentam maior teor de ligantes orgânicos com capacidade de formar complexos com os cátions provenientes da dissociação do calcário (Miyazawa et al., 2000).

No sistema plantio direto, os cátions divalentes ( $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ) provenientes da dissociação do calcário, podem ser transportados no perfil do solo devido a formação de complexos com os AOBPM. Esses cátions têm a carga líquida alterada pela formação dos complexos  $\text{CaL}^0$  ou  $\text{CaL}^-$ ;  $\text{MgL}^0$  ou  $\text{MgL}^-$  (onde L = ligante orgânico). Como no solo há um predomínio de cargas negativas, a retenção destas moléculas é baixa. Assim, tais complexos são preferencialmente lixiviados em relação a outros cátions que não são complexados pelos AOBPM, como o potássio, por exemplo (Pavan, 1997 e 1999; Ziglio et al., 1999; Franchini et al., 1999b e c; Miyazawa et al., 2000).

O transporte de cálcio no perfil do solo depende da constante de estabilidade do complexo  $\text{Ca(L)}$ . Se essa constante for alta (quando o ligante for citrato ou oxalato), o Ca do complexo orgânico é substituído por alumínio trocável, porque a estabilidade do complexo  $\text{Al(L)}$  é maior que a do  $\text{Ca(L)}$  e o Ca liberado do complexo, ocuparia a carga livre do sítio de troca do solo, antes ocupado por alumínio (Miyazawa et al., 2000). O resultado encontrado por Franchini et al (1999b) confirma esta possibilidade: o alumínio extraído do solo

pelo extrato de nabo forrageiro foi superior ao extraído pelo de aveia-preta e similar ao extraído pelas soluções com citrato puro. Os complexos formados com o extrato de nabo forrageiro e alumínio têm estabilidade elevada, o que justifica o predomínio de alumínio orgânico, encontrado mesmo a 40 cm de profundidade. Neste mesmo tratamento, os autores observaram aumento de Ca e Mg na superfície do solo, evidenciando a alta constante de estabilidade do complexo formado com o alumínio. Para ocorrer o transporte de quantidade significativa de Ca-L, a sua constante de estabilidade deve ser maior do que a do Ca-solo e a constante do Al-L deve ser menor do que a constante Al-solo. Nestas condições, o complexo Ca-L é suficientemente estável para impedir a adsorção de Ca na superfície do solo, mas não é suficientemente forte para trocar com o alumínio do solo (Miyazawa et al., 2000).

O calcário aplicado na superfície do solo sem resíduos vegetais, aumentou o pH, Ca e Mg e diminuiu Al somente nos primeiros 10 cm de profundidade em solos do Paraná (Pavan, 1999). Na presença de resíduos vegetais, no entanto, os efeitos ocorreram até 60 cm de profundidade. Neste estudo, o autor definiu uma ordem decrescente de eficiência dos resíduos vegetais na complexação de Ca e Mg: aveia-preta > nabo > centeio > milho > tremoço > ervilhaca > mucuna.

#### **2.3.4. Neutralização da acidez do solo e amenização da toxidez do alumínio por resíduos vegetais**

Resíduos vegetais deixados na superfície do solo podem diminuir a acidez e reduzir o efeito tóxico do alumínio (Hue & Amien, 1989; Miyazawa et al., 1993; Amaral et al., 2000). A capacidade de neutralização da acidez do solo por resíduos vegetais está associada aos seus teores de cátions e carbono orgânico solúvel, que normalmente são maiores em resíduos de culturas utilizadas para cobertura do solo como aveia preta, nabo forrageiro, tremoço, ervilhaca, leucena, mucuna e outros (Miyazawa e al., 2000) que em geral são manejadas na floração. Geralmente, resíduos de culturas comerciais, como milho, soja e trigo apresentam menor capacidade de neutralização da acidez do solo, devido à redução dos teores de cátions e carbono solúvel com o

avanço da idade fisiológica da planta (Franchini et al., 1999c; Miyazawa et al., 2000).

A elevação do pH do solo ocorre em poucos dias após a adição do resíduo vegetal, no entanto, com o tempo, tende a voltar ao seu valor inicial (Hoyt & Turner, 1975; Miyazawa et al., 1993; Amaral et al., 2000). Desta forma, a complexação do alumínio pelos ligantes orgânicos parece ser a reação mais importante sob o ponto de vista da redução da fitotoxidez. O grande potencial de produção de ligantes orgânicos solúveis no sistema plantio direto, faz com que grande parte do alumínio solúvel, nesse sistema, encontre-se na forma Al-ligantes orgânicos (Salet et al., 1999). O alumínio complexado com ligantes orgânicos é considerado não tóxico ou pouco tóxico às plantas (Delhaize et al., 1993).

Hue et al. (1986) classificaram os principais ácidos orgânicos quanto à capacidade de amenização do alumínio tóxico para plantas de algodão em: fortes (cítrico, oxálico e tartárico), moderados (málico, malônico e salicílico) e fracos (succínico, láctico, fórmico, ftálico e acético). Para plantas de trigo, a amenização da toxidez de alumínio por ácidos orgânicos seguiu a seguinte ordem de eficiência: cítrico > tartárico > oxálico > húmico > malônico > maleico > salicílico > succínico (Miyazawa et al., 1992b).

A magnitude do efeito dos AOBPM sobre a neutralização do alumínio tóxico é determinada pela estabilidade do complexo orgânico formado. Constante de estabilidade (pK) maior que 4,5 indica complexos fortes, pK entre 4,5 e 2,5 complexos moderados e pK menor que 2,5 complexos fracos. As posições relativas de OH/COOH nos ácidos cítrico e tartárico são favoráveis à formação de complexos mais estáveis na forma de anéis com 5 ou 6 átomos (Hue et al., 1986).

Outras características importantes do material vegetal na estabilidade do complexo orgânico, além da quantidade adicionada, são: relação C/N, conteúdo de lignina e lipídeos e o grau de hidratação (Neue, 1997). A relação C/N dos resíduos vegetais é um dos principais indicadores de velocidade de decomposição, de mineralização de nitrogênio e de qualidade do material vegetal. No entanto, a sua utilização para tais objetivos deve ser vista com cautela, pois a presença de compostos como polifenóis e lignina em determinadas concentrações, podem reduzir a velocidade de decomposição do



resíduo vegetal mesmo apresentando relação C/N baixa, além disso, deve-se considerar o grau de complexação de ácidos fenólicos com hemicelulose. Porém, a presença de lignina na palha de cereais e leguminosas de culturas anuais não deve apresentar um efeito significativo sobre a velocidade de decomposição, em função da quantidade que, em geral, não ultrapassa 10-15% (Heal et al., 1997). Em relação ao manejo das plantas de coberturas, convém ressaltar que o mesmo é realizado geralmente no florescimento, período em que os teores de lignina são normalmente mais baixos, mas com altos teores de ácidos orgânicos de baixo peso molecular. Assim, quando são adicionados ao solo resíduos de gramíneas ou leguminosas anuais de inverno, utilizadas como plantas de cobertura, é provável que a relação C/N seja o principal indicador do tempo de decomposição. Como a relação C/N das leguminosas é menor do que em gramíneas, espera-se que a liberação dos ácidos orgânicos seja mais rápida devido à maior velocidade de decomposição.

#### **2.4. Problematização**

No momento em que se constata a reacidificação do solo, com conseqüentes prejuízos às culturas, faz-se necessária a reaplicação de calcário. Este fato gerou intensos questionamentos no meio técnico sobre como realizar tal prática no sistema plantio direto. Porém, com o avanço da pesquisa e pela observação de resultados obtidos em lavouras, sabe-se que a reaplicação superficial do corretivo, sem incorporação ao solo, além de neutralizar a acidez em profundidade, ainda permite a continuidade do sistema plantio direto sem mobilização do solo. Entretanto, pelo exposto anteriormente, fica claro que a eficiência dessa prática em corrigir a acidez subsuperficial, depende de muitos fatores, tais como: tipo de solo (drenagem, textura, estrutura), clima (temperatura, precipitações), tempo de adoção do sistema (volume e continuidade dos macroporos, bioporos, consistência do solo), rotação de culturas (fertilizantes, quantidade e qualidade dos resíduos vegetais, matéria orgânica), calcário (dose, granulometria) e manejo do solo.

Deve-se levar em consideração ainda, as condições do solo na instalação do sistema. Quando se inicia o sistema plantio direto diretamente sobre o campo natural, sem mobilização do solo, tem-se uma condição

diferenciada de quando o sistema é iniciado sobre solos já cultivados no preparo convencional, em geral, com problemas de compactação e erosão hídrica. Cada situação deverá responder diferentemente à calagem superficial. É provável que, em algumas situações, a descida de partículas finas do corretivo ocorra facilmente, porém, em outras, poderá não ocorrer e, assim, a influência dos ácidos orgânicos e outros mecanismos químicos e biológicos passam a ser mais importantes. O mais provável, no entanto, é que ocorram, na maioria dos casos, todos os mecanismos simultaneamente.

Desta forma, fica clara a dificuldade de se estabelecer *a priori*, qual ou quais os mecanismos que explicam os efeitos do calcário aplicado na superfície do solo no sistema plantio direto. Já se sabe, no entanto, que tais efeitos ocorrem em maior ou menor profundidade; a questão, no momento, é definir a importância relativa e a contribuição de cada mecanismo, em diferentes condições de manejo do sistema, seja ele iniciado sobre o campo natural ou sobre lavouras no preparo convencional. Aliado a isso, existem as dificuldades metodológicas para a determinação de ácidos orgânicos de baixo peso molecular na solução do solo e para a detecção de partículas de calcário no interior do solo.

Embora não se tenha ainda comprovado, de forma consistente, qual dos mecanismos citados é o mais importante, ressalta-se a importância deles no sentido de que, interligados ou não, permitem não interromper a continuidade do sistema por causa da forma de correção da acidez do solo em profundidade. O fato é que a aplicação de calcário na superfície, sem incorporação ao solo, em geral, tem propiciado melhorias no ambiente radicular, contribuindo, em muito, para maximizar a produtividade das culturas. Ressalta-se, também, a importância do conhecimento das reações do solo em sistemas de produção agrícola que incluem plantas de cobertura na rotação de culturas. O conhecimento das interações que ocorrem entre os resíduos vegetais e o solo é fundamental para se entender a dinâmica da correção da acidez das camadas subsuperficiais do solo no sistema plantio direto.

## **3. CAPÍTULO 2**

### **ESTUDO 1 - MOVIMENTAÇÃO DE PARTÍCULAS DE CALCÁRIO NO PERFIL DO SOLO EM SISTEMA PLANTIO DIRETO**

#### **3.1. Introdução**

O sistema plantio direto constitui-se numa excelente alternativa de sistema de manejo, pois, além de reduzir eficientemente a erosão, evita a degradação e preserva a boa qualidade estrutural do solo obtida ao longo do tempo de condução do sistema. A boa qualidade estrutural do solo decorre, principalmente da elevada estabilidade de agregados e da adequada distribuição de tamanho de poros que, por sua vez, está relacionada diretamente com o conteúdo de matéria orgânica e com a atividade de microorganismos (Haynes & Swift, 1990).

Embora o plantio direto possa ocasionar um aumento da densidade do solo, com conseqüente diminuição do volume de macroporos na camada superficial (Bertol et al., 2000), isto, não tem prejudicado a infiltração de água (Schick et al., 2000; Petreire et al., 2001) e o desenvolvimento de raízes das plantas (Sá et al., 1995),

Em geral, com o decorrer do tempo, forma-se no solo sob sistema plantio direto um grande número de bioporos pela ação contínua de raízes e pela alta atividade da meso e macrofauna (Sá et al., 1995; Edwards et al., 1988; Gassen, 1998; Wuest 2001). Devido ao não revolvimento, esses canais, assim como as melhorias da estrutura do solo, são mantidos intactos e contínuos no perfil do solo (Fernandes et al., 1983; Carpenedo & Mielniczuk, 1990). A não mobilização do

solo e o aumento da matéria orgânica, determinam, ao longo do tempo, um ambiente propício para minhocas, larvas de insetos e outros organismos do solo. Soma-se a isso, o aumento da atividade microbiana em função da contínua adição de resíduos vegetais. Esses processos contribuem para a formação e estabilização dos agregados do solo, melhorando também a sua estrutura (Molope et al., 1987). Quando essas características físicas são mantidas, as quais são fundamentais para a manutenção da boa qualidade estrutural do solo, as taxas de infiltração instantânea de água no sistema plantio direto e campo natural são muito semelhantes e mais elevadas do que no preparo convencional (Schick et al., 2000; Petreire et al., 2001).

As características inerentes ao sistema plantio direto, associadas às condições de clima e solo no sul do país, podem possibilitar a descida, no perfil do solo, de partículas finas de calcário que não reagiram na superfície. Esse mecanismo tem sido importante para explicar, pelo menos em parte, os efeitos na neutralização da acidez e na concentração de cálcio e magnésio, oriundos da dissolução do calcário, verificados na subsuperfície do solo após períodos relativamente curtos da aplicação superficial do corretivo. Entretanto, tal mecanismo não foi ainda comprovado, tão pouco a magnitude de seus efeitos, uma vez que existem outras causas.

Uma das formas de comprovar efetivamente a movimentação de partículas finas do calcário no perfil do solo, seria detectá-las através da identificação dos minerais calcita e dolomita. Petreire et al. (2001), fizeram uma tentativa de identificação desses minerais, utilizando a técnica de difratometria de raios X (DRX), porém não conseguiram detectá-los além da camada 2,5-3,75 cm, trabalhando em amostras indeformadas de um Latossolo Vermelho distroférrico típico coletado em colunas de PVC, na condição de campo natural após 25 semanas da aplicação superficial de calcário dolomítico. O problema é que, geralmente, as quantidades de partículas de calcário transportadas são muito pequenas em relação ao volume de solo e, a principal técnica de identificação de minerais, a DRX, é de aplicabilidade limitada quando os minerais alvos estão presentes em concentrações menores do que 5% nas amostras de solo (Trollard et al., 1995). Esse problema pode ser contornado utilizando-se metodologia adequada à técnica de DRX ou utilizando-se outras técnicas como análise térmica diferencial (ATD) e microscopia eletrônica.

As características peculiares do sistema plantio direto permitem supor, no entanto, que ocorra a dissolução e reprecipitação de carbonatos no solo ao longo do tempo. A dissolução dos minerais constituintes do calcário (calcita e dolomita) na superfície do solo pode saturar a água infiltrada com os íons  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$  e  $\text{HCO}_3^-$  e, assim, à medida que o produto de solubilidade seja excedido e as outras condições necessárias estejam presentes (baixa pressão parcial de  $\text{CO}_2$  e evaporação), os referidos íons podem reprecipitar em camadas inferiores.

Admitindo-se tal possibilidade e a detecção através da difratometria de raios X (DRX), uma questão relevante seria como distinguir se os minerais identificados no interior do solo seriam litogênicos (partículas originais do calcário aplicado na superfície do solo que foram transportadas sem dissolverem-se) ou pedogênicos (que sofreram os processos de dissolução e reprecipitação).

A reprecipitação de carbonatos em profundidade, em solos ácidos e com cargas negativas dependentes de pH, deve ser vista, no entanto, como uma possibilidade remota, apesar da menor pressão parcial de  $\text{CO}_2$  em camadas inferiores. Os ânions  $\text{OH}^-$  e  $\text{HCO}_3^-$ , provenientes da dissolução do calcário, reagem rapidamente com a acidez ativa da solução do solo, originando  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$ , elevando o pH do solo e, assim, os cátions  $\text{Ca}^{++}$  e  $\text{Mg}^{++}$  podem ocupar a cargas negativas na CTC ou serem lixiviados juntamente com os ânions nitrato ou sulfato provenientes da mineralização da matéria orgânica. Também, dada a característica de baixa solubilidade do calcário ( $0,014 \text{ g L}^{-1}$  para calcita e  $0,106 \text{ g L}^{-1}$  para dolomita), é provável que a solução percolada esteja mais carregada com partículas finas de calcário não reagidas (que deverão se acumular no interior do solo à medida que encontrem uma camada de impedimento) do que com os íons  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{OH}^-$  e  $\text{HCO}_3^-$ .

Os objetivos deste trabalho foram, assim: (a) detectar no solo a presença dos minerais calcita e dolomita, constituintes principais do calcário dolomítico; (b) verificar as alterações químicas relacionadas com a acidez no perfil do solo, decorrentes da aplicação de calcário na superfície em curto prazo; e (c) verificar a importância da movimentação de partículas de calcário na correção da acidez do solo no sistema plantio direto.

### **3.2. Material e Métodos**

Para atingir os objetivos propostos, inicialmente foi conduzido um teste preliminar com o intuito de identificar a melhor metodologia para a condução do experimento definitivo. O teste teve por objetivos (a) verificar a descida de calcário em dois tipos de solo, em condições de campo natural e sistema plantio direto; e (b) testar a coleta das amostras indeformadas, com o uso de coluna de PVC, bem como testar o preparo dessas colunas e adaptar a metodologia à técnica de DRX. A realização do teste foi importante para observar vários aspectos relativos às questões metodológicas. Os resultados obtidos no teste preliminar serviram para direcionar a condução do trabalho definitivo. O teste está apresentado no Apêndice 1.

O experimento definitivo foi, então, realizado em colunas de PVC contendo amostras indeformadas de solo, conduzido em condições de casa de vegetação, no Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), no período de novembro de 2000 a abril de 2001. O experimento consistiu de duas etapas, descritas a seguir.

#### **3.2.1. Características do solo, coleta das colunas e cultivo de aveia preta**

Utilizou-se amostras de um Cambissolo Húmico Alumínico Léptico argiloso, coletadas em um experimento conduzido na Universidade para o Desenvolvimento do Estado de Santa Catarina (UDESC) – Campus do Centro de Ciências Agroveterinárias de Lages - SC. A sistematização da área experimental foi feita em maio de 1995, com a aplicação de calcário, fósforo e potássio, incorporados ao solo com uma aração e duas gradagens, de acordo com Comissão (1995). Foram utilizadas, na ocasião, 3,9 Mg ha<sup>-1</sup> de calcário dolomítico (PRNT 100%), 125 kg ha<sup>-1</sup> de superfosfato triplo e 100 kg ha<sup>-1</sup> de cloreto de potássio, iniciando-se, em seguida, a implantação das culturas que foram sempre milho (*Zea mays*) no verão e ervilhaca comum (*Vicia sativa*) no inverno. A partir dessa aplicação inicial o experimento foi conduzido sob sistema plantio direto sem reaplicação de calcário até o momento da amostragem (25/10/2000).

Na época da amostragem, encontrava-se no experimento o cultivo de ervilhaca comum. Para facilitar a retirada das colunas, essas plantas foram eliminadas nos locais de coleta. Coletou-se nove amostras indeformadas em colunas de PVC de 12,0 cm de diâmetro por 22 cm de altura. A profundidade de coleta foi de 0 – 20 cm. As características químicas do solo nessa camada eram: pH (H<sub>2</sub>O) 4,7; índice SMP 5,0; fósforo disponível (Mehlich 1) 6,0 mg L<sup>-1</sup>; potássio disponível (Mehlich 1) 74 mg L<sup>-1</sup>; matéria orgânica (combustão úmida) 42 g kg<sup>-1</sup>; H+Al 8,8 cmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>; alumínio trocável (KCl 1 mol L<sup>-1</sup>) 2,5 cmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>, cálcio trocável (KCl 1 mol L<sup>-1</sup>) 5,5 cmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> e magnésio trocável (KCl 1 mol L<sup>-1</sup>) 4,0 cmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>, determinados conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). A necessidade de calcário era de 9,9 t ha<sup>-1</sup> para elevar o pH em água a 6,0 (PRNT 100%). A textura do solo corresponde a 430 g kg<sup>-1</sup> de argila, 100 g kg<sup>-1</sup> de areia e 470 g kg<sup>-1</sup> de silte.

Após a coleta, as colunas foram transferidas para câmara de crescimento, onde, no dia 3 de novembro de 2000, semeou-se aveia preta. Após o desbaste, deixou-se três plantas por coluna. A coleta da parte aérea foi realizada aos 70 dias após a semeadura. Este cultivo foi realizado sem adubação; somente houve suprimento de água. O material vegetal foi armazenado seco e moído (2 mm) para posterior utilização no Estudo 2.

### **3.2.2. Condução do experimento em casa de vegetação**

A segunda etapa do experimento realizou-se nos meses de março e abril de 2001. Após a coleta da parte aérea das plantas, as colunas foram preparadas, recebendo, inicialmente, parafina derretida nas bordas internas ao nível do solo, com o objetivo de impedir o fluxo preferencial de água junto às paredes das colunas. Na extremidade inferior das colunas, prendeu-se um filtro de papel Whatman n<sup>o</sup> 42, que era trocado semanalmente. Também, adaptou-se um funil de plástico na base de cada coluna. O conjunto (coluna, filtro e funil) foi colocado sobre um becker de vidro (500 mL) para receptor o material percolado. Retiraram-se todos os resíduos orgânicos (matéria orgânica leve) da superfície das colunas e aplicou-se 400 mL de água destilada em cada coluna, antes da aplicação dos tratamentos, com o objetivo de eliminar possíveis

interferências de ácidos orgânicos remanescentes. A seguir, as colunas foram transferidas para dentro da casa de vegetação, sem proteção solar. As colunas permaneceram nesse local por 96 horas, até atingirem aproximadamente 18% de umidade gravimétrica, estimada pelos dados de uma coluna específica. Na continuidade, as colunas voltaram à antecâmara da casa de vegetação protegida da luz solar.

As características do calcário comercial utilizado eram: PRNT 76 % (faixa C, dolomítico); PN 82,64 %; CaO 24% (17,14 % de Ca) e MgO 16% (9,58 % de Mg). Antes da aplicação dos tratamentos, realizou-se uma análise granulométrica do calcário, cujos resultados são os seguintes: peneira 1,00 mm = 0%; peneira 0,50 mm = 1,49%; peneira 0,25 mm = 13,85%; peneira 0,105 mm = 26,83%; peneira 0,053 mm = 31,11% e fundo do conjunto = 26,72 %. Os valores em porcentagem referem-se as quantidades de calcário que ficaram retidas em cada peneira específica. As peneiras utilizadas equivalem respectivamente aos números 18, 35, 60, 140 e 270 da American Society for Testing Materials (ASTM).

Os tratamentos consistiram de:

1. Aplicação, na superfície do solo nas colunas, de 14,3 g coluna<sup>-1</sup> de calcário dolomítico, equivalente a uma dose de 13,02 Mg ha<sup>-1</sup> (PRNT 76%), necessária para elevar o pH em água a 6,0. Utilizou-se somente as partículas de calcário que passaram pela peneira de 0,105 mm e que ficaram retidas na de 0,053 mm, com eficiência relativa (ER) 100%, as quais correspondem a 31% do calcário comercial utilizado.

2. Aplicação, na superfície do solo nas colunas, do mineral talco, moído na mesma granulometria e quantidade equivalente à do calcário.

3. Testemunha, sem aplicação de calcário nem de talco, ou seja, as características do solo no campo há cinco anos sob plantio direto foram mantidas.

Com base nos dados médios de precipitação pluviométrica da região da área experimental, foram aplicados 400 mL de água coluna<sup>-1</sup> semana<sup>-1</sup>, simulando uma chuva de 35 mm, durante quatro semanas, nos dias 9, 16, 23 e 30 de abril de 2001, correspondentes aos 7, 14, 21 e 28 dias após a adição dos tratamentos. Após cada aplicação de água, esperava-se 24 horas, coletava-se a solução percolada, retirava-se o filtro e colocava-se um filtro novo.



### 3.2.3. Análises e determinações

#### 3.2.3.1. Solução percolada

Na solução percolada, semanalmente, foram realizadas as seguintes análises, todas conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995): pH (potenciômetro com eletrodo de vidro combinado), condutividade elétrica (condutivímetro de mesa), Ca e Mg (espectrofotometria de absorção atômica) e  $\text{HCO}_3^-$  (titulação com  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,025 mol  $\text{L}^{-1}$ ).

No dia 1º de maio de 2001, após a retirada do último filtro, as colunas foram congeladas para facilitar o fracionamento. Assim, previamente congeladas, as colunas foram separadas em seções transversais, em nove camadas com espessuras de 0-2,0; 2,0-4,0; 4,0-6,0; 6,0-8,0; 8,0-10,0; 10,-12,0; 12,0-14,0; 14,0-16,0 e 16,0-20,0 cm, e, após secas e moídas, foram submetidas às seguintes determinações: pH em  $\text{H}_2\text{O}$  e pH em  $\text{CaCl}_2$  0,01 mol  $\text{L}^{-1}$  (potenciômetro com eletrodo de vidro combinado), cálcio, magnésio e alumínio trocáveis ( $\text{KCl}$  1 mol  $\text{L}^{-1}$ ) e potássio disponível (Mehlich 1). Todas as análises foram feitas conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995), exceto pH em  $\text{CaCl}_2$  0,01mol  $\text{L}^{-1}$  (Embrapa, 1997).

#### 3.2.3.2. Solo, calcário e talco

Nas amostras de solo e no material acumulado sobre os filtros, foram realizadas análises mineralógicas, através da técnica de difratometria de raios X (DRX), para detectar a presença dos minerais calcita, dolomita e talco. As análises foram feitas nos laboratórios do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Campus do Vale, Porto Alegre – RS. Utilizou-se equipamento Siemens D5000, com goniômetro sistema  $\theta$ - $\theta$  (theta - theta), radiação  $\text{CuK}\alpha$ , monocromador de grafite e filtro de níquel. As amostras foram passadas em forma de pó natural a 0,6º por minuto. As condições de operação do tubo de raios X foram de 40 kv e 30 mA.

Amostras do calcário dolomítico aplicado na superfície e amostras do calcário acumulado sobre os filtros foram examinadas em microscópio

eletrônico de varredura (MEV) JEOL, modelo JSM 5800 (20 kv) do Centro de Microscopia Eletrônica (CME) da UFRGS – Campus do Vale – Porto Alegre – RS.

### 3.2.3.3. Análise estatística

O delineamento experimental utilizado foi de blocos ao acaso com três repetições. Procedeu-se à análise da variância, com a aplicação do teste de médias Tukey ( $P < 0,05$ ) para diferenciação entre os tratamentos dos atributos químicos avaliados. O modelo estatístico utilizado para a análise da variância do experimento foi:

$$Y_{ijk} = \mu + B_i + T_j + \text{erro } a(i,j) + C_k + \text{erro } b(i,k) + TC_{j,k} + \text{erro } c(i,j,k)$$

em que B = blocos ( $i = 1,2,3$ ); T = tratamentos ( $j = 1,2,3$ ); C = camadas de solo ( $k = 1,2,\dots, 9$ ). Para os dados analisados na solução percolada, substituiu-se o fator camadas de solo pelo fator tempo ( $k = 1,2,3,4$ ). Utilizou-se o Sistema de Análise Estatística para Microcomputadores – SANEST – (Zonta & Machado, 1984).

## 3.3. Resultados e Discussão

### 3.3.1. Movimentação vertical de calcário

O aspecto do solo indeformado e sem cobertura vegetal na superfície das colunas de PVC com aplicação de parafina derretida nas bordas internas pode ser visualizado na Figura 1. Sobre a superfície do solo contido nessas colunas, aplicou-se calcário dolomítico ou talco. A Figura 2 mostra um difratograma, obtido por DRX, do calcário dolomítico antes da adição ao solo, identificando claramente os minerais calcita e dolomita, seus principais constituintes. Da mesma forma, a análise do talco evidenciou seus picos característicos, que podem ser visualizados na Figura 3.

O filtro utilizado com o objetivo de impedir a passagem do calcário não foi totalmente eficiente para tal, pois foi possível constatar, na água percolada, uma pequena quantidade de partículas de calcário (Tabela 1).

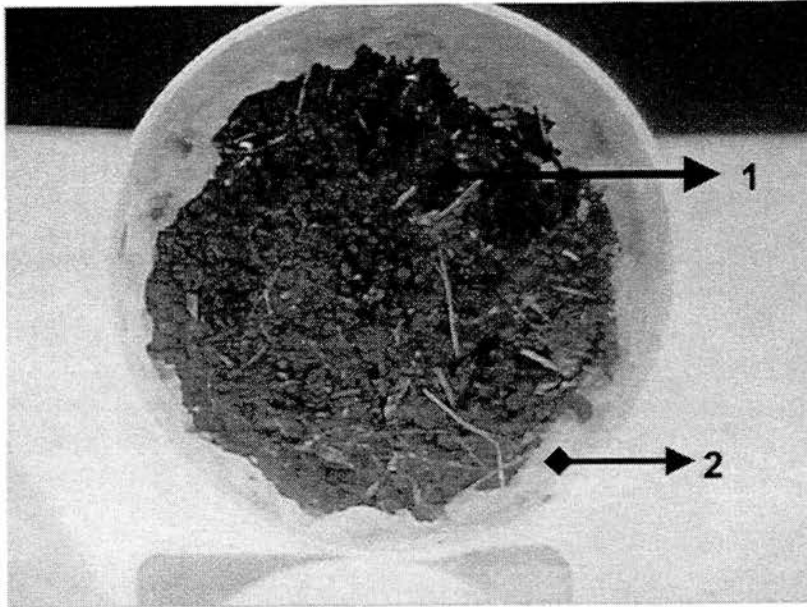


Figura 1. Vista superior de uma das colunas de PVC, antes da aplicação dos tratamentos, evidenciando o aspecto do solo indeformado e sem cobertura (1) e a parafina colocada entre o solo e a parede interna da coluna (2).

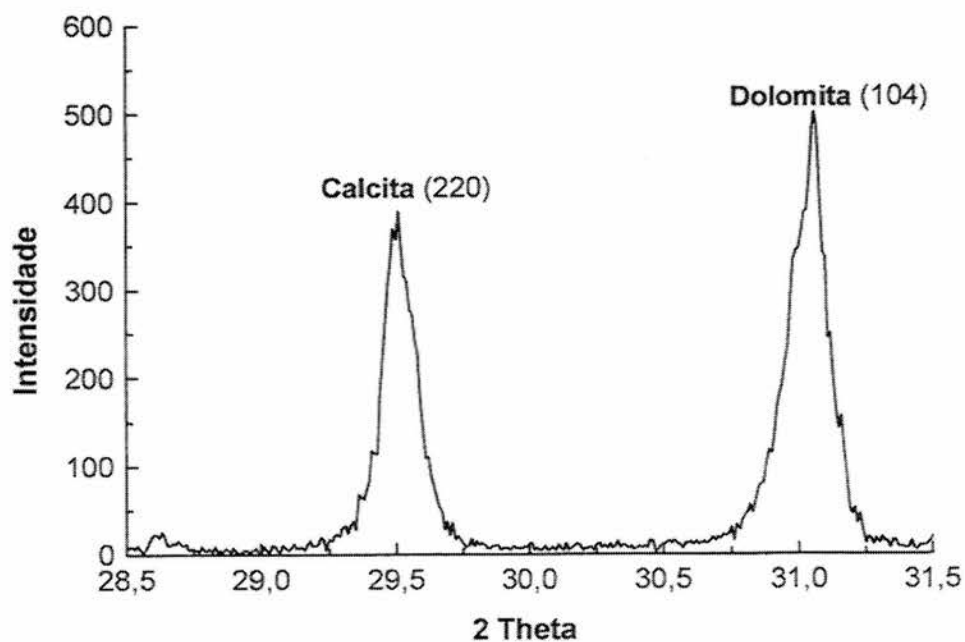


Figura 2. Difratograma do calcário dolomítico aplicado na superfície do solo indeformado nas colunas de PVC, evidenciando seus principais picos conforme indicam os reflexos nos planos hkl 220 ( $d = 0,303$  nm) de calcita e 104 ( $d = 0,299$ ) de dolomita.

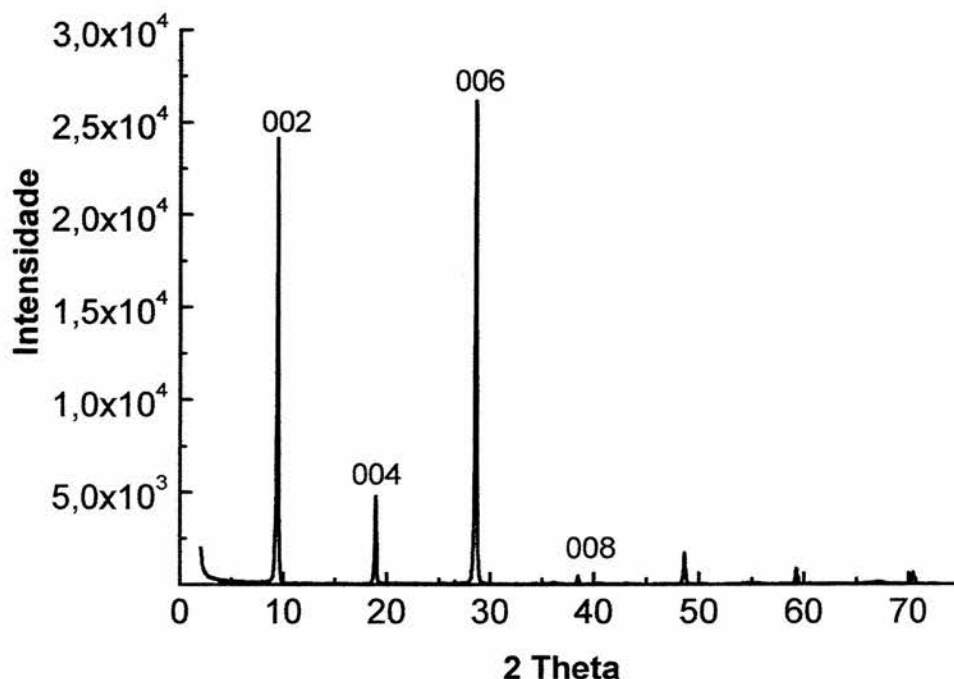


Figura 3. Difratograma do talco aplicado na superfície das colunas evidenciando seus principais picos conforme indicam os reflexos nos planos hkl 002 ( $d = 1,88$  nm), 004 ( $d = 0,94$  nm) e 006 ( $d = 0,62$  nm).

Tabela 1. Quantidade de calcário recuperada semanalmente, 24 horas após cada aplicação de 400 mL (35 mm de lâmina) de água por coluna.

Período após a aplicação do calcário	Quantidade de calcário recuperada		
	Na água percolada*	No filtro*	No total
Dia	.....g coluna <sup>-1</sup> .....		
7	1,03	2,80	3,83
14	0,10	0,29	0,39
21	0,07	0,17	0,24
28	0,05	0,15	0,20
Total	1,25	3,41	4,66
Fração (%)**	2,93	7,93	10,86

\* Soma das quantidades determinadas em cada uma das três repetições.

\*\* Em relação a quantidade total aplicada nas três colunas (42,9 g).

Apesar disso, houve expressivo acúmulo de calcário sobre os filtros, principalmente após a primeira chuva simulada (Tabela 1). Essa quantidade de calcário recuperada foi obtida após a secagem dos filtros em estufa e a

conseqüente raspagem dos mesmos, no caso da quantidade de calcário na água percolada, coletada em becker, procedeu-se da mesma maneira.

O deslocamento vertical de partículas do calcário deve ter ocorrido pelo movimento descendente da água aplicada que se infiltrou, provavelmente por meio de canais e espaços existentes no solo, deixados por raízes mortas, os quais foram mantidos intactos pela não deformação do solo (Figura 1). Convém ressaltar que antes da adição dos tratamentos, procurou-se simular uma condição de estiagem. Além disso, utilizou-se apenas as partículas mais finas do calcário (0,105-0,053 mm), o que representava 31% do calcário comercial utilizado. Isto explica o fato de que na primeira adição de água ocorreu a maior quantidade de calcário recuperado (Tabela 1). A quantidade total recuperada, no final das quatro semanas chegou, a 10,86% da quantidade total aplicada (42,9 g nas três colunas) na superfície das colunas.

A identificação dos minerais calcita e dolomita, principais constituintes do calcário dolomítico, pela técnica de difratometria de raios X (DRX), só foi possível nas camadas do solo e nos filtros onde o corretivo podia ser observado visualmente e não era misturado com o solo. Isto aconteceu na primeira camada (0-2 cm) e onde havia calcário remanescente, como na última camada (16-20 cm), em contato direto com os filtros. O calcário acumulado sobre os filtros estava praticamente isento de solo, o que facilitou sua detecção. As análises por DRX do calcário encontrado na primeira camada (0-2 cm) e do calcário coletado nos filtros após qualquer uma das chuvas onde não se tinha a mistura com o solo, ou seja, onde era possível separar manualmente as partículas de calcário, eram virtualmente iguais. Por isso, resolveu-se apresentar somente o difratograma (Figura 4) do calcário acumulado no filtro a 20 cm de profundidade. Nas camadas onde não havia impedimento para infiltração da água, não houve acúmulo de calcário. No entanto, no interior da última camada (16-20 cm) foi possível verificar visualmente acúmulo de calcário na superfície de agregados do solo, quando as colunas foram desmontadas (Figura 5 do texto e Figuras 1 e 2 do Apêndice 1). Porém, após a moagem e da conseqüente mistura do calcário com o solo, a identificação de calcita e dolomita pela DRX não foi possível, provavelmente devido a quantidades insuficientes desses minerais em relação à quantidade de solo. Essa técnica requer uma concentração mínima de 5% de calcário no solo.

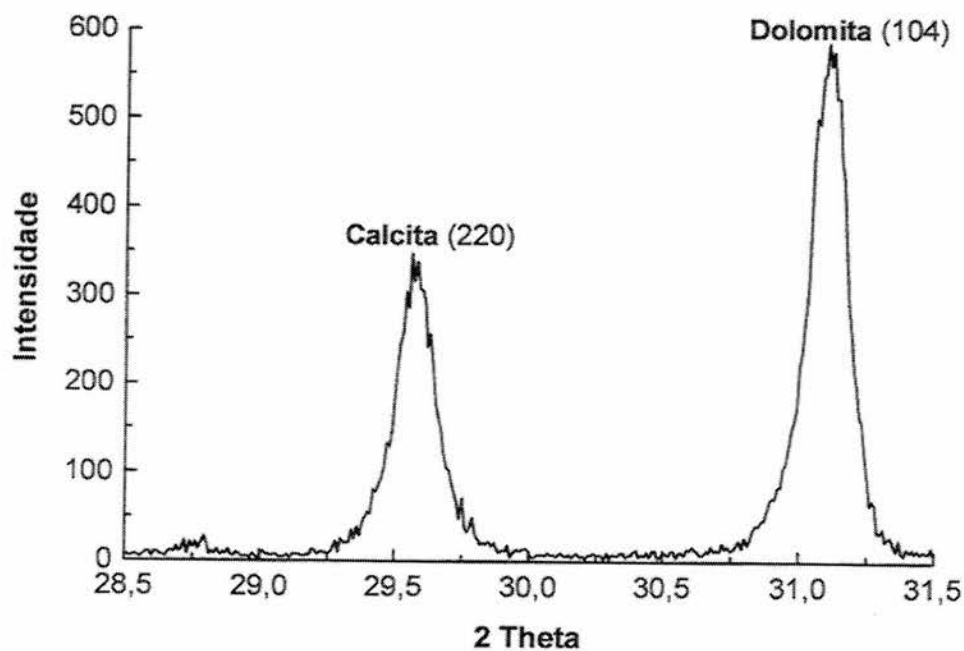


Figura 4. Difratoograma do calcário encontrado a 20 cm de profundidade acumulado sobre o filtro 24 horas após a primeira simulação de chuva, evidenciando seus principais picos conforme indicam os reflexos nos planos hkl 220 ( $d = 0,303$  nm) de calcita e 104 ( $d = 0,299$ ) de dolomita.

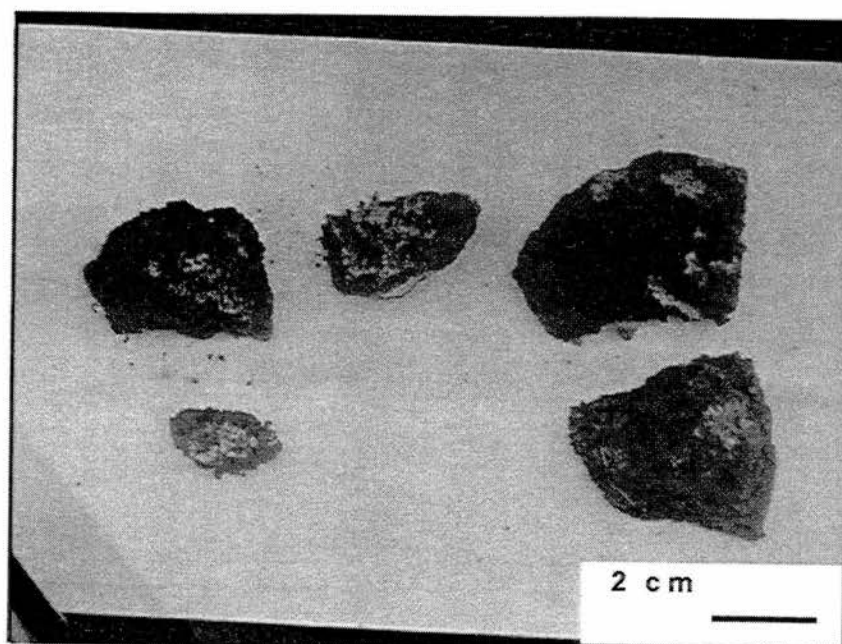


Figura 5. Grânulos de calcário acumulados na superfície de agregados do solo encontrados na última camada (16-20 cm).

No caso do presente trabalho, as análises, por DRX, do calcário original antes de ser aplicado na superfície do solo (Figura 2) e do calcário acumulado sobre os filtros (Figura 4), não possibilitaram determinar diferenças entre os dois materiais. Isto demonstra, ao menos inicialmente, que o calcário identificado em profundidade deve ser o calcário transportado da superfície para o interior do solo. Entretanto, a distinção entre calcitas ou dolomitas de origens primárias e secundárias em solos, requer uma combinação de evidências a partir de estudos no campo da morfologia, micromorfologia e análises de isótopos com a utilização de microsonda e microscopia eletrônica.

Amostras do calcário dolomítico aplicado na superfície e amostras do calcário acumulado sobre os filtros foram então examinadas em microscópio eletrônico de varredura, para distinguir se o calcário identificado em profundidade era de origem primária (litogênico) ou secundária (pedogênico). A clivagem romboédrica típica, tanto da calcita como da dolomita (Donner & Linn, 1989), pode ser visualizada em amostras do calcário antes da aplicação ao solo (Figura 6), acumulado nos filtros após a primeira chuva (Figura 7) e após a segunda chuva (Figura 8). Qualquer plano de fratura coincidente em orientação com possível face de cristal é chamado de plano de clivagem. Todos os exemplares de uma determinada espécie mineral possuem a mesma clivagem, porque todos eles apresentam um arranjo interno comum dos átomos e, portanto, as mesmas direções de fraqueza. A clivagem romboédrica reflete a presença de três direções não coplanares. Os planos de clivagem representam características internas de uma substância, e podem ser produzidos independentemente das dimensões a que os minerais são reduzidos (Ernst, 1996). Com isso, a clivagem romboédrica apenas indica se o material é calcita ou dolomita, porém, não possibilita distinguir entre litogênicos e pedogênicos.

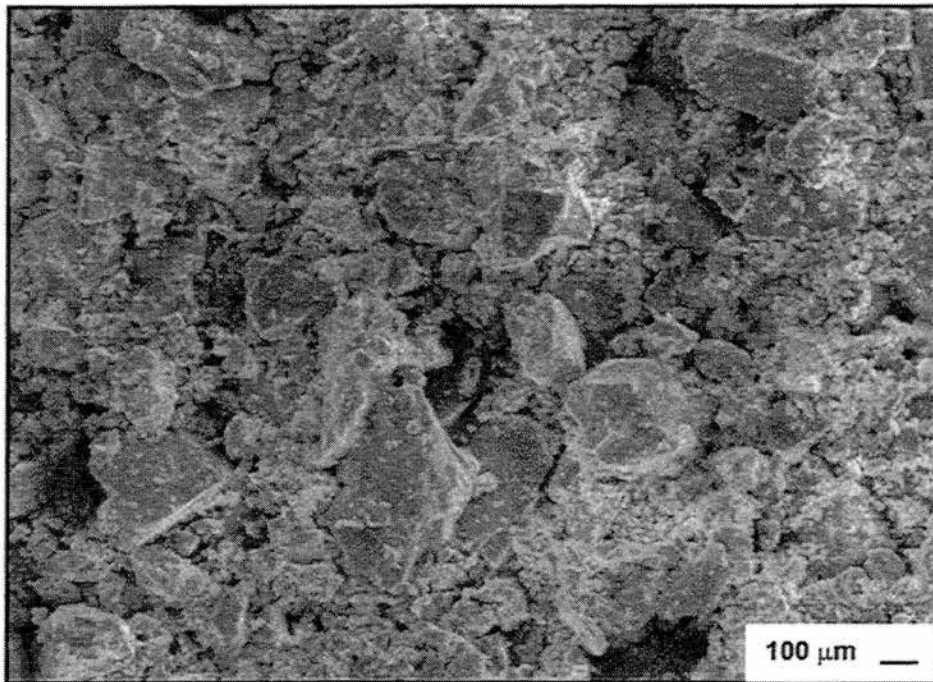


Figura 6. Imagem dos grânulos do calcário dolomítico antes da aplicação na superfície do solo, obtida por microscópio eletrônico de varredura (MEV).

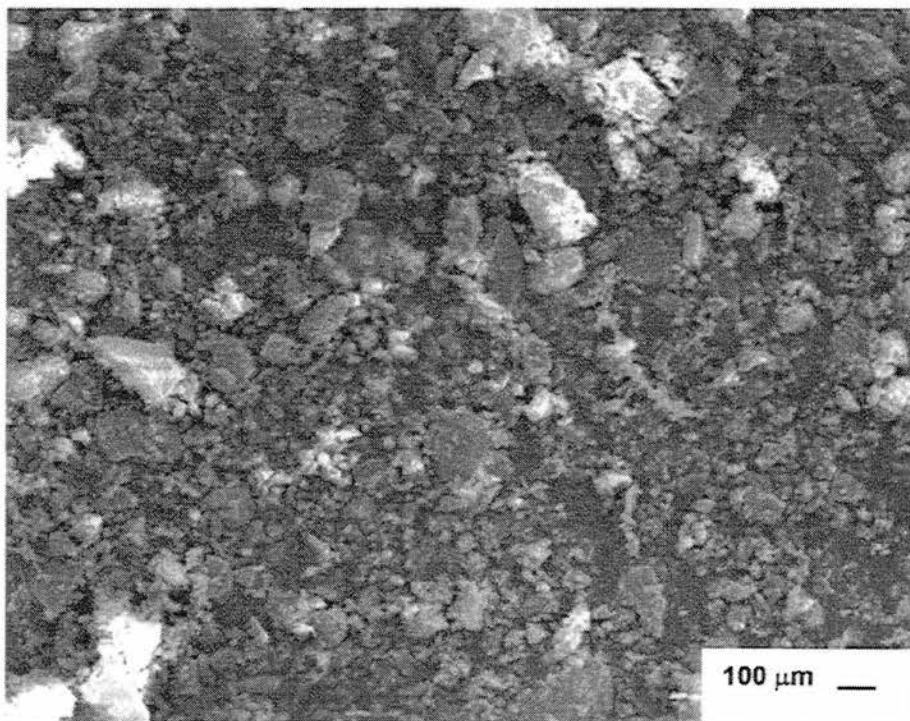


Figura 7. Imagem dos grânulos do calcário dolomítico acumulado nos filtros 24 horas após a primeira chuva simulada, obtida por microscópio eletrônico de varredura (MEV).



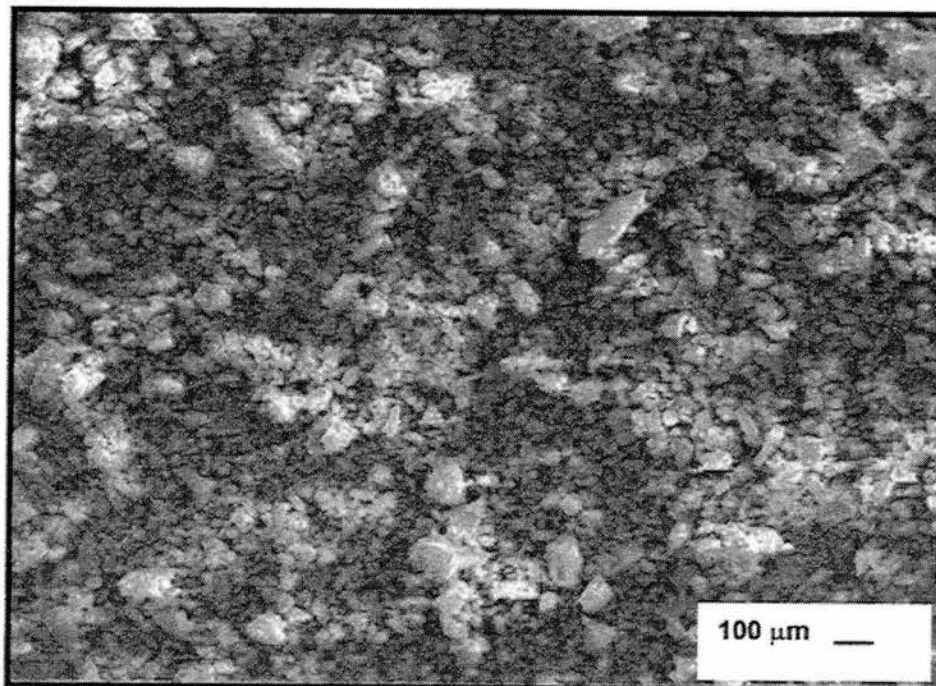


Figura 8. Imagem dos grânulos do calcário dolomítico acumulado nos filtros 24 horas após a segunda chuva simulada, obtida por microscópio eletrônico de varredura (MEV).

A imagem do calcário original revela um material de granulometria variada, com partículas desde  $>100\ \mu\text{m}$  até  $<15\ \mu\text{m}$  (Figura 6). O calcário coletado no filtro, 24 horas após a primeira chuva simulada (Figura 7), apresentou predominância de partículas com granulometria em geral mais fina ( $<15\ \mu\text{m}$ ) do que o calcário original ( $100\text{-}15\ \mu\text{m}$ ), indicando que as partículas maiores ficaram retidas na rede do solo no interior da coluna. O calcário acumulado no filtro, 24 horas após a segunda chuva simulada (Figura 8), apresentou praticamente a mesma granulometria da primeira chuva, porém com maior predomínio de partículas mais finas, aparentando uma textura diferente do calcário aplicado na superfície (Figura 6). Essas diferenças de granulometria podem ser um indicativo de que houve recristalização de carbonatos da solução. Entretanto, para confirmar essa hipótese, devem ser realizados experimentos adicionais, levando-se o calcário à dissolução completa e, depois, criando-se condições para sua reprecipitação em laboratório e, principalmente, em situações de campo. Nas condições de laboratório, o carbonato recristalizado deve ser semelhante ao carbonato litogênico. Diferenças mais expressivas podem ocorrer em carbonatos

pedogênicos que venham a se formar em condições de campo, devido às interferências dos fatores de solo (textura, matéria orgânica, força iônica, pH) e de ambiente (temperatura, umidade, CO<sub>2</sub>) (Levy, 1981).

Existem vários estudos em solos originados de rochas calcárias que mostram as diferenças de calcitas ou dolomitas originadas diretamente do material de origem (litogênicas) daquelas originadas por processos de dissolução e precipitação dos carbonatos (pedogênicas). Cristais de calcita ou dolomita do tamanho de areia (diâmetro > 0,2 mm) são herdados do material de origem. A dolomita em solos é quase exclusivamente proveniente do intemperismo físico da rocha primária. A precipitação de carbonatos de cálcio e magnésio não é simplesmente o reverso da dissolução da calcita e dolomita (Arnauld & Herbillon, 1973; Arnauld, 1979; Levy, 1980; Levy, 1981; Mermut & Arnauld, 1981). Existe uma precipitação preferencial de CaCO<sub>3</sub>, a qual tem sido descrita por várias equações empíricas (Doner & Lynn, 1989). A razão constante entre calcita e dolomita, determinável pela razão de intensidade dos respectivos picos nos difratogramas (Figuras 2 e 4), é também um indicativo que o calcário coletado nos filtros é litogênico, ou seja, partículas sólidas que desceram com a água de percolação.

A calagem estimula a atividade microbiana no solo, através da elevação do pH, o que implica em maior produção de CO<sub>2</sub>. Com o aumento da pressão parcial de CO<sub>2</sub> (pCO<sub>2</sub>), há um aumento da solubilidade do calcário (Salomons & Mook, 1976). Entretanto, o carbonato pode precipitar novamente quando o produto de solubilidade é excedido, devido ao decréscimo da pCO<sub>2</sub> e, ou, aumento na concentração do soluto. Desta maneira, o decréscimo da pCO<sub>2</sub> com a profundidade do solo poderia favorecer a precipitação do calcário a partir do soluto percolado. Assim, devido às condições inerentes do sistema plantio direto, a possibilidade desse mecanismo ocorrer não pode ser totalmente descartada. As reaplicações de calcário na superfície, a não mobilização do solo, a manutenção contínua de resíduos no sistema e a movimentação de solução supersaturada com produtos da dissociação do calcário em direção às camadas do solo com baixa pCO<sub>2</sub>, podem determinar, ao longo do tempo, condições favoráveis à formação de carbonatos secundários na subsuperfície.

Face ao exposto e às condições de realização do presente trabalho, a hipótese de que o calcário encontrado nos filtros era de origem secundária ou

pedogênica pode ser descartada, principalmente em função de que o tempo transcorrido entre a aplicação do calcário e a coleta nos filtros era muito curto.

Em relação ao talco, o objetivo da sua utilização era apenas para verificar a possível descida de partículas originais de um mineral inerte da superfície para o interior do solo, através da água percolada, e não para verificar possíveis alterações químicas na solução percolada ou no solo. No entanto, não foi possível sua identificação na solução percolada e nem tão pouco no material aderido aos filtros.

O talco, juntamente com a pirofilita, é um mineral filossilicato 2:1 (duas lâminas tetraedrais e uma octaedral). Devido as suas qualidades estruturais, esses minerais são considerados “minerais índices”, proporcionando excelentes resoluções na difratometria de raios X (DRX). Ambos, além de apresentarem espaços entre camadas bem definidos, são os minerais filossilicatos 2:1 que mais se aproximam de uma composição ideal, tanto das lâminas tetraedrais como da octaedral, o que lhes confere uma estrutura cristalina exemplar. O talco é trioctaedral, contendo  $Mg^{++}$  nos sítios octaedrais, enquanto que a pirofilita é dioctaedral, contendo  $Al^{+++}$  no lugar de  $Mg^{++}$  e, ambos, contém somente silício na lâmina tetraedral, originando as fórmulas ideais  $(Mg_3Si_4O_{10}(OH)_2)$  para o talco e  $(Al_2Si_4O_{10}(OH)_2)$  para a pirofilita. Em cada caso, as cargas estão balanceadas dentro da camada 2:1, o que faz com que ambos sejam eletricamente neutros (Shulze, 1989; Zelazny & White, 1989). Em relação à estabilidade desses minerais, Lindsay (1979) mostrou, através de diagramas de solubilidade, que tanto a pirofilita como o talco, devido ao seu alto conteúdo de sílica, são relativamente estáveis em comparação com outros filossilicatos contendo  $Mg^{++}$  e  $Al^{+++}$ .

Em função desses aspectos e também pelo fato de ser considerado muito raro em solos, acreditava-se que a identificação do talco no material aderido aos filtros colocados na extremidade inferior das colunas seria fácil e, ainda, isso indicaria a presença de partículas originais aplicadas na superfície, comprovando, assim, o mecanismo de descida pelos bioporos, através da água infiltrada. Entretanto, apesar de ter sido utilizado o mineral talco, teoricamente puro, comprovado pela DRX (Figura 3 e Apêndice 2), isso não se confirmou, pois, além das evidências do mineral ter reagido, a sua identificação pela DRX nos filtros não foi possível, já que o mesmo não foi deslocado juntamente com

a água percolada, pelo menos em quantidade suficiente para ser detectado, provavelmente devido à sua pouca molhabilidade.

### **3.3.2. Efeitos da calagem superficial na composição da solução percolada do solo nas colunas**

A aplicação do calcário na superfície do solo, seguida da adição semanal de água em quantidade equivalente a uma chuva de 35 mm, determinou aumento dos valores de pH, condutividade elétrica, cálcio, magnésio e bicarbonato na solução percolada, em relação à testemunha (Figura 9). Os maiores valores desses atributos foram observados após a primeira adição de água, indicando que os efeitos ocorreram rapidamente e estão relacionados com a quantidade de partículas transportadas (Tabela 1). No transcorrer do tempo, os valores das variáveis estudadas diminuíram, mas sempre mantiveram-se acima da testemunha. Os dados revelam que deve ter havido efeito tanto das partículas que desceram sem reagir e depois dissolveram-se na solução percolada, como das partículas que se dissolveram na superfície do solo e, então, os produtos de sua dissolução desceram. Isto caracteriza a chamada “frente de alcalinização”, que pode ocorrer no sistema plantio direto a partir da superfície do solo, onde os produtos da dissolução do calcário ( $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ) são transportados juntamente com a água infiltrada e percolada.

Os valores dos íons  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$  e  $\text{HCO}_3^-$  na solução percolada poderiam dar suporte à hipótese de reprecipitação de carbonatos no solo (Doner & Pratt, 1969). A presença desses íons na solução percolada indica que a perturbação provocada pela calagem ultrapassou a capacidade de amortização do sistema solo e provocou um novo estado em relação à testemunha. Porém, alterações no subsistema mineralógico não se manifestam rapidamente, dada a lentidão destas reações (Azevedo et al. 1996).

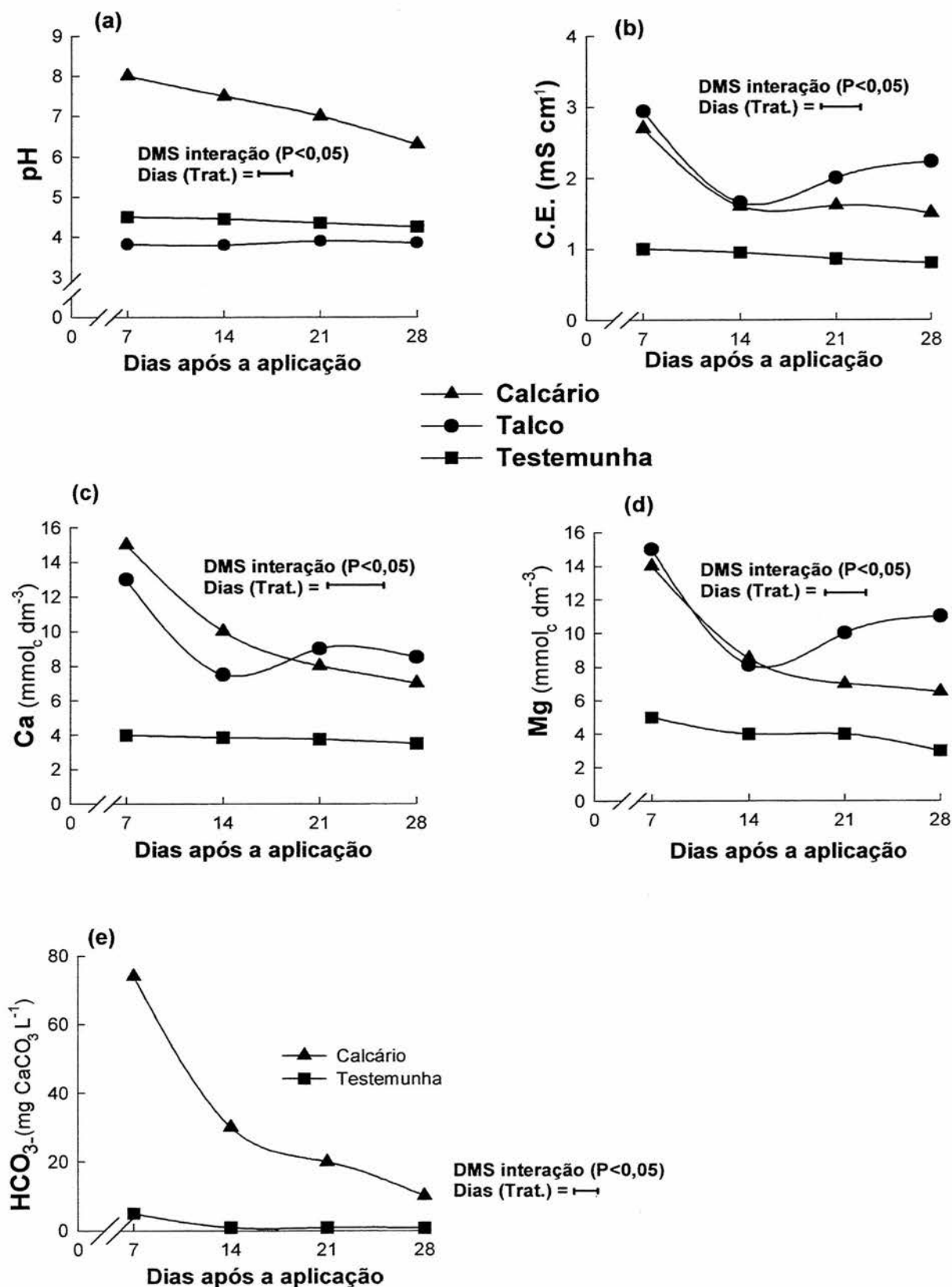


Figura 9. Valores de (a) pH, (b) condutividade elétrica (C.E.), (c) cálcio, (d) magnésio e (e) bicarbonato da solução percolada em função das diferentes épocas de aplicação das chuvas simuladas sobre o solo com calcário nas colunas.

Não se esperavam alterações na solução percolada provocadas pelo talco. A reatividade do talco se revelou mais evidente nos valores de condutividade elétrica, cálcio e magnésio (Figura 9b, c e d). É possível que, ao se efetuar a moagem do mineral para deixá-lo na mesma granulometria do calcário, aumentou-se muito sua área superficial específica, favorecendo a sua dissolução, tendo em vista que as camadas 2:1 estão ligadas somente por forças eletrostáticas fracas (Shulze, 1989). Também, não se pode descartar a hipótese de existirem impurezas no talco, as quais, segundo Zelazny & White (1989), podem ser caulinita e esmectita, o que poderia conferir maior reatividade ao talco. No entanto, a análise semi quantitativa, por fluorescência de raios X do talco utilizado (Apêndice 2), mostra que as principais contaminações, por ferro, níquel e especialmente alumínio são muito pequenas, na ordem de 2, 0,3 e 0,07 %, respectivamente, comprovando, pelo baixo teor de alumínio, que o mineral é realmente talco e não pirofilita ou caulinita e esmectita.

### **3.3.3. Efeito da calagem superficial nos atributos químicos no perfil do solo nas colunas**

A aplicação do calcário na superfície do solo determinou aumento dos valores de pH, cálcio e magnésio trocáveis e diminuição do teor de alumínio trocável, em relação à testemunha (Figuras 10a,b,c e 11a,b). Os efeitos já manifestados na água percolada se repetiram na fase sólida. Os valores da capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva ( $\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++} + \text{K}^{+} + \text{Al}^{+++}$ ) também foram maiores no tratamento com calcário e comportaram-se semelhantemente aos valores de cálcio (Figura 11c).

A ação do calcário provocou a formação de gradientes nos atributos químicos a partir da superfície do solo, decorridos 28 dias após a aplicação superficial do corretivo (Figuras 10a,b,c e 11a,b). Os efeitos atingiram todas as camadas, mas, especialmente até 10 cm, chamando também a atenção para a última camada (16-20 cm), onde houve acúmulo do calcário no filtro.

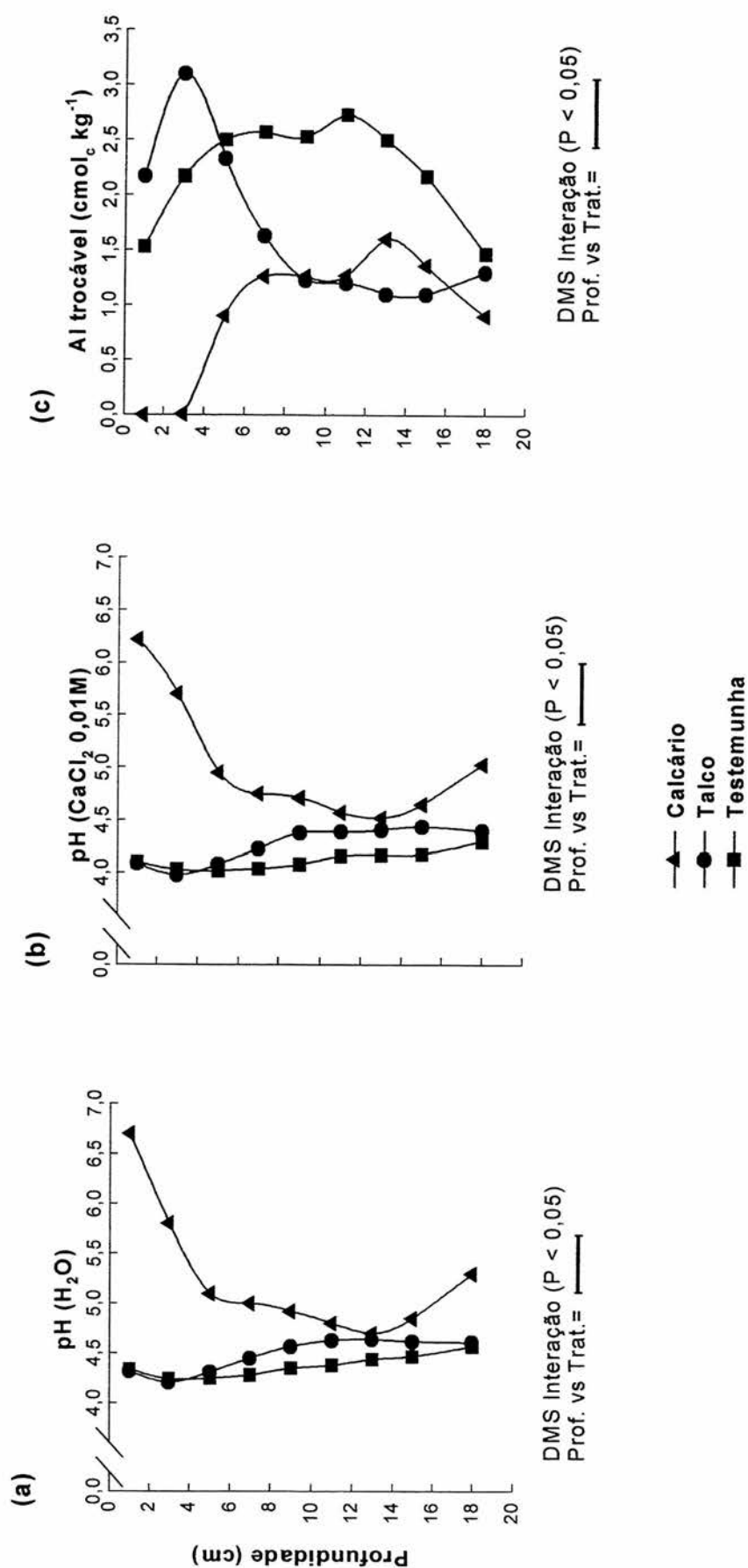


Figura 10. Valores dos atributos químicos do solo após quatro semanas da aplicação superficial dos tratamentos em colunas de solo indeformadas, coletadas em área de sistema plantio direto: (a) pH em água, (b) pH CaCl<sub>2</sub> 0,01 mol L<sup>-1</sup> e (c) alumínio trocável.

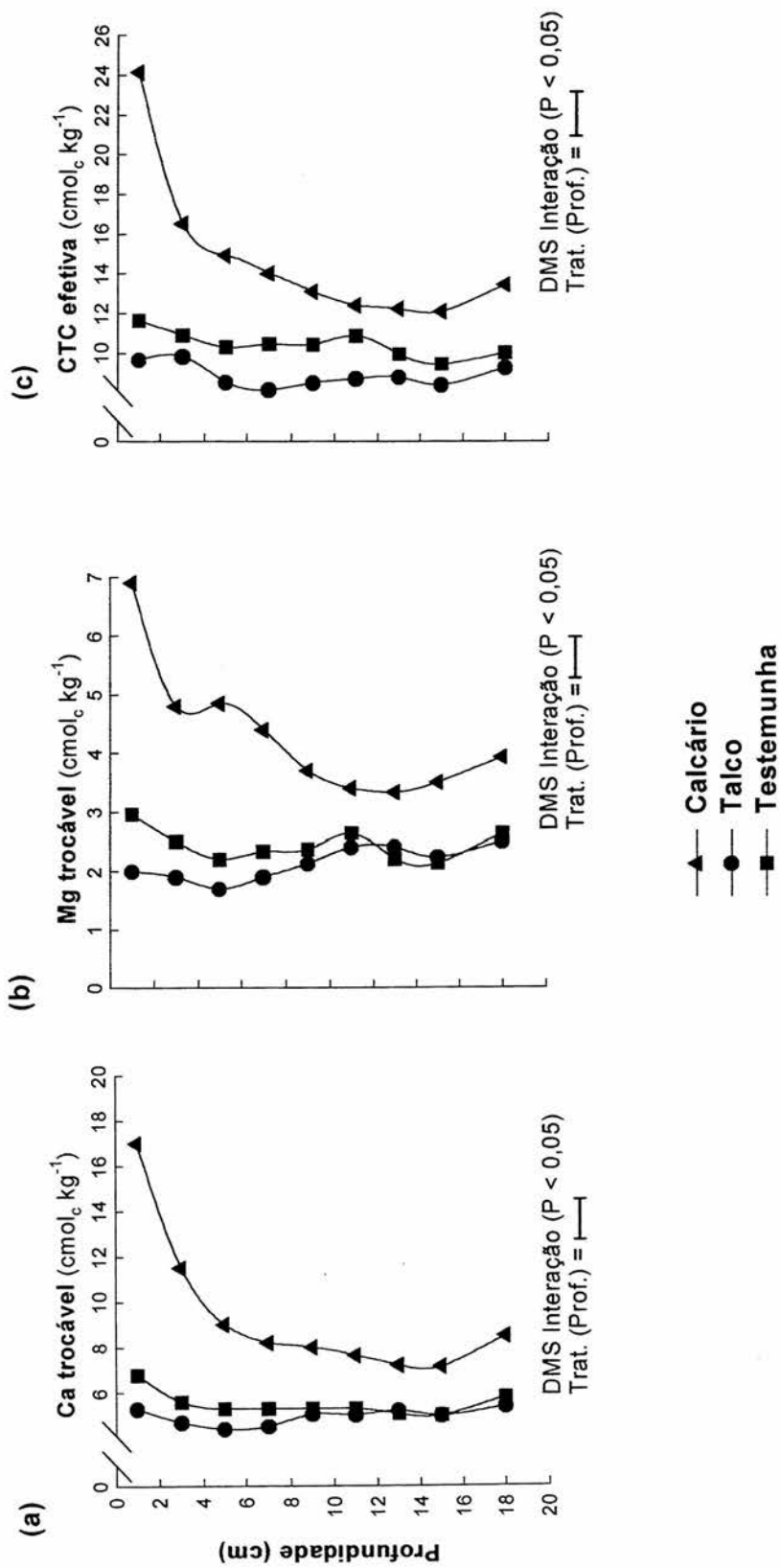


Figura 11. Valores dos atributos químicos do solo após quatro semanas da aplicação superficial dos tratamentos em colunas de solo indeformadas, coletadas em área sistema plantio direto: (a) cálcio trocável, (b) magnésio trocável e (c) CTC efetiva ( $\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++} + \text{K}^{+} + \text{Al}^{+++}$ ).



Como não houve acúmulo do corretivo nas demais camadas, devem ter ocorrido apenas os efeitos dos produtos de sua dissolução ( $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$  e  $\text{HCO}_3^-$ ), indicando que, além do deslocamento de partículas de calcário não reagidas, houve também a formação de uma eficiente “frente de alcalinização”, a partir da superfície do solo, já evidenciada pelas análises da solução percolada (Figura 9). O uso do filtro simulou uma zona de impedimento, que pode ocorrer no solo em condições de campo, indicando que, caso não houvesse o impedimento pelo filtro, o calcário teria atingido profundidades maiores. A utilização do filtro foi necessária, nesse caso, para acumular o calcário e, assim, permitir sua identificação pela DRX.

Em trabalho similar a este, em colunas, Petrere & Anghinoni (2001), verificaram que, decorridas 25 semanas da aplicação do equivalente a  $6 \text{ Mg ha}^{-1}$  de calcário dolomítico na superfície de um Latossolo Vermelho distroférico típico de campo natural, os efeitos ocorreram até 7,5 cm para pH e alumínio trocável, até 10,0 cm para magnésio trocável e até 5,0 cm para o cálcio trocável. As profundidades afetadas pela ação do calcário, em todos os atributos químicos avaliados, no presente trabalho (até 20 cm) também são maiores do que as relatadas por Sá (1996), Santos (1997), Pöttker & Ben (1998) e Amaral & Anghinoni (2001), em aplicações superficiais de calcário no sistema plantio direto em condições de campo natural. Nestes trabalhos, com doses de calcário variando entre  $0,7$  e  $10,7 \text{ Mg ha}^{-1}$  e tempo de aplicação entre 1 e 4 anos, em solos com diferentes texturas, as camadas afetadas foram, no mínimo, até 2,5 cm para pH e alumínio e, no máximo, até 12,5 cm para cálcio e magnésio trocáveis. Entretanto, outros trabalhos realizados no campo relatam os efeitos do calcário aplicado na superfície no sistema plantio direto em profundidades iguais e maiores do que 20 cm. A diminuição de alumínio trocável foi observada até 40 cm, após 31 meses da aplicação do calcário na superfície de um Latossolo Vermelho-Escuro (Oliveira et al., 1996). Em solo arenoso, os efeitos para o magnésio trocável chegaram até 30 cm de profundidade, após 2 anos de aplicação superficial de calcário na dose de  $4,1 \text{ Mg ha}^{-1}$  (Sá, 1996). Petrere & Anghinoni (2001) verificaram, na maior dose aplicada ( $6,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), efeitos na CTC efetiva até a camada de 10-12,5 cm de profundidade, no pH em água até 12,5-15,0 cm, no alumínio e cálcio trocáveis

até 15,0-17,5 cm e no magnésio trocável até 20,0-22,5 cm, 42 meses após a aplicação do corretivo na superfície do campo natural.

Um único trabalho dentre os citados acima (Petreire & Anghinoni, 2001), mencionou que os efeitos do calcário no perfil do solo pudessem ter uma participação importante do deslocamento vertical de partículas do corretivo. Embora considerassem tal hipótese, atribuíram que esses efeitos resultaram, majoritariamente, do transporte de cálcio e magnésio por ânions solúveis ou por ligantes orgânicos de baixo peso molecular e da neutralização da acidez do solo e amenização da toxidez do alumínio pelos próprios resíduos vegetais das culturas de cobertura.

Em relação ao mineral talco, as alterações verificadas na água percolada também ocorreram no solo. Como mencionado anteriormente, esperava-se que esse mineral não reagisse com os constituintes do solo. A aplicação do talco na superfície do solo na colunas provocou aumento, de pH em água entre 10 e 14 cm e de pH em  $\text{CaCl}_2$  entre 10 e 16 cm, em relação à testemunha. Para o alumínio trocável, o efeito não foi o inverso do pH como se esperaria, principalmente nas duas primeiras camadas (Figura 9c). Para o cálcio e magnésio trocáveis, houve tendência de diminuição desses cátions até a quinta camada, o mesmo acontecendo com a CTC efetiva (Figura 10c).

Os resultados do presente estudo evidenciam a importância do mecanismo da descida das partículas do calcário pelos bioporos do solo no sistema plantio direto. Entre as diferenças desse trabalho com os publicados na literatura destacam-se o menor tempo decorrido entre a aplicação e a determinação e, também, a utilização de calcário constituído de partículas mais finas (0,105 a 0,053 mm) que são as mais reativas (Zancanaro, 1996; Pandolfo & Tedesco, 1996), as quais constituem 31% do calcário comercial utilizado com PRNT 76%. Além disso, o calcário foi aplicado diretamente na superfície do solo, sem a presença de resíduos vegetais. É interessante ressaltar, que mesmo em calcários de baixo PRNT, há uma considerável fração de partículas finas capazes de descer no perfil do solo, podendo propiciar os efeitos imediatos positivos da calagem em profundidade. O cultivo de aveia preta no solo das colunas, antes da aplicação dos tratamentos, teve por objetivo apenas formar novos bioporos pela ação das raízes, uma vez que os resíduos da parte aérea não foram adicionados ao solo. A possibilidade da decomposição das

raízes ter influenciado na ação da calagem superficial é remota, principalmente porque, antes da aplicação do calcário, as colunas foram lixiviadas para eliminar os possíveis ácidos orgânicos remanescentes e o excesso de sais, por ventura acumulados. Assim, pode-se afirmar que a ação do calcário, que ocorreu de maneira rápida e em profundidade no perfil do solo, deveu-se majoritariamente ao deslocamento vertical de partículas do corretivo que não reagiram na superfície do solo e ao transporte dos produtos de sua dissolução através da solução percolada. Os efeitos específicos de diferentes resíduos de plantas de cobertura e ácidos orgânicos de baixo peso molecular, provenientes de sua decomposição, na dinâmica da calagem superficial no sistema plantio direto, é o tema do Estudo 2.

### 3.4. Conclusões

1. A técnica de difratometria de raios X permitiu detectar a presença do calcário litogênico acumulado sobre os filtros colocados na base (20 cm a partir da superfície) das colunas de solo, mostrando razão constante entre as intensidades dos picos de calcita e dolomita.

2. Houve transporte rápido de partículas finas e oriundas de calcário da superfície do solo até a profundidade de 20 cm. O calcário foi transportado pela água que percolou no solo, após ter sido aplicada na superfície das colunas.

3. A identificação do calcário no interior do solo comprovou que, no sistema plantio direto consolidado, os efeitos na neutralização da acidez e no aumento de cálcio e magnésio na subsuperfície do solo após períodos relativamente curtos da aplicação superficial do corretivo, foram, em grande parte, devidos ao movimento vertical de partículas finas originais do calcário.

4. A aplicação superficial do calcário dolomítico afetou a composição da solução percolada, devido à dissolução rápida de partículas mais finas do calcário, propiciando uma “frente de alcalinização” com o transporte de  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$  e  $\text{HCO}_3^-$ .

5. Os efeitos nos atributos químicos do solo, decorrentes da aplicação de calcário na superfície, em colunas indeformadas e submetidas a um volume de água de 35 mm por semana, durante 4 semanas, ocorreram em todo o perfil do solo, sendo mais expressivos na superfície até 10 cm, e aos 20 cm, onde houve acúmulo de calcário.

6. Os resultados permitem enfatizar a importância do mecanismo do transporte de calcário através da água da chuva, a qual se infiltra e percola no solo pelos bioporos, bem como a efetiva contribuição desse mecanismo na correção da acidez a partir da superfície do solo no sistema plantio direto consolidado, quando este recebe aplicações de calcário ao longo do tempo.

## **4. CAPÍTULO 3**

### **ESTUDO 2 – RESÍDUOS DE PLANTAS DE COBERTURA E MOBILIDADE DOS PRODUTOS DA DISSOLUÇÃO DO CALCÁRIO APLICADO NA SUPERFÍCIE DO SOLO NO SISTEMA PLANTIO DIRETO CONSOLIDADO**

#### **4.1. Introdução**

As principais vantagens (economia de hora máquina e de combustível, o controle da erosão e acúmulo de matéria orgânica) do sistema plantio direto em relação ao convencional advém não só do não revolvimento do solo, mas também, do uso de um sistema de rotação de culturas adequado à proteção contínua do solo, o qual deve, obrigatoriamente, incluir plantas de cobertura para equilibrar o rendimento econômico com a preservação da capacidade produtiva do solo. O sucesso do sistema plantio direto depende muito do tipo de rotação de culturas utilizado.

A recuperação de áreas degradadas pelo mau manejo do solo é um processo lento e de altos custos. A adoção do sistema plantio direto, incluindo a introdução de plantas de cobertura do solo, especialmente as mais tolerantes à acidez, podem representar, uma economia inicial no processo de recuperação do solo. A utilização de plantas de cobertura é uma prática

fundamental para proteger o solo do impacto das gotas de chuva, favorecer a infiltração de água, promover o aporte contínuo de fitomassa, aumentar a matéria orgânica, atenuar as oscilações térmicas das camadas superficiais, romper as camadas adensadas, promover a aeração e a estruturação do solo, a reciclagem de nutrientes e a fixação de nitrogênio (Calegari et al., 1993; Bayer & Mielniczuk, 1997; Silva & Mielniczuk, 1997; Silva & Rosolem, 2001).

Na camada superficial de solos sob sistema plantio direto, em geral ocorre aumento da densidade e microporosidade e diminuição da macroporosidade e porosidade total, quando comparado com o preparo convencional. Isto se deve ao arranjo natural do solo que não é mobilizado e à pressão provocada pelo trânsito de máquinas e implementos agrícolas, principalmente quando realizado em solos argilosos e com teores elevados de umidade (Vieira & Muzilli, 1984; Bertol et al., 2000; Stone & Silveira, 2001) e, ainda, à utilização de animais na integração lavoura-pecuária, quando o solo está com umidade acima do ponto de friabilidade (Albuquerque et al., 2001). Entretanto, a maior densidade na superfície é menos prejudicial do que a camada compactada na subsuperfície do solo (Albuquerque et al., 2001), sobretudo porque esta favorece a erosão devido a maior desagregação do solo na camada arável. Além disso, com o passar do tempo, a densidade do solo sob plantio direto pode diminuir, devido, em parte, ao aumento do teor de matéria orgânica na camada superficial, melhorando a estrutura do solo em relação aos tempos iniciais (Reeves, 2001).

A rotação de culturas, pela possibilidade de inclusão de espécies com sistema radicular agressivo e pelo aporte de fitomassa de espécies diferenciadas, e pela manutenção do solo continuamente coberto, pode permitir a continuidade do sistema plantio direto, sem interrupções devidas à compactação superficial (Calegari et al., 1993; Silva & Rosolem, 2001).

Recentemente, as plantas de cobertura têm recebido uma atenção adicional em função de sua ação sinérgica com a calagem superficial no sistema plantio direto, contribuindo para reduzir os efeitos negativos da acidez na subsuperfície do solo. Durante a decomposição inicial dos resíduos vegetais, ocorre a liberação de compostos orgânicos hidrossolúveis que, em última análise, são ácidos orgânicos de baixo peso molecular (Franchini et al., 2001). Esses compostos possuem radicais funcionais com propriedades ligantes do tipo base

de Lewis, que os torna capazes de formar complexos orgânicos com ácidos inorgânicos de Lewis como alumínio, cálcio e magnésio (Pearson, 1966; Pearson, 1995). Desta forma, além de neutralizarem o alumínio tóxico, esses compostos podem aumentar a mobilidade, no perfil do solo, dos produtos originados da dissolução do calcário aplicado na superfície. Na forma complexada, o cálcio e o magnésio teriam sua carga líquida alterada, de  $2^+$  para zero, reduzindo a energia de ligação com o complexo de troca, o que favorece o transporte desses cátions da superfície para o interior do solo (Franchini et al., 2000; Miyazawa et al. 2000).

A manutenção dos resíduos vegetais na superfície do solo no sistema plantio direto, diminui e torna mais contínua e uniforme a taxa de ação microbiológica devido ao menor contato dos resíduos vegetais com o solo, resultando numa decomposição mais lenta e contínua. Com isto, além do constante aporte de resíduos, é possível que ocorra a produção contínua de compostos orgânicos hidrossolúveis de baixo peso molecular (ligantes), podendo, até mesmo, resultar em sua perenização no solo sob sistema plantio direto.

Os estudos para identificação de ácidos orgânicos de baixo peso molecular na solução de solo têm sido realizados somente em condições de clima temperado (Hue et al., 1986; Pohlman & McColl, 1988; Bissani, 2000). Nas condições de clima e solo do Sul do Brasil, a identificação desses compostos na solução do solo não tem sido bem sucedida (Miyazawa et al., 1992b). Estudos conduzidos até o momento identificaram a presença de ácidos orgânicos apenas no extrato de tecido vegetal (Franchini et al., 1999c; Franchini et al., 2001) e não no solo. Além disto, os efeitos dos ácidos orgânicos no solo, provenientes da decomposição inicial de resíduos vegetais tem sido verificados somente quando se utilizam doses muito elevadas de resíduos, não comuns em condições de semeadura direta.

A aplicação superficial de resíduos da parte aérea de diferentes espécies vegetais, utilizadas como cobertura do solo no sistema plantio direto, além de proporcionar aumentos na concentração de diferentes ácidos orgânicos na superfície do solo, deve beneficiar a ação da calagem superficial nesse sistema, pela liberação de ácidos orgânicos de baixo peso molecular durante a decomposição dos diferentes resíduos vegetais.

O presente estudo foi conduzido com os objetivos de (a) identificar os ácidos orgânicos de baixo peso molecular presentes nos resíduos de plantas de cobertura e na solução do solo; (b) avaliar o efeito desses resíduos, isolados ou em conjunto com a aplicação superficial de calcário, na correção da acidez das camadas subsuperficiais do solo no sistema plantio direto; e (c) verificar a relação dos ácidos orgânicos de baixo peso molecular liberados na decomposição de resíduos vegetais com os efeitos, em profundidade, da aplicação superficial de calcário.

## **4.2. Material e Métodos**

Para atingir os objetivos propostos, conduziu-se um experimento em duas etapas, descritas a seguir.

### **4.2.1. Características do solo, coleta das colunas e cultivo das plantas**

Utilizou-se amostras de um Cambissolo Húmico Alumínico Léptico argiloso, coletadas em um experimento conduzido na Universidade para o Desenvolvimento do Estado de Santa Catarina (UDESC) – Campus do Centro de Ciências Agroveterinárias de Lages - SC. A sistematização da área experimental foi feita em maio de 1995, com a aplicação de calcário, fósforo e potássio, incorporados ao solo com uma aração e duas gradagens, de acordo com Comissão (1995). Foram utilizadas, na ocasião, 3,9 Mg ha<sup>-1</sup> de calcário dolomítico (PRNT 100%), 125 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> na forma de superfosfato triplo e 100 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O na forma de cloreto de potássio, iniciando-se, em seguida, a implantação das culturas que foram: milho (*Zea mays*) no verão, e ervilhaca comum (*Vicia sativa*) no inverno. A partir dessa época, o experimento foi conduzido sob sistema plantio direto e, até o momento da amostragem (outubro de 2000), sem reaplicação de calcário.

No dia da amostragem (25/10/2000), o experimento estava com o cultivo de ervilhaca comum. Para facilitar a retirada das colunas, essas plantas foram



eliminadas nos locais de coleta. Coletou-se, na ocasião, 27 amostras indeformadas em colunas de PVC de 12,0 cm de diâmetro por 22 cm de altura. A profundidade de coleta foi de 0 – 20 cm. As características químicas do solo nessa camada eram: pH (H<sub>2</sub>O) 4,7; índice SMP 5,0; fósforo disponível (Mehlich 1) 6,0 mg L<sup>-1</sup>; potássio disponível (Mehlich 1) 74 mg L<sup>-1</sup>; matéria orgânica (combustão úmida) 42 g kg<sup>-1</sup>; H+Al 8,8 cmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>; alumínio trocável (KCl 1 mol L<sup>-1</sup>) 2,5 cmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>, cálcio trocável (KCl 1 mol L<sup>-1</sup>) 5,5 cmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> e magnésio trocável (KCl 1 mol L<sup>-1</sup>) 4,0 cmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>, conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). A necessidade de calcário para elevar o pH em água a 6,0 (PRNT 100%) era de 9,9 t ha<sup>-1</sup>. O solo apresenta 430 g kg<sup>-1</sup> de argila, 100 g kg<sup>-1</sup> de areia e 470 g kg<sup>-1</sup> de silte.

Após a coleta, as colunas foram transferidas para câmara de crescimento, com condições de temperatura e luz controladas, onde, no dia 3 de novembro de 2000, semeou-se em nove colunas, aveia preta (*Avena strigosa*), em outras nove semeou-se ervilhaca comum (*Vicia sativa*) e nas outras semeou-se nabo forrageiro (*Raphanus sativus*). Após o desbaste, deixou-se três plantas por coluna. Para esse cultivo não foi realizada nenhuma adubação, pois o objetivo era obter material vegetal para a segunda parte do experimento. O nabo forrageiro foi a cultura que menos se desenvolveu, sendo que, para obter a quantidade necessária para o experimento, foi necessário cultivá-lo em duas colunas extras. A coleta da parte aérea foi realizada aos 65 dias após a semeadura. Esse material vegetal foi armazenado seco e moído para posterior análise e utilização.

#### **4.2.2. Condução do experimento em casa de vegetação**

Após o cultivo, as colunas ficaram em repouso por aproximadamente 120 dias. Durante esse período o solo era umedecido periodicamente. Em 30/06/2001, as colunas foram preparadas, recebendo, inicialmente, parafina derretida nas bordas internas acima do solo, com o objetivo de impedir o fluxo preferencial de água junto às paredes das colunas. Na extremidade inferior das colunas, prendeu-se uma tela de nylon de 0,03 mm de malha, com o objetivo de sustentar o solo nas colunas de PVC. Também, adaptou-se um funil de

plástico no fundo das colunas. O conjunto (coluna, tela e funil) foi colocado sobre um becker de vidro (500 mL) para facilitar a coleta do percolado. Retirou-se todos os resíduos orgânicos (matéria orgânica leve) da superfície do solo das colunas e aplicou-se 400 mL de água destilada em cada coluna, antes da aplicação dos tratamentos, com o objetivo de eliminar possíveis interferências de ácidos orgânicos remanescentes.

Em 01/06/2001, aplicou-se os seguintes tratamentos:

- (1) Resíduo de aveia preta
- (2) Resíduo de ervilhaca
- (3) Resíduo de nabo forrageiro
- (4) Resíduo de aveia preta + calcário
- (5) Resíduo de ervilhaca + calcário
- (6) Resíduo de nabo forrageiro + calcário
- (7) Ácido cítrico + calcário
- (8) Calcário
- (9) Testemunha

As características do calcário comercial utilizado eram: PRNT 76 % (faixa C, dolomítico); PN 82,64 %; CaO 24% (17,14 % de Ca) e MgO 16% (9,58 % de Mg). Antes da aplicação dos tratamentos, realizou-se uma análise granulométrica do calcário, cujos resultados foram os seguintes: peneira 1,00 mm = 0%; peneira 0,50 mm = 1,49%; peneira 0,25 mm = 13,85%; peneira 0,105 mm = 26,83%; peneira 0,053 mm = 31,11% e fundo do conjunto = 26,72 %. Os valores em porcentagem referem-se as quantidades de calcário que ficaram retidas em cada peneira específica. As peneiras utilizadas equivalem respectivamente aos números 18, 35, 60, 140 e 270 da American Society for Testing Materials (ASTM).

As colunas utilizadas como testemunha foram aquelas em que se cultivou a aveia preta. Nos tratamentos que receberam o corretivo, aplicou-se, na superfície das colunas, uma quantidade de calcário dolomítico (14,3 g) equivalente a uma dose de  $13,02 \text{ Mg ha}^{-1}$  (PRNT 76%), necessária para elevar o pH em água a 6,0. Utilizou-se somente as partículas de calcário que passaram pela peneira de 0,50 mm e que ficaram retidas na de 0,25 mm, as quais correspondem a 13,85% do calcário comercial utilizado. Com isso, esperava-se eliminar a descida de partículas finas do calcário. Além disso, o

procedimento adotado durante o período de repouso das colunas contribuiu para um maior selamento do solo, o que diminuiu a velocidade de infiltração da água nas colunas e, conseqüentemente, o transporte do calcário.

Todos os resíduos vegetais utilizados foram coletados na primeira etapa do experimento que, após secos e moídos (2 mm), foram aplicados na superfície das mesmas colunas, onde as plantas haviam se desenvolvido. A dose utilizada foi equivalente a 10 Mg ha<sup>-1</sup> de matéria seca. Nos tratamentos com adição de resíduos + calcário, primeiramente aplicou-se os resíduos e sobre estes aplicou-se o calcário. Após a aplicação dos tratamentos, a umidade do solo foi mantida próxima à capacidade de campo. Esta segunda etapa teve a duração de 60 dias, sendo que, a cada 15 dias, promovia-se uma aplicação de água equivalente a uma chuva de 22 mm (250 mL). No tratamento com ácido cítrico (C<sub>6</sub>H<sub>7</sub>O<sub>7</sub>), utilizou-se citrato de potássio (C<sub>6</sub>H<sub>5</sub>K<sub>3</sub>O<sub>7</sub>H<sub>2</sub>O), que contém 62% de ácido cítrico e 38% de potássio. Dissolveu-se 1,622 g do reagente em 1 litro de água destilada, o que corresponde a uma concentração de 5 mmol L<sup>-1</sup>, com correção de pH para 5,5. Esta solução foi aplicada a cada 15 dias em substituição à água destilada. Dessa forma, a quantidade total de ácido cítrico aplicada correspondeu a 914 kg ha<sup>-1</sup>, que era equivalente a 22,85 Mg ha<sup>-1</sup> de matéria seca de nabo forrageiro ou 15,24 Mg ha<sup>-1</sup> de matéria seca de resíduos de soja, contendo 4% e 6% de ácido cítrico, respectivamente (Franchini et al. 2001).

#### **4.2.3. Análises e determinações**

##### **4.2.3.1. Material vegetal**

Amostras da parte aérea das espécies vegetais foram enviadas aos Laboratórios de Análises dos Departamentos de Solos e de Zootecnia, ambos pertencentes à Faculdade de Agronomia da UFRGS, para caracterização química, cujos resultados são apresentados na Tabela 2. As análises de C, N, P, K, Ca e Mg foram realizadas conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). Os teores de celulose, hemicelulose e lignina bruta foram determinados pelos métodos FDN (fibra detergente neutra) e FDA (fibra

detergente ácida) descritos por Van Soest et al.(1967) e a digestibilidade “in vitro” foi determinada conforme a metodologia descrita por Jones & Hayward (1975).

TABELA 2. Composição química dos resíduos vegetais utilizados

Atributos	Resíduos		
	Aveia preta	Ervilhaca comum	Nabo forrageiro
Carbono (g kg <sup>-1</sup> )	440,0	400,0	380,0
Nitrogênio (g kg <sup>-1</sup> )	19,0	47,0	41,0
Relação C/N	23:1	8:1	9:1
Fósforo (g kg <sup>-1</sup> )	2,8	4,3	7,0
Potássio (g kg <sup>-1</sup> )	22,0	37,0	43,0
Cálcio (g kg <sup>-1</sup> )	4,8	12,0	20,0
Magnésio (g kg <sup>-1</sup> )	1,7	3,2	4,7
Proteína bruta (g kg <sup>-1</sup> )	118,4	292,8	255,4
Hemicelulose (g kg <sup>-1</sup> )	139,9	51,9	25,4
Celulose (g kg <sup>-1</sup> )	335,5	242,2	182,3
Lignina bruta (g kg <sup>-1</sup> )	40,0	57,0	20,0
Digestibilidade (%)	74,3	80,6	94,3

Para identificação e quantificação de ácidos orgânicos de baixo peso molecular na parte aérea dos materiais vegetais, coletados aos 65 dias após a germinação, realizou-se vários testes. Dentre estes, o que apresentou melhor resultado foi o seguinte: o material foi seco em estufa (60° C) até peso constante e moído (1mm); utilizou-se 1 g de material vegetal para 15 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,005M (1:15); a mistura foi colocada em um becker de vidro (100 mL) e agitada com bastão de vidro por 20 minutos; após 30 minutos, a mistura foi transferida para tubos de centrífuga, agitada em agitador horizontal por 20 minutos e, após, centrifugada por 30 minutos (4000 RPM); a solução obtida foi acidificada para pH 2,5 e congelada até o momento da análise. A análise foi efetuada em, no máximo, 72 horas.

As análises foram efetuadas no Laboratório de Análises de Água da Empresa de Pesquisa Agrícola de Santa Catarina (EPAGRI-SC), localizada em Itajaí – SC. Utilizou-se a técnica de cromatografia líquida de alta eficiência

(HPLC). Foi utilizado um cromatógrafo Shimadzu, modelo LC10-VP, dotado de bomba para gradiente quartenário, injetor automático com suporte de amostras termostaticado (10° C), forno de coluna (40° C) e detector de absorção no UV-210 nm. O sistema foi gerenciado por uma estação de trabalho dotada de "software" específico. Foi utilizada uma coluna trocadora de íons da marca Aminex-HPX-87H (BioRad). A fase móvel utilizada foi H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,005M, isocrática, com fluxo de 0,6 mL min<sup>-1</sup>. O volume de injeção das amostras foi de 10 µL. Preparou-se uma solução padrão composta de ácido oxálico (50 µg mL<sup>-1</sup>), ácido cítrico (500 µg mL<sup>-1</sup>), ácido tartárico (300 µg mL<sup>-1</sup>), ácido trans aconítico (15 µg mL<sup>-1</sup>), ácido málico (500 µg mL<sup>-1</sup>) e ácido fumárico (5 µg mL<sup>-1</sup>). Essas concentrações foram ajustadas de acordo com as respostas dos ácidos ao detector utilizado.

#### **4.2.3.2. Solução percolada**

Na solução percolada, coletada aos 15, 30, 45 e 60 dias após a aplicação dos tratamentos, foram realizadas as seguintes análises, todas conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995): pH (potenciômetro com eletrodo de vidro combinado), condutividade elétrica (condutivímetro de mesa), Ca e Mg (espectrofotometria de absorção atômica), K (fotômetro de chama) e Al (espectrofotometria de absorção atômica com óxido nítrico e forno de grafite).

Para identificação e quantificação de ácidos orgânicos de baixo peso molecular na solução percolada, seguiu-se o seguinte procedimento: após cada coleta, filtrou-se uma alíquota de 5 mL utilizando-se membrana de acetato de celulose com 0,45 µm; as alíquotas foram então acidificadas e armazenadas congeladas. As análises por HPLC foram efetuadas no mesmo equipamento descrito para as análises dos resíduos vegetais (item 4.2.3.1). As condições de operações também foram as mesmas.

#### 4.2.3.3. Solução do solo

No final do período experimental (01/09/2001), as colunas foram desmontadas e separadas por secções transversais, em 7 camadas com espessuras de: 0-2,5; 2,5-5,0; 5,0-7,5; 7,5-10,0; 10,0-12,5; 12,5-15,0 e 15,0-20,0 cm.

A solução do solo foi extraída com a finalidade exclusiva de identificar e quantificar os ácidos orgânicos de baixo peso molecular. Para tanto, seguiu-se o seguinte procedimento: amostras do solo de cada camada foram secas ao ar livre, moídas e peneiradas (2 mm); as amostras de solo (28 gramas) foram umedecidas com uma quantidade de água destilada equivalente à capacidade de campo. Decorridas seis horas da aplicação da água destilada, extraiu-se a solução do solo pelo método da centrifuga adaptado de Elkhatib et al. (1987); 2 mL da solução do solo foram filtrados utilizando-se membrana de acetato de celulose com 0,45  $\mu\text{m}$ ; após, adicionou-se  $\text{H}_2\text{SO}_4$  para diminuir o pH até 2,5 e, então, as amostras foram armazenadas congeladas; o tempo decorrido da extração da solução até a análise pela HPLC foi, em média, 96 horas. As análises foram efetuadas no mesmo cromatógrafo descrito para as análises dos resíduos vegetais (item 4.2.3.1). As condições de operações também foram as mesmas.

#### 4.2.3.4. Solo

Após a desmontagem das colunas e a separação em 7 camadas com espessuras de: 0-2,5; 2,5-5,0; 5,0-7,5; 7,5-10,0; 10,0-12,5; 12,5-15,0 e 15,0-20,0 cm, as amostras foram secas (60° C) e moídas (2 mm), e submetidas às seguintes determinações: pH  $\text{H}_2\text{O}$  e pH  $\text{CaCl}_2$  0,01 mol  $\text{L}^{-1}$  (potenciômetro com eletrodo de vidro combinado), cálcio, magnésio e alumínio trocáveis (KCl 1 mol  $\text{L}^{-1}$ ), potássio disponível (Mehlich 1) e carbono orgânico total (dicromato de potássio+ $\text{H}_2\text{SO}_4$ ). Todas as análises foram feitas conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995), exceto pH  $\text{CaCl}_2$  0,01mol  $\text{L}^{-1}$  que foi determinado conforme descrito por Embrapa (1997).

#### 4.2.3.5. Análise estatística

Foi utilizado o delineamento experimental em blocos ao acaso com três repetições. Procedeu-se à análise da variância, com a aplicação do teste de médias Tukey ( $P < 0,05$ ) para diferenciação dos atributos químicos avaliados. O modelo estatístico utilizado, para a análise da variância do experimento, com restrição ao fator profundidade, foi:

$$Y_{ijk} = \mu + B_i + T_j + \text{erro a } (i,j) + C_k + \text{erro b } (i,k) + TC_{j,k} + \text{erro c } (i,j,k)$$

em que B = blocos ( $i = 1,2,3$ ); T = tratamentos ( $j = 1,2,\dots,9$ ); C = camadas de solo ( $k = 1,2,\dots, 7$ ). Para os dados da solução percolada, substituiu-se o fator camadas de solo pelo fator tempo ( $k = 1,2,3,4$ ). Utilizou-se o Sistema de Análise Estatística para Microcomputadores – SANEST - (Zonta & Machado, 1984).

### 4.3. Resultados e discussão

#### 4.3.1. Identificação e quantificação de ácidos orgânicos

##### 4.3.1.1. Resíduos vegetais

Os resíduos vegetais são constituídos de polímeros insolúveis (celulose, lignina, hemicelulose) e compostos hidrossolúveis. A composição química e principais características dos resíduos de aveia preta, ervilhaca comum e nabo forrageiro, coletados aos 65 dias após a germinação, são apresentadas na Tabela 2. O nabo forrageiro apresentou os maiores teores totais de cálcio, magnésio, fósforo, potássio e o maior valor de digestibilidade em relação aos resíduos de aveia preta e ervilhaca comum. Considerando os teores de cátions, o potássio foi o nutriente predominante nos resíduos avaliados, seguido pelos teores de cálcio e magnésio. Os teores de nitrogênio seguiram a ordem aveia < nabo < ervilhaca. O carbono e o fósforo alteraram essa ordem para: nabo < ervilhaca < aveia e aveia < ervilhaca < nabo, respectivamente (Tabela 2).

Apesar desses materiais terem sido colhidos ainda verdes, é interessante observar que já apresentavam diferenças entre as espécies em relação aos conteúdos de hemicelulose, celulose e lignina. Esses valores, associados à digestibilidade “in vitro”, podem determinar a seguinte ordem de decomposição: aveia preta < ervilhaca < nabo forrageiro. Os valores da relação C:N da ervilhaca e nabo forrageiro foram muito semelhantes, entretanto a digestibilidade foi bem superior para o nabo, demonstrando que nem sempre resíduos com mesma relação C:N terão a mesma taxa de decomposição, pois isso depende, também, dos conteúdos de lignina, celulose e hemicelulose das duas espécies (Tabela 2). Quanto maior a digestibilidade determinada “in vitro” mais rápida deverá ser a decomposição e mais rápida também a produção de ácidos orgânicos de cadeia curta em condições de campo. Isso foi comprovado por Sousa (2001), quando utilizou resíduos de aveia, azevém e ervilhaca para determinar, por cromatografia gasosa, a quantidade de ácidos orgânicos (acético, propiônico, butírico e isobutírico) produzida na solução de solo alagado sob cultivo de arroz. Dentre os três resíduos, o da ervilhaca apresentou o maior valor de digestibilidade, o qual propiciou maior rapidez e maior quantidade total de ácidos orgânicos produzidos.

Portanto, a quantidade e a velocidade com que os ácidos orgânicos são produzidos pelos microorganismos durante a decomposição dos resíduos vegetais, dependem diretamente da quantidade e da qualidade do resíduo adicionado ao solo. Além dos aspectos já citados, outra característica que deve determinar a quantidade liberada desses ácidos é o seu próprio conteúdo na fração orgânica hidrossolúvel dos tecidos vegetais.

Os resíduos utilizados diferem entre si quanto ao conteúdo de ácidos orgânicos, especialmente para os ácidos trans-aconítico, cítrico e málico (Tabela 3). No resíduo de aveia preta, há um predomínio de ácido aconítico, na ervilhaca comum, predomina o ácido málico e, no nabo forrageiro, predominam os ácidos cítrico e málico. A concentração total de ácidos foi bem superior no nabo em relação aos demais resíduos. Esses resultados são semelhantes aos determinados por Franchini et al. (2001) para aveia preta e nabo forrageiro.



TABELA 3. Conteúdo de ácidos orgânicos alifáticos de baixo peso molecular na parte aérea de três espécies vegetais. Médias de três repetições, obtidas pelo uso da cromatografia líquida (HPLC)

Espécie	Ácido						Total
	Oxálico	Cítrico	Tartárico	Málico	Aconítico*	Fumárico	
	.....mg g <sup>-1</sup> de matéria seca.....						
Aveia	0.90	3.61	0.00	0.00	9.74	0.20	14.45
Ervilhaca	0.43	5.51	0.00	8.53	0.25	0.23	14.95
Nabo	0.00	35.20	0.64	34.94	0.15	0.25	71.18

\*Trans-aconítico.

É bastante provável que uma parcela desses ácidos orgânicos presentes nos resíduos, mantidos na superfície do solo, seja transferida para camadas inferiores através da água infiltrada e da solução do solo, onde deverão atuar como ligantes orgânicos.

Considerando que a quantidade aplicada de cada resíduo foi o equivalente à dose de 10 Mg ha<sup>-1</sup> de matéria seca, pode-se, com os dados da Tabela 3, estimar a quantidade de ácidos orgânicos adicionada nos tratamentos do presente trabalho. Assim, tem-se o equivalente a: 9,0, 4,3 e 0,0 kg ha<sup>-1</sup> de ácido oxálico; 36,1, 55,1 e 352,0 kg ha<sup>-1</sup> de ácido cítrico; 0,0, 0,0 e 6,4 kg ha<sup>-1</sup> de ácido tartárico; 0,0, 85,3 e 349,4 kg ha<sup>-1</sup> de ácido málico; 97,4, 2,51 e 1,5 kg ha<sup>-1</sup> de ácido trans-aconítico e 2,0, 2,3 e 2,5 kg ha<sup>-1</sup> de ácido fumárico, totalizando 144,5, 149,5 e 711,8 kg ha<sup>-1</sup> desses ácidos para aveia preta, ervilhaca comum e nabo forrageiro, respectivamente. Comparando-se, agora, as quantidades adicionadas de ácido cítrico pelos resíduos com a quantidade aplicada através do citrato de potássio (914 kg ha<sup>-1</sup>), verifica-se que correspondem a aproximadamente 4%, 6% e 39% de ácido cítrico para a aveia preta, ervilhaca e nabo, respectivamente.

#### 4.3.1.2. Solução percolada e solução do solo

Embora as quantidades relativamente altas dos ácidos orgânicos, especialmente, cítrico, málico e trans-aconítico, adicionadas ao solo pelos

resíduos vegetais, nenhum desses ácidos orgânicos foi detectado, tanto na solução percolada quanto na solução do solo, inclusive no tratamento com adição de ácido cítrico na forma de citrato de potássio. É muito provável que as características inerentes ao solo tenham contribuído significativamente para aumentar as dificuldades dessa detecção dos ligantes orgânicos.

O solo utilizado apresenta valores elevados de matéria orgânica, alumínio trocável e teores relativamente altos de argila (item 4.2.1), o que, além de determinar seu alto poder tampão, pode ter influenciado na dinâmica dos ácidos orgânicos no solo. A liberação dos ácidos orgânicos deve ter ocorrido na superfície do solo, próximo aos resíduos. Como a água foi aplicada em quantidade suficiente para percolar, é possível que, durante esse processo, os ligantes foram sendo adsorvidos ou rapidamente transformados pela atividade microbiana, o que resultou no seu desaparecimento ou, então, em concentrações muito pequenas na solução percolada, nas quatro coletas e na solução do solo 60 dias após a aplicação dos tratamentos. Segundo Wolt (1994), Harter et al. (1995); e Jones (1996;1998), os ácidos orgânicos podem ser rapidamente transformados pela própria atividade microbiana ou podem ser adsorvidos nos constituintes do solo, especialmente nos minerais de argila, inclusive competindo com o fósforo pelos sítios de adsorção. O que mais surpreende é que, mesmo na camada superior (0-2,5 cm), local predominante da decomposição inicial dos resíduos, eles também não foram detectados na solução do solo.

Na primeira etapa do experimento, foram cultivadas plantas de aveia preta, ervilhaca comum e nabo forrageiro nas mesmas colunas onde se realizou a segunda etapa, com o retorno da parte aérea das plantas em suas respectivas colunas. Portanto, poderia se esperar a presença dos ácidos orgânicos na solução do solo, devido à sua liberação pelos exsudatos radiculares na rizosfera ou da própria decomposição do sistema radicular (Marschner, 1995; Jones, 1998). No presente trabalho, apenas levanta-se tal possibilidade, pois não foram feitas análises exclusivas da rizosfera. Provavelmente, devido ao tipo de solo utilizado, o tempo de vida dos ácidos orgânicos tenha sido realmente curto. Segundo Jones (1998), esse tempo pode ser de apenas duas a três horas.

A ausência dos ácidos orgânicos, tanto na solução percolada como na solução do solo, motivou a realização de um trabalho adicional, apresentado no Apêndice 3. Os objetivos do trabalho foram: (a) verificar a eficácia do método utilizado e (b) avaliar o efeito da secagem das amostras de solo. Utilizou-se três tipos de solo com diferentes texturas e teores de matéria orgânica.

Os resultados do trabalho adicional (Apêndice 3) comprovaram a eficiência do método utilizado no que tange às condições cromatográficas, ou seja, as condições de operações, coluna e detector. No entanto, ficou evidente que a secagem das amostras de solo, mesmo à sombra, reduz drasticamente a recuperação dos ácidos orgânicos.

A realização do trabalho adicional também foi importante porque, além de confirmar a eficácia do método por HPLC para detectar os ácidos orgânicos, permitiu comprovar as dificuldades para detecção, principalmente nos solos mais argilosos e ricos em matéria orgânica. Os resultados explicam, ao menos parcialmente, porque não foi possível detectar os ácidos orgânicos no solo das colunas. As principais causas, além do tipo de solo, podem ter sido: a secagem (à sombra) das amostras de solo antes da extração da solução do solo, o tempo decorrido (60 dias) desde a aplicação dos resíduos ao solo e a camada de solo muito espessa (2,5 cm).

#### **4.3.2. Atributos químicos na solução percolada**

Os atributos químicos avaliados na solução percolada do solo estão apresentados nas Figuras 12 e 13 e Apêndice 4. O lado esquerdo das figuras mostra os efeitos isolados dos resíduos vegetais e do calcário em relação à testemunha. O lado direito mostra os efeitos dos resíduos vegetais em conjunto com o calcário em relação ao calcário isolado.

A aplicação isolada dos três resíduos vegetais na superfície do solo, proporcionou aumentos de pH, condutividade elétrica, cálcio, magnésio e potássio na solução percolada em relação à testemunha, sem resíduos e sem calcário, especialmente na primeira avaliação (Figuras 12a,e e 13a,c,e). Entretanto, no alumínio, os efeitos também ocorreram nas avaliações seguintes, onde observou-se maior deslocamento de alumínio para a solução percolada, em relação à testemunha e ao calcário (Figura 12c).

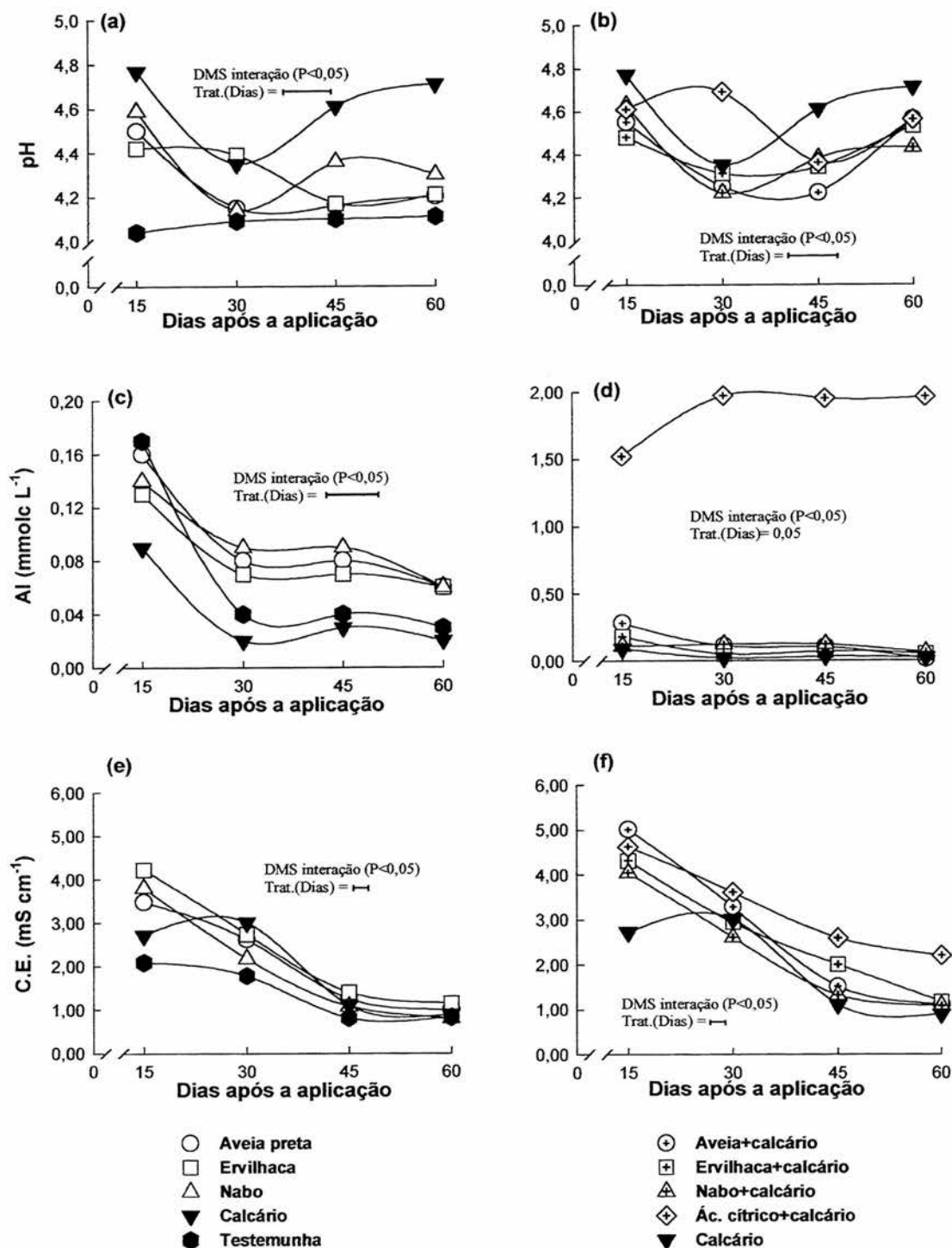


FIGURA 12. Atributos químicos da solução percolada em diferentes períodos após a aplicação dos tratamentos. Efeitos respectivamente isolados e em conjunto com o calcário no pH (a) e (b), no alumínio (c) e (d) e na condutividade elétrica (e) e (f).

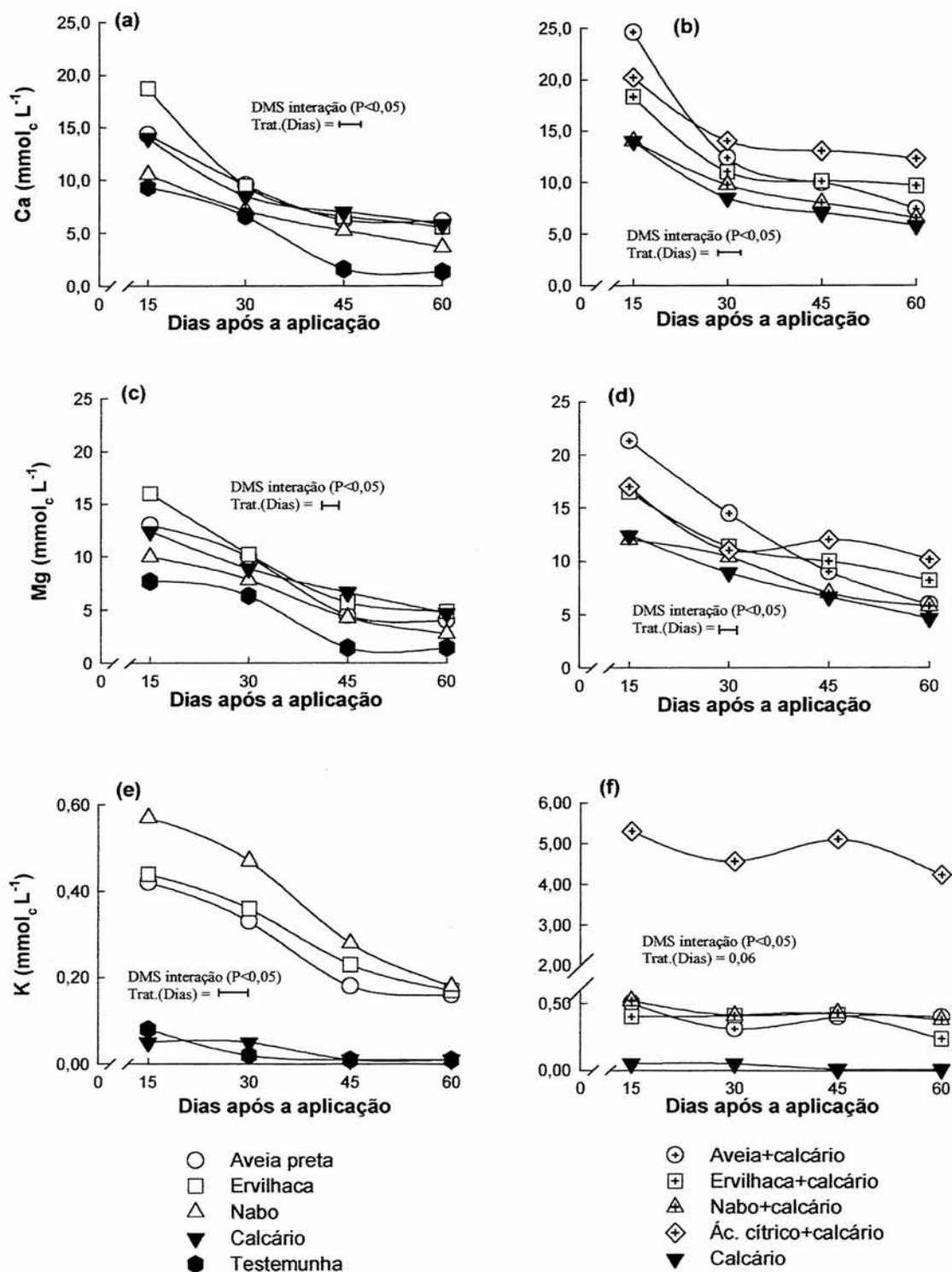


FIGURA 13. Atributos químicos da solução percolada em diferentes períodos após a aplicação dos tratamentos. Efeitos respectivamente isolados e em conjunto com o calcário no cálcio (a) e (b), no magnésio (c) e (d) e no potássio (e) e (f).

Os três resíduos vegetais comportaram-se de maneira muito semelhante nas quatro épocas avaliadas. As diferenças nos valores de digestibilidade “in vitro” e na composição química (Tabela 2) e conteúdo de ácidos orgânicos (Tabela 3), somente causaram efeitos diferenciados sobre os valores de cálcio, magnésio e potássio (Figura 13a,c,e). Os maiores valores dos atributos químicos, especialmente pH, C.E., Ca, Mg e K, obtidos na primeira avaliação, indicam que ocorreu uma mineralização rápida dos materiais vegetais, o que era esperado pelos dados de digestibilidade e relação C:N. É provável que, no caso do nabo forrageiro e da ervilhaca, o pico de decomposição tenha ocorrido até antes dos quinze dias, devido à maior quantidade de material facilmente decomponível (Amaral et al., 2000; Sousa, 2001).

Quantidades significativas de cálcio e magnésio de tecidos vegetais são hidrossolúveis, podendo ser rapidamente liberadas (Marschner, 1995; Miyazawa, et al., 1999). No entanto, as espécies vegetais apresentam diferenças na distribuição e quantidade dos sítios de ligação do cálcio e magnésio (Marschner, 1995). Assim, os maiores valores de cálcio e magnésio na solução percolada (Figura 13a, c) com resíduos de ervilhaca, na primeira avaliação, sem a presença de calcário, poderiam ser explicados também por uma maior parcela hidrossolúvel desses elementos nesse resíduo.

Os maiores teores de potássio, na primeira avaliação, foram proporcionados pelos resíduos de nabo forrageiro (Figura 13e), provavelmente devido ao mesmo apresentar, em sua composição, maior conteúdo desse elemento do que a aveia e a ervilhaca (Tabela 2). Embora uma parcela do potássio trocável possa ser liberada da fase sólida pela ação do calcário, isso parece não ter acontecido. É provável que a principal causa do aumento da concentração desse cátion na solução percolada seja devido à sua liberação dos resíduos vegetais. A maior parte do potássio presente no tecido vegetal encontra-se na forma iônica formando complexos fracos (Marschner, 1995), podendo ser extraído dos tecidos vegetais apenas com a água da chuva, sem a necessidade de mineralização dos resíduos. O tratamento com ácido cítrico, na forma de citrato de potássio, propiciou os maiores valores de potássio na solução percolada, o que era esperado, pois o reagente utilizado contém 38% de potássio (Figura 13f).

Comparando-se os valores de pH obtidos pela aplicação dos resíduos isolados com aqueles resultantes da aplicação isolada de calcário, observa-se que as maiores diferenças ocorreram após a primeira avaliação, onde o efeito do calcário no pH foi muito pequeno (Figura 12a). Entretanto, nas últimas avaliações, o pH foi maior com o calcário. Isso deveu-se, provavelmente, ao tamanho das partículas de calcário utilizadas (0,26-0,50 mm), confirmando que a sua ação (ER = 60%) não é tão rápida quanto à ação de partículas mais finas (ER = 100%). O maior efeito dos resíduos, conforme foi visto, ocorreu rapidamente na solução percolada.

Os efeitos da decomposição dos resíduos e da dissolução do calcário ao longo do tempo de avaliação da solução percolada, também podem ser visualizados pelos resultados das análises da condutividade elétrica (Figura 12). A condutividade elétrica reflete a quantidade total de íons presentes numa determinada solução. Observa-se maior efeito dos resíduos isolados, também na primeira avaliação. Nas demais avaliações, os valores tendem a ser iguais aos do calcário isolado e da própria testemunha. Neste caso, os valores de condutividade elétrica não confirmam maior dissolução do calcário nas últimas avaliações, como estava indicado pelos valores de pH (Figura 12a e b). Isso pode demonstrar que a dissolução das partículas de calcário utilizadas é, ainda, mais lenta (> 60 dias).

As concentrações de cálcio e magnésio na solução percolada com a aplicação isolada dos resíduos (Figura 13a, c) não diferem muito quando os resíduos foram aplicados em conjunto com o calcário (Figura 13b, d), demonstrando que o calcário contribuiu pouco para os aumentos desses cátions na solução percolada em relação ao efeito simples dos resíduos. A limitada mobilidade desses cátions deveu-se, provavelmente, à pouca dissolução do calcário e à capacidade de troca de cátions do solo dependente de pH. Neste caso, houve pouca contribuição dos ânions solúveis e dos ácidos orgânicos provenientes da decomposição dos resíduos vegetais. A baixa mobilidade de cálcio e de magnésio aplicados, na forma de carbonatos em solos da região sul do Brasil, também foi verificada por Silva et al. (1998) e Ziglio et al. (1999).

O tratamento com ácido cítrico, na forma de citrato de potássio, proporcionou valores de cálcio semelhantes aos obtidos pelos resíduos de

aveia e ervilhaca com calcário nas duas primeiras avaliações; a partir dessas, foi superior a todos os tratamentos (Figura 13b). Os valores de cálcio e magnésio na solução percolada no tratamento com ácido cítrico poderiam ser bem maiores. Porém, devido à maior constante de estabilidade para o complexo orgânico ácido cítrico/alumínio, o cálcio e o magnésio são substituídos pelo alumínio, sendo este deslocado para a água percolada, ficando o cálcio ou magnésio ocupando a carga livre do sítio de troca do solo, antes ocupado pelo alumínio. Os altos valores de alumínio na presença de ácido cítrico, nas quatro avaliações (Figura 12d) comprovam esta possibilidade. Isto é o que poderia se esperar pela adição do resíduo de nabo forrageiro (Franchini et al. 1999a), o qual contém 3,52% de ácido cítrico (Tabela 3); no entanto, no presente trabalho não se observou tal efeito.

É possível que os atributos químicos, analisados na solução percolada, não sejam bons indicadores para determinar diferenças entre os três resíduos no controle da acidez de solos com alto poder de tamponamento, como o Cambissolo. Este solo apresenta valores elevados de matéria orgânica e de alumínio trocável o que, provavelmente, propicia seu alto poder tampão (Ernani et al. 2001). Além disto, como os resíduos estavam no topo das colunas, acredita-se que seus maiores efeitos ocorreram próximo da superfície do solo, porém, como a água foi aplicada em quantidade suficiente para percolar, é provável que, no decorrer deste processo por toda a coluna, os efeitos foram diluídos.

Os valores dos atributos químicos do tratamento com calcário isolado confirmam a baixa eficiência das partículas utilizadas do corretivo. Partículas de maiores tamanhos, presentes no calcário, apresentam diferenças de eficiência com o decorrer do tempo de avaliação (Zancanaro, 1996). Isto também pode ter determinado a ausência do corretivo na solução coletada, o que ocorreu devido ao não deslocamento de partículas do corretivo juntamente com a água percolada, ao contrário do observado no Estudo 1.



### 4.3.3. Atributos químicos na fase sólida do solo

Os atributos químicos avaliados na fase sólida do solo estão apresentados nas Figuras 14 a 17 e Apêndices 5 e 6. Da mesma forma que no item 4.3.2, o lado esquerdo das figuras mostra os efeitos isolados dos resíduos vegetais e do calcário em relação à testemunha. O lado direito mostra os efeitos dos resíduos vegetais em conjunto com o calcário em relação ao calcário isolado.

Os valores de pH, tanto em H<sub>2</sub>O quanto em CaCl<sub>2</sub> 0,01 mol L<sup>-1</sup> (Figura 14a, c), e os teores de cálcio e magnésio trocáveis (Figuras 15c e 16a), aumentaram com a aplicação superficial dos resíduos, independentemente do tipo, sem a presença de calcário, somente na camada de 0-2,5 cm em relação à testemunha. A diminuição dos teores de alumínio trocável também ocorreu, predominantemente na camada (0-2,5 cm), inversamente ao aumento de pH e independentemente do tipo de resíduo. No entanto, a partir da camada 10-12,5 cm, o resíduo de ervilhaca apresentou uma tendência de maior eficiência na neutralização do alumínio (Figura 15a). Em geral, o pH em H<sub>2</sub>O foi ligeiramente maior do que em CaCl<sub>2</sub> 0,01 mol L<sup>-1</sup>, indicando o predomínio de cargas negativas e a concentração salina inferior à do CaCl<sub>2</sub> 0,01 mol L<sup>-1</sup> nas camadas analisadas do solo.

Entre os resíduos, o nabo propiciou o maior valor de pH na camada de 0-2,5 cm em relação aos resíduos de aveia e ervilhaca (Figura 14a e c) e houve somente uma tendência da aveia ser mais eficiente em aumentar cálcio e magnésio em profundidade (Figura 15c). O mesmo ocorreu com os teores de potássio disponível (Figura 16c) e carbono orgânico total (Figura 17a), só que estes aumentaram até 5,0 cm de profundidade e não diferenciaram-se entre si em nenhuma profundidade.

O aumento do pH de solos ácidos com a adição de resíduos vegetais é um resultado relativamente comum (Hoyt & Turner, 1975; Hue & Amien, 1989, Miyazawa et al., 1993, Franchini et al., 1999a e b; Amaral et al., 2000).

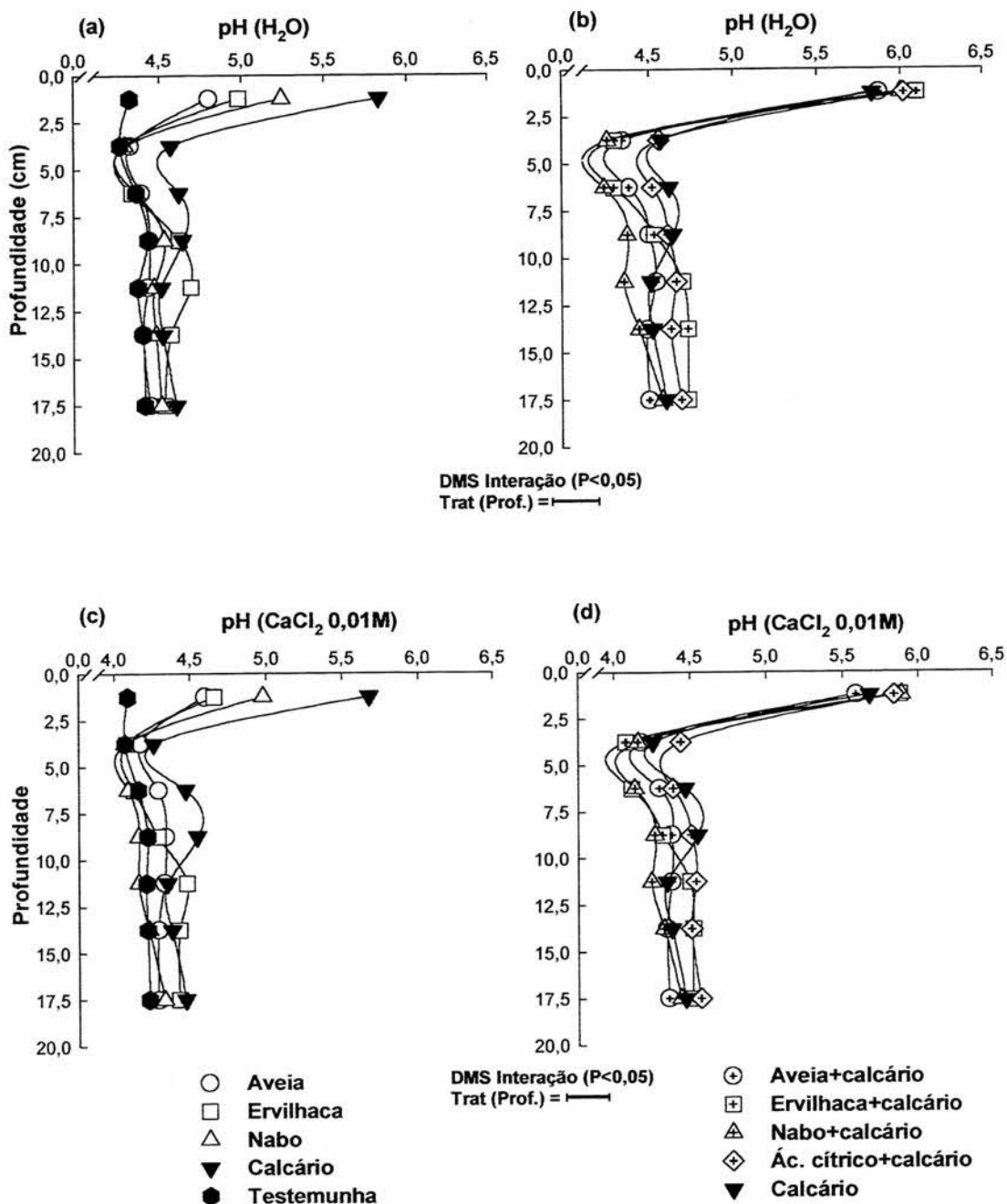


FIGURA 14. Valores dos atributos químicos no perfil do solo após 60 dias da aplicação superficial dos tratamentos em colunas indeformadas coletadas em área de sistema plantio direto, efeitos respectivamente isolados e em conjunto com o calcário no pH em água (a) e (b) e no pH em CaCl<sub>2</sub> 0,01 mol L<sup>-1</sup> (c) e (d).

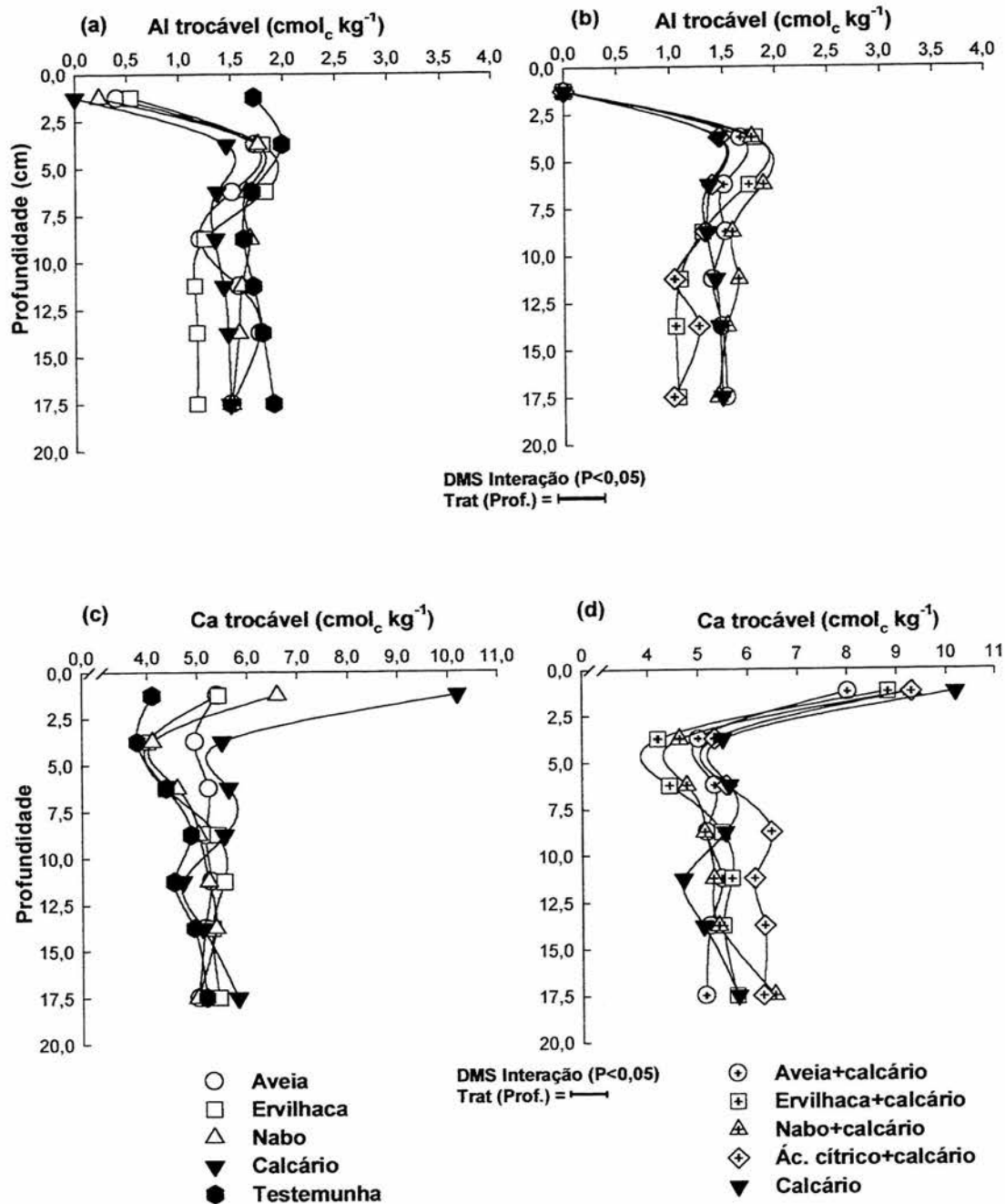


FIGURA 15. Valores dos atributos químicos no perfil do solo após 60 dias da aplicação superficial dos tratamentos em colunas indeformadas coletadas em área de sistema plantio direto, efeitos respectivamente isolados e em conjunto com o calcário no alumínio trocável (a) e (b) e no cálcio trocável (c) e (d).

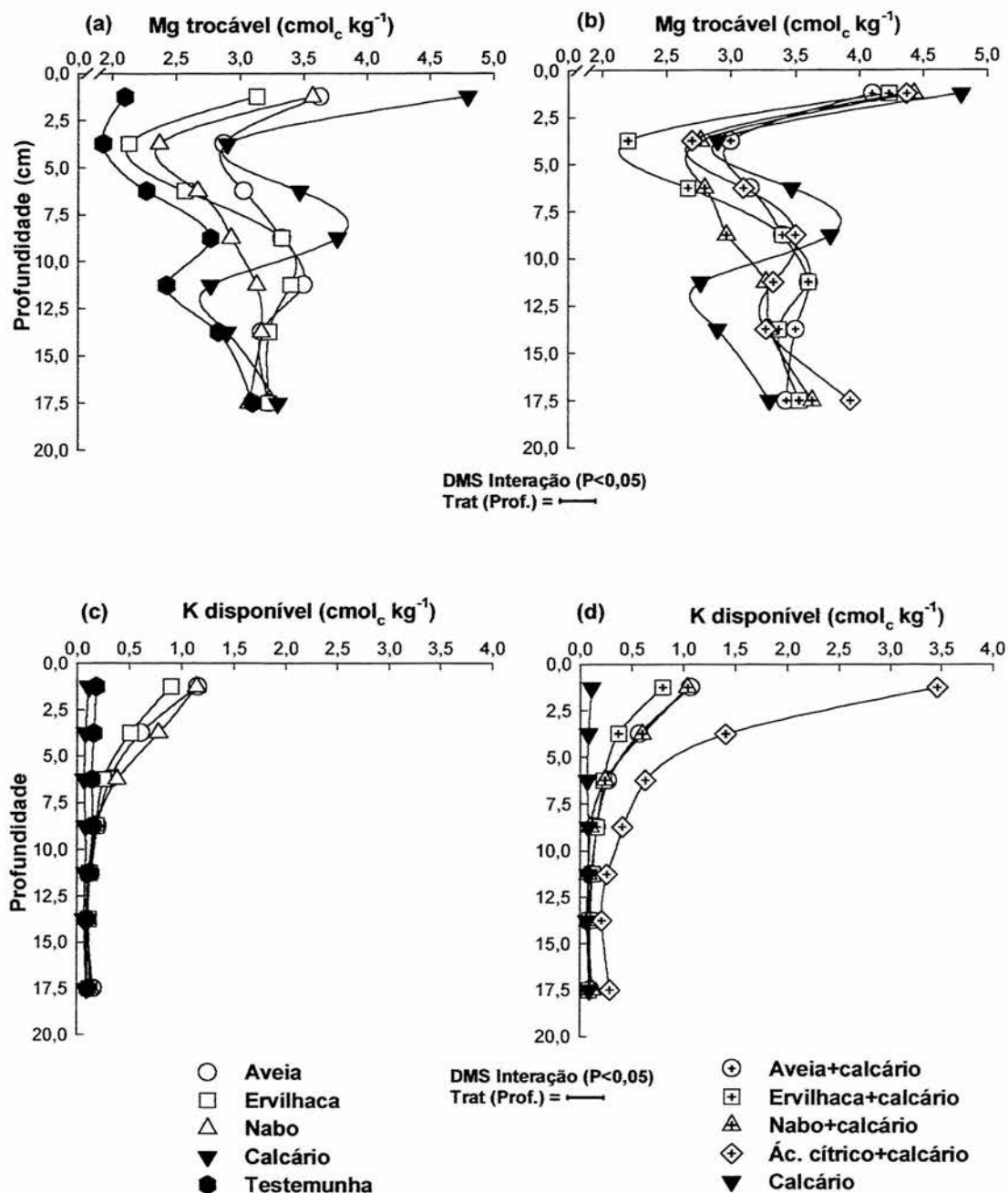


FIGURA 16. Valores dos atributos químicos no perfil do solo após 60 dias da aplicação superficial dos tratamentos em colunas indeformadas coletadas em área de sistema plantio direto, efeitos respectivamente isolados e em conjunto com o calcário no magnésio trocável (a) e (b) e no potássio disponível (c) e (d).

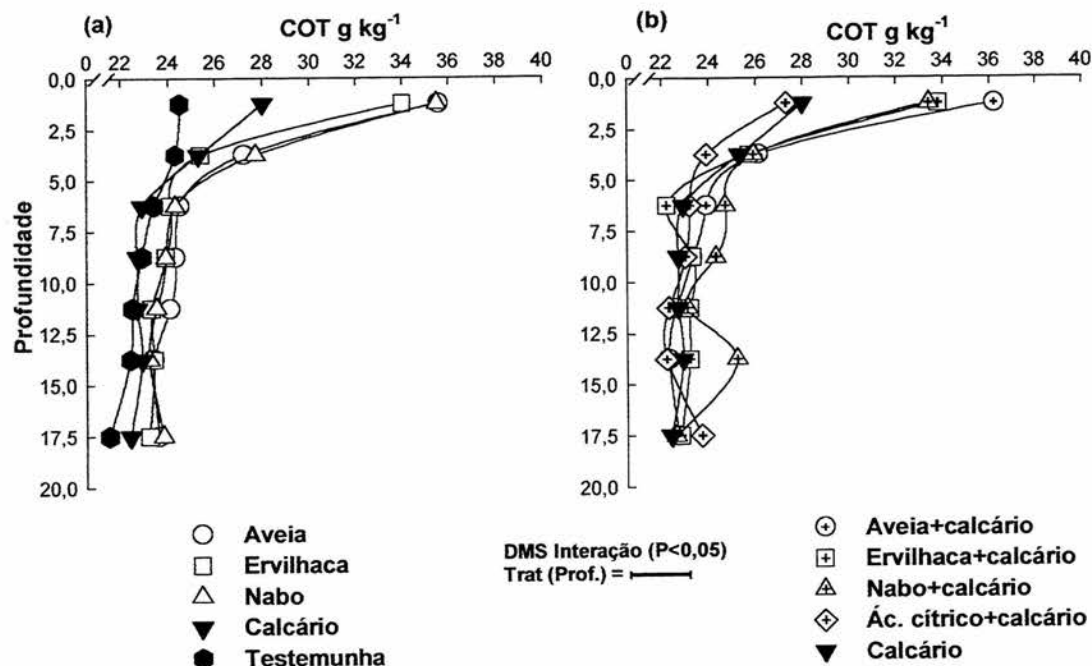


FIGURA 17. Valores de carbono orgânico total no perfil do solo, após 60 dias da aplicação superficial dos tratamentos em colunas indeformadas coletadas em área de sistema plantio direto, (a) efeitos isolados e (b) em conjunto com o calcário.

Uma provável causa da elevação do pH do solo pelos resíduos vegetais é a capacidade de neutralização de hidrogênio (CNH). A CNH é diferenciada entre os resíduos e envolve a reação de adsorção na superfície do material vegetal e a protonação de ácidos orgânicos com valores de pK entre o pH do solo e o pH 6,0 (Ritchie & Dolling, 1985). A ervilhaca apresenta os maiores valores de CNH seguida pelo nabo e a aveia (Miyazawa et al., 1993). Uma outra causa da elevação do pH pelos resíduos vegetais é a reação de troca entre H e Al do solo pelos cátions Ca, Mg e K presentes nos resíduos (Hoyt & Turner, 1975). No presente estudo, essa deve ter sido a principal causa para a maior elevação do pH no tratamento com resíduo de nabo (Figura 14a, c), pois além do pH, o nabo proporcionou maior teor de Ca (Figura 15c) e menor teor de Al (Figura 15a) na camada de 0-2,5 cm.

Os aumentos de cálcio, magnésio e potássio foram relacionados com o teor desses cátions nos materiais aplicados, nos quais o nabo apresentava o maior conteúdo, tanto de cálcio como de magnésio e potássio (Tabela 2).

Mesmo com o teor total de potássio sendo maior nos resíduos, o cálcio e magnésio foram os cátions predominantes na fase trocável do solo. Resultados semelhantes foram obtidos por Amaral et al. (2000) que observaram efeitos do material vegetal adicionado ao solo, sem incorporação e sem calcário, somente até 3 cm de profundidade.

Comparando-se os valores dos atributos químicos obtidos pela aplicação dos resíduos com os valores encontrados pela aplicação isolada do calcário, observa-se diferenças expressivas a favor do calcário somente na camada inicial (0-2,5 cm) para os valores de pH e os teores de cálcio e magnésio trocáveis (Figuras 14a, c, 15c e 16a).

Quando o calcário foi aplicado em conjunto com os resíduos, houve um pequeno acréscimo no pH, tanto em  $H_2O$  quanto em  $CaCl_2$   $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ , somente na primeira camada, para todos os resíduos, não ocorrendo diferenças entre eles (Figura 14b, d). Nos tratamentos ervilhaca + calcário e ácido cítrico + calcário, houve somente uma tendência de aumento de pH, principalmente nas três últimas camadas. O efeito do ácido cítrico também resultou em aumentos de cálcio e diminuições de alumínio a partir da quarta camada.

O calcário, em conjunto com os resíduos, aumentou os teores de cálcio e magnésio trocáveis na primeira camada, independentemente do tipo de resíduo, não diferindo, porém, do calcário isolado e do calcário + ácido cítrico (Figuras 15d e 16b). O acréscimo de cálcio e magnésio na camada 0-2,5 cm, devido ao calcário nos tratamentos com resíduos, foi maior para a ervilhaca, seguindo-se o nabo e a aveia. Os teores de potássio mantiveram-se mais altos até a segunda camada (2,5-5,0 cm) em relação à testemunha (Figura 16d).

No tratamento com ácido cítrico na forma de citrato de potássio, os valores de potássio foram superiores em todas as camadas em relação aos demais tratamentos (Figura 16d). No tratamento só com calcário, como não houve nenhuma fonte adicionada de potássio, os valores deste cátion foram muito semelhantes aos da testemunha.

Entre os resíduos, o nabo forrageiro proporcionou maior valor de cálcio na última camada (Figura 15d), provavelmente devido ao maior conteúdo de ácidos cítrico e málico, indicando que pode ter ocorrido transporte desse cátion,

originado da dissolução do calcário através de um desses ligantes, embora esse efeito não tenha sido significativo ( $P < 0,05$ ).

A hipótese do efeito dos ânions solúveis não deve ter ocorrido, pelo menos com nitrato, caso contrário teria se verificado aumentos de cálcio e magnésio em profundidade pelo resíduo de ervilhaca, o qual contém mais nitrogênio do que o nabo. Os valores de cálcio na última camada (15-20 cm), após a adição do calcário foram de 6,53, 5,77 e 5,14  $\text{cmol}_c$  para o nabo, ervilhaca e a aveia, respectivamente (Apêndice 6).

Os valores de cálcio, determinados no tratamento ácido cítrico + calcário, também permitem supor um efeito do ácido cítrico no aumento de cálcio em profundidade. Os efeitos não foram mais pronunciados, provavelmente devido à preferência do ácido cítrico em formar complexo com o alumínio. Isso pode ser verificado pelos valores de alumínio na solução percolada (Figura 12d) e pelos valores de alumínio trocável (Figura 15b) no tratamento com ácido cítrico na forma de citrato de potássio. Pelo comportamento do alumínio na solução percolada, esperava-se maior redução do alumínio trocável, devido ao seu deslocamento dos sítios de troca do solo. Entretanto, houve apenas uma tendência de diminuição, não diferindo muito dos demais tratamentos. É possível que, no caso do nabo forrageiro, tenha ocorrido mais o efeito do ácido málico no transporte de cálcio do que o ácido cítrico, porque, se fosse o ácido cítrico, teria que ter ocorrido efeitos mais significativos no alumínio, fato que só aconteceu na primeira camada (Figura 15b). A constante de estabilidade do ácido málico+alumínio (4,6) é menor do que a do ácido cítrico+alumínio (8,0), o que pode favorecer a complexação do ácido málico com o cálcio. Isto, entretanto, não se verificou na solução percolada. O transporte de cálcio+ligante para camada a subsuperficial do solo ocorre quando a constante de estabilidade do complexo é maior que a constante de estabilidade do cálcio-solo e a constante alumínio-ligante menor que a do alumínio-solo. Neste caso, o complexo cálcio-ligante é suficientemente estável para impedir a adsorção de cálcio no solo, mas também não é suficientemente forte para trocar com o alumínio do solo (Miyazawa et al., 2000).

Apesar do pouco efeito dos resíduos na ação do calcário em profundidade, os mesmos proporcionaram aumentos significativos de carbono

orgânico total nas camadas iniciais em relação aos tratamentos que não tiveram adição de resíduos (Figura 17a, b). Os aumentos podem ser relacionados ao conteúdo de carbono nos resíduos. A estrutura, agregação, capacidade de retenção de água, consistência, densidade, infiltração de água e porosidade, são algumas características importantes que são beneficiadas pelo incremento de carbono no solo. Desta forma, mesmo não ocorrendo os efeitos esperados pela decomposição dos resíduos no solo em estudo, a manutenção dos restos vegetais na superfície do solo apresenta vários aspectos positivos para a continuidade do sistema plantio direto ao longo do tempo e deve continuar sendo incentivada.

No entanto, os efeitos verificados no presente estudo não ocorreram com a mesma magnitude do que os determinados por Miyazawa et al. (1993), Franchini et al. (1999a, b), Ziglio et al. (1999) e Franchini et al. (2001), os quais observaram efeitos da aplicação de resíduos vegetais na neutralização da acidez e transporte de cálcio e magnésio até 25 cm de profundidade.

A provável diferença decorre do fato de que nos trabalhos desses autores foram utilizadas amostras de solos com estrutura natural totalmente deformada (secos e moídos) e doses de resíduos muito elevadas (até 80 t ha<sup>-1</sup>) incorporadas ao solo, ou a utilização direta dos extratos vegetais em solos com teor de matéria orgânica muito baixo (7,1 g kg<sup>-1</sup>) e baixo teor de argila (210 g kg<sup>-1</sup>) e, ainda, em alguns casos, foram utilizadas amostras do horizonte B. Assim, existem poucas informações na literatura sobre a magnitude dos efeitos dos resíduos vegetais mantidos na superfície do solo sob sistema plantio direto em quantidades usualmente produzidas nas lavouras (aproximadamente 6 t ha<sup>-1</sup> de matéria seca ano<sup>-1</sup>).

A ausência dos ácidos orgânicos na solução percolada e na solução do solo, mesmo tendo sido adicionada uma quantidade apreciável desses compostos pela dose utilizada de resíduos (10 Mg ha<sup>-1</sup>), sugere que, nesse tipo de solo, não há uma relação direta da presença de ácidos orgânicos nos resíduos vegetais adicionados e os possíveis efeitos no solo, especialmente na neutralização do alumínio trocável e no transporte de cálcio e magnésio no perfil do solo, como os determinados por Miyazawa et al. (1993), Oliveira & Pavan (1996), Pavan (1997 e 1999), Caires et al. (1999 e 2000), Franchini et al.



(1999a, b), Ziglio et al. (1999), Franchini et al. (2000), Miyazawa et al. (2000) e Franchini et al. (2001).

#### **4.4. Conclusões**

1. O uso da cromatografia líquida permitiu identificar os ácidos orgânicos de baixo peso molecular nos resíduos vegetais utilizados. Na aveia preta houve predomínio do ácido trans aconítico, na ervilhaca predominou o ácido málico e no nabo forrageiro os ácidos cítrico e málico.
2. Não foi possível detectar, nas condições do experimento, nenhum tipo de ácido orgânico de baixo peso molecular, tanto na solução percolada quanto na solução do solo estudado.
3. Os resíduos vegetais tiveram pouco efeito na correção da acidez do solo em profundidade no sistema plantio direto consolidado. Seus efeitos restringiram-se à camada de 0-2,5 cm, tanto isoladamente quanto em conjunto com o calcário.
4. Não foi possível verificar relação dos ácidos orgânicos de baixo peso molecular presentes nos resíduos vegetais com os efeitos, em profundidade, da aplicação de calcário na superfície do solo sob sistema plantio direto, no período de 60 dias. A longo prazo poderá ocorrer diminuição das partículas mais grossas de calcário devido à presença de ácidos orgânicos.

## 5. DISCUSSÃO GERAL

Os resultados do Estudo 1 permitem observar que os efeitos da calagem superficial na subsuperfície do solo devem-se principalmente ao movimento vertical de partículas finas de calcário da superfície para o interior do solo.

No entanto, para ocorrer a descida de partículas de calcário no perfil do solo através da água infiltrada e percolada, é importante que o solo esteja com boas condições físicas, representadas pela alta estabilidade de agregados, quantidades apreciáveis de macroporos, bioporos e matéria orgânica. Estas condições, mesmo no sistema plantio direto, só são possíveis com a utilização de um adequado sistema de rotação de culturas, incluindo plantas de cobertura. Portanto, os resultados do Estudo 1, expressam os efeitos das plantas utilizadas ao longo do tempo no experimento à campo e, depois, da aveia preta cultivada nas colunas, em casa de vegetação, as quais, associadas ao não revolvimento do solo, garantiram condições favoráveis à infiltração de água e o conseqüente transporte de calcário.

O sistema plantio direto ou sistema de semeadura direta, quando não é bem conduzido, pode apresentar uma série de problemas. De modo geral, os principais problemas estão relacionados com o manejo e controle de plantas daninhas, pragas e doenças da parte aérea das plantas e de solo, cobertura vegetal deficiente, compactação de solo, manejo da fertilidade e erosão hídrica. A origem desses problemas muitas vezes está na gestão das propriedades rurais, passando pela não aplicação dos conhecimentos técnicos, dificuldades financeiras para investimentos em termos de fertilizantes, corretivos e implementos agrícolas que possibilitem altas produtividades de grãos e resíduos vegetais suficientes sobre o solo.

O principal problema do sistema plantio direto, na maioria dos solos do Rio Grande do Sul, é a compactação do solo. Isso, em parte, deve-se a ausência de preparo, baixa quantidade de resíduos sobre o solo, intenso tráfego de máquinas pesadas e a natureza dos solos. Nas regiões Noroeste, Missões e Planalto do Rio Grande do Sul, os problemas são ainda mais graves, em razão dos efeitos climáticos, principalmente as freqüentes estiagens.

Por não alcançarem bons rendimentos nas culturas e as frustrações de safra acontecerem freqüentemente, os agricultores têm dificuldades para continuar investindo nas lavouras. Para viabilizar o sistema plantio direto é necessário insistir com a cobertura vegetal e a rotação de culturas, incluindo, além da aveia preta, espécies prioritárias como ervilhaca, nabo forrageiro e guandu. As culturas antecessoras aos cultivos de verão, que geralmente são a aveia preta e o azevém, muitas vezes são utilizadas para produção de carne e leite na integração lavoura-pecuária. Esta é uma alternativa de diversificação de produção da propriedade que, mediante manejo adequado dos animais e do solo, é perfeitamente possível em sistema de semeadura direta, podendo assegurar bons resultados. Entretanto, ela deve ser usada com muita cautela, especialmente em solos com alta propensão à compactação.

Desta forma, fica implícito que a eficiência da correção da acidez na subsuperfície do solo no sistema plantio direto depende da possibilidade da movimentação de partículas finas de calcário, que depende, por sua vez, do tipo de solo, dose e granulometria do corretivo, temperatura, regime de chuvas e condições físicas favoráveis à infiltração e percolação de água no solo.

Os resultados do Estudo 2 demonstram que não houve efeito direto dos resíduos vegetais na ação do corretivo em profundidade. Uma das preocupações desse estudo era encontrar efeitos dos ácidos orgânicos de baixo peso molecular, provenientes da decomposição de resíduos vegetais, isoladamente ou junto com a calagem superficial, no sistema plantio direto, em condições semelhantes às do campo, uma vez que esses efeitos foram avaliados somente através da utilização de extratos vegetais isoladamente e em condições diferenciadas das encontradas no sistema plantio direto (Miyazawa et al. 1993; Franchini et al. 1999a; Franchini et al. 1999b; Ziglio et al. 1999; Miyazawa et al. 2000; Franchini et al. 2001).

Apesar da constatação da presença dos ácidos orgânicos no resíduo das plantas utilizadas, não foi possível identificá-los no solo. Os resultados obtidos no tratamento citrato de potássio (principalmente o alumínio na solução percolada) permitem supor que a dose utilizada ( $10 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) dos resíduos vegetais possa ter sido baixa, pois, considerando apenas o ácido cítrico, seriam necessárias  $26 \text{ Mg ha}^{-1}$  de matéria seca de nabo forrageiro, que é o resíduo que mais contém ácido cítrico. Porém, doses acima de  $10 \text{ Mg ha}^{-1}$  de matéria seca são muito difíceis de serem obtidas em condições normais.

Portanto, é provável que os efeitos dos ácidos orgânicos de baixo peso molecular no solo se pronunciem em conjunto com outros mecanismos ao longo do tempo, sendo muito difícil mensurá-los isoladamente. Os resultados do trabalho adicional (Apêndice 3) demonstram claramente as dificuldades de detecção desses ácidos na solução do solo.

Para pesquisas futuras, sugere-se estudos sobre a cinética dos ácidos orgânicos de baixo peso molecular a partir dos resíduos vegetais e sobre os métodos de determinação desses compostos orgânicos na solução do solo, especialmente em solos argilosos e com alto conteúdo de matéria orgânica.

Comparando-se os resultados dos dois estudos do presente trabalho, surge uma questão inevitável: por que não ocorreram, também no Estudo 2, o rápido transporte de calcário e seus efeitos até 20 cm de profundidade, como no Estudo 1? A dúvida é consistente, uma vez que se trata do mesmo solo e em condições semelhantes (colunas indeformadas).

No Estudo 1, propositadamente utilizou-se somente partículas finas do calcário (0,053-0,105 mm) com eficiência relativa de 100%. O calcário foi aplicado na superfície das colunas e imediatamente adicionou-se uma quantidade de água equivalente a uma chuva de 35 mm. Depois, foram efetuadas mais três aplicações semanais de água, na mesma quantidade. A infiltração e percolação de água foram altamente favorecida porque, logo após a coleta da parte aérea das plantas de aveia preta cultivadas nas colunas, simulou-se um condição de estiagem. Nesta condição, os bioporos e macroporos construídos ao longo dos cinco anos no campo e os novos bioporos formados pelo cultivo recente nas colunas, devem ter favorecido a descida das partículas de calcário.

No Estudo 2, procurou-se eliminar a possibilidade de descida do calcário. Apesar de não terem sido medidos, presumiu-se que os bioporos presentes no solo não eram maiores do que 0,2 mm e eram devidos somente as raízes das plantas, ou seja, não se verificava a presença de minhocas ou formas jovens de coleópteros ou outros insetos de solo. Assim, em função dos resultados do Estudo 1, utilizou-se partículas mais grossas (0,26 - 0,50 mm) do mesmo calcário comercial, com eficiência relativa média de 60%. Também foram cultivadas plantas nas colunas, porém, adotou-se outro procedimento. Após a coleta da parte aérea das plantas de aveia preta, ervilhaca comum e nabo forrageiro, as colunas permaneceram sem cultivo por aproximadamente 120 dias na antecâmara da casa de vegetação, onde o solo foi mantido com a umidade próxima à capacidade de campo. Quando os resíduos vegetais foram aplicados na superfície do solo, procurou-se deixá-los em maior contato possível com o solo. Assim, foi necessário umedecê-los e pressioná-los contra a superfície do solo nas colunas. O calcário foi, então, aplicado sobre os resíduos ainda úmidos. Logo após, aplicou-se uma quantidade suficiente de água para manter o solo úmido, mas sem promover lixiviação. A primeira quantidade de água, suficiente para lixiviar, só foi aplicada quinze dias após, em quantidade equivalente a uma chuva de 22 mm.

Todos esses procedimentos contribuíram para alterar as características físicas do solo (compactação, selamento) em relação ao Estudo 1, fazendo com que a velocidade de infiltração da água fosse visivelmente menor do que no primeiro Estudo e não ocorresse o transporte de calcário, procurando-se, desta forma, evidenciar os efeitos dos resíduos na correção da acidez na subsuperfície do solo.

## 6. CONCLUSÕES GERAIS

1. O transporte de partículas finas ( $< 0,105$  mm) de calcário, da superfície para o interior do solo, dependendo das condições físicas, pode ser um mecanismo muito importante na correção da acidez do solo em profundidade. Os efeitos são rápidos e ocorrem pela ação da água que se infiltra e percola no solo, chegando à profundidade de 20 cm em 28 dias.
2. Na quantidade de resíduos vegetais utilizada ( $10 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), a ação de ácidos orgânicos de baixo peso molecular, com características de ligantes, originados da decomposição de resíduos vegetais, é pouco importante na correção da acidez, no transporte de cátions e na neutralização do alumínio no perfil do solo. Embora tenham ocorridos efeitos dos resíduos na composição da água percolada, os mesmos, isoladamente ou em conjunto com o calcário, não ocorrem no perfil do solo e se manifestam somente na camada superficial (0 – 2,5 cm) do solo em 60 dias.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBUQUERQUE, J.A.; SANGOI, L.; ENDER, M. Efeitos da integração lavoura-pecuária nas propriedades físicas do solo e características da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.25, n.3, p.717-723, 2001.

ALCARDE, J.C. Características de qualidade dos corretivos da acidez do solo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE – ACIDEZ E CALAGEM NO BRASIL, 15., 1983, Campinas. **Anais...** Campinas: SBCS, 1983. p.11-22.

AMARAL, A.S. **Reaplicação de calcário no sistema plantio direto consolidado**. Porto Alegre, 1998. 102f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Programa de Pós-graduação em Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1998.

AMARAL, A. S. do; SPADER, V.; ANGHINONI, I. et al. Resíduos vegetais na superfície do solo afetam a acidez do solo e a eficiência do herbicida flumetsulam. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria, v.30, n.5, p.789-794, 2000.

AMARAL, A. S. do; ANGHINONI, I. Alteração de parâmetros químicos do solo pela reaplicação superficial de calcário no sistema plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.36, n.4, p.695-702, 2001.

ARNAULD, R.J.ST.; HERBILLON, A. J. Occurrence and genesis of secondary magnesium-bearing calcites in soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 9, p. 279-298, 1973.

ARNAULD, R.J.ST. Nature and distribution of secondary soil carbonates within landscapes in relation to soluble  $Mg^{++}/Ca^{++}$  ratios. **Canadian Journal Soil Science**, Ottawa, v. 59, p.87-98, 1979.

AZEVEDO, A.C.; KÄMPF, N.; BOHNEN, H. Alterações na dinâmica evolutiva de latossolo bruno pela calagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.20, n.2, p.191-198, 1996.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.21, n.1, p.105-112, 1997.

- BECKER, F.C. Industrialização de corretivos da acidez dos solos no Rio Grande do Sul. In: SEMINÁRIO SOBRE CORRETIVOS DA ACIDEZ DO SOLO, 2., 1989, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 1989. p.101-107.
- BERTOL, I.; SCHICK, J.; MASSARIOL, J.M. Propriedades físicas de um cambissolo húmico álico afetadas pelo manejo do solo. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria, v.30, n.1, p.91-95, 2000.
- BISSANI, C.A. **Effects of root-derived organic acids on metal speciation in soil solution and bioavailability**. Madison: University of Wisconsin, 2000. 146f. Thesis (Ph.D. - Soil Science) – University of Wisconsin, Madison, 2000.
- BLEVINS, R.L.; THOMAS, G.W.; CORNELIUS, P.L. Influence of no-tillage and nitrogen fertilization on certain soil properties after 5 years of continuous corn. **Agronomy Journal**, Madison, v. 69, n.3, p.383-386, 1977.
- CAHN, M.D.; BOULDIN, D.R.; CRAVO, M.S. Amelioration of subsoil acidity in an Oxisol of the humid tropic. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.15, p.153-159, 1993.
- CAIRES, E.F.; BANZATTO, D.A.; FONSECA, A.F. Calagem na superfície em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, n.1, p.161-169, 2000.
- CAIRES, E.F.; FONSECA, A.F.; MENDES, J. et al. Produção de milho, trigo e soja em função das alterações das características químicas do solo pela aplicação de calcário e gesso na superfície, em sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, n.2, p.315-327, 1999.
- CALEGARI, A.; MONDARDO, A.; BULIZANI, E.A. Aspectos gerais da adubação verde. In: COSTA, M.B.B. da. (Coord.) **Adubação verde no sul do Brasil**. 2. ed. Rio de Janeiro: AS-PTA, 1993. 346p.
- CARPENEDO, V.; MIELNICZUK, J. Estado de agregação e qualidade de agregados de latossolos roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.14, n.1, p.99-105, 1990.
- CINTRA, F.L.D.; MIELNICZUK, J. Potencial de algumas espécies vegetais para a recuperação de solo com propriedades físicas degradadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.7, p.193-201, 1983.
- COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC. **Recomendações de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 3. ed. Passo Fundo: SBCS – Núcleo Regional Sul; EMBRAPA/CNPT, 1995. 224p.
- DELHAIZE, E; RYAN, P.R.; RANDALL, P.J. Aluminum tolerance in wheat (*Triticum aestivum* L.) II. Aluminum-stimulated excretion of malic acid from root apices. **Plant Physiology**, Palo Alto, v.103, p.695-702, 1993.



DEPARTAMENTO NACIONAL DA PRODUÇÃO MINERAL. **Anuário mineral brasileiro**. Brasília, 1980. 386p.

DICK, D.P. O termo certo. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, n.1, p.9, 1998.

DONER, H.E.; LYNN, W.C. Carbonate, halide, sulfate and sulfide minerals. In: DIXON, J. B.; WEED, S.B., (Eds.) **Minerals in soil environments**. 2.ed. Wisconsin: SSSA, 1989. p. 279-324.

DONER, H.E.; PRATT, P.F. Solubility of calcium carbonate precipitated in aqueous solutions of magnesium and sulfate salts. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, 33, p.690-693, 1969.

EDWARDS, W.M.; NORTON, L.D.; REDMOND, C.E. Characterizing macropores that affect infiltration into notilled soil. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 52, n.2, p.483-487, 1988.

EHLERS, W. Observations on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled loess soil. **Soil Science**, Baltimore, v. 119, p. 242-249, 1975.

ELKHATIB, E.A.; HERN, J.L.; STALEY, T.E. A rapid centrifugation method for obtaining soil solution. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.51, n.3, 1987, p.578-583.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA – SNLCS, 1997. 247p.

ERNST, W.G. **Minerais e rochas**. São Paulo: E. Blücher, 1996. 162p.

ESPINOZA, W.; REIS, A.E.G. Lixiviação de Ca, K e Mg em um Latossolo Vermelho-Escuro (LE) de Cerrados. I. Magnitude e variabilidade do fenômeno na época chuvosa. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.17, n.2, p.299-317, 1982.

FEITOSA, C.T.; ALVES, S.; IGUE, T. **Efeitos das aplicações de doses elevadas de adubo em pessegueiro. Adubações pesadas em pessegueiro**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1978. 21p. (Boletim Técnico, 53).

FERNANDES, B.; GALLOWAY, H.M.; BRONSON, R.D. et al. Efeito de três sistemas de preparo do solo na densidade aparente, na porosidade total e na distribuição dos poros, em dois solos (Typic Argiaquoll e Typic Hapludalf). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.7, n.3, p.329-333, 1983.

FRANCHINI, J.C.; BORKERT, C.M.; FERREIRA, M.M. et al. Alterações na fertilidade do solo em sistemas de rotação de culturas em semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, n.2, p.459-467, 2000.

FRANCHINI, J.C.; GONZALEZ-VILA, F.J.; CABRERA, F. et al. Rapid transformations of plant water-soluble organic compounds in relation to cation mobilization in an acid oxisol. **Plant and Soil**, Netherlands, v. 231, p.55-63, 2001.

FRANCHINI, J.C.; MALAVOLTA, E.; MIYAZAWA, M. et al. Alterações químicas em solos ácidos após a aplicação de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, n.3. p.533-542, 1999a.

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

FRANCHINI, J.C.; ARRUDA, I.C.; CAMPO, C.B.H. et al. Composição orgânica da fração hidrossolúvel de adubos verdes. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE ECOLOGIA QUÍMICA, 1999, Curitiba. **Anais...** Curitiba: SBQ, 1999c. p.71.

GASSEN, D.N.; KOCHHANN, R.A. Benefícios da fauna do solo de plantio direto. IN: NUERNBERG, N.J. **Conceitos e fundamentos do sistema plantio direto**. Lages: SBCS/Núcleo Regional Sul, 1998. p.151-160.

HAYNES, R.J.; SWIFT, R.S. Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. **Journal of Soil Science**, London, v.41, p.73-83, 1990.

HARTER, R.D.; NAIDU, R. Role of metal-organic complexation in metal sorption by soils. **Advances in Agronomy**, New York, v.55, p.219-263. 1995.

HEAL, O. W.; ANDERSON, J.M.; SWIFT, M. J. Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In: CADISH, G; GILLER, K.E. **Plant litter quality and decomposition**. London: CAB International, 1997. p.3-30.

HOYT, P.B.; TURNER, R.C. Effect of organic materials added to very acid soils on pH, aluminum, exchangeable NH<sub>4</sub>, and crop yields. **Soil Science**, Baltimore, v. 119, p.227-237, 1975.

HUE, N.V.; AMIEN, I. Aluminum detoxification with green manures. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.20, p.1499-1511, 1989.

HUE, N.V.; CRADDOCK, G.R. & ADAMS, F. Effect of organic acids on aluminum toxicity in sub-soils. **Soil Science Society American Journal Soil**, Madison, v. 50, p.28-34, 1986.

JONES, D.I.H.; HAYWARD, M.V. The effect of pepsin pretreatment of herbage on the prediction of dry matter digestibility for solubility in fungal cellulase solution. **Journal Science of Food and Agriculture**, W. Sussex, v.26, n.5, p.711-718, 1975.

JONES, D.L. Organic acids in the rhizosphere - a critical review. **Plant and Soil**, Oxford, v.205, p.25-44, 1998.

JONES, D.L. PRABOWO, A. M.; KOCHIAN, L.V. Aluminum organic acid interactions in acid soils: II. Influence of solid phase sorption on organic acid-Al complexation and Al-rhizotoxicity. **Plant and Soil**, Oxford, v. 182, p.229-237, 1996.

KRZYSZOWSKA, A.J.; BLAYLOCK, M.J.; VANCE, G.F. et al. Ion-chromatography analysis of low molecular weight organic acids in spodosol forest floor solutions. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 60, p.1565-1571, 1996.

LEVY, R. Ions activity product of calcium carbonate precipitated from soil solutions of different degrees of supersaturation. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 45, p. 1070-1073, 1981.

LINDSAY, W.L. **Chemical equilibria in soils**. New York: John Wiley & Sons, 449p, 1979.

MADSEN, E.L.; ALEXANDER, M. Effects of chemical speciation on the mineralization of organic compounds by microorganisms. **Applications. Environmental Microbiology**, New York, v. 50, p.342-349, 1985.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2.ed. London: Academic Press, 1995. 889p.

MAZUR, G. A.; SIMACHINSKIY, V.N.; DMITRENKI, P. A. et al. Migration and conversion of the calcium of lime in sod-podzolic soils. **Soviet Soil Science**, Chabany, v. 3, p.167-173, 1980.

MERMUT, A. R.; ARNAULD, R.J.ST. A study of microcrystalline pedogenic carbonates using submicroscopic techniques. **Canadian Journal Soil Science**, Ottawa, v. 61, p.261-272, 1981.

MIYAZAWA, M.; CHIERICE, G.O.; PAVAN, M.A. Amenização da toxicidade de alumínio às raízes do trigo pela complexação com ácidos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.16, n.3, p.209-215, 1992a.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; CHIERICE, G.O. Determinação de alumínio em soluções puras contendo ácidos orgânicos e em solo com eletrodo seletivo de fluoreto. **Química Nova**, Curitiba, v.15, n.4, p.286-290, 1992b.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A.; FRANCHINI, J.C. et al. Efeito residual dos compostos orgânicos hidrossolúveis liberados pela aveia no desenvolvimento radicular do trigo. In: ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS, 3., 1999, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: Departamento de Solos da UFSM, 1999, p.300-302.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; SANTOS, J.C.F. Effects of addition of crop residues on the leaching of Ca and Mg in oxysols. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON PLANT-SOIL INTERACTIONS AT LOW pH, 4, 1996, Belo Horizonte. **Abstracts...** Sete Lagoas: EMBRAPA-CNPMS, 1996. 142p.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; FRANCHINI, J.C. Resíduos vegetais: influência na química de solos ácidos. In: SIMPÓSIO SOBRE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS NO SISTEMA PLANTIO DIRETO, 2000, Ponta Grossa. **Anais...** Ponta Grossa: Associação dos Engenheiros Agrônomos dos Campos Gerais, 2000. p.82-94.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A.; CALEGARI, A. Efeito de material vegetal na acidez do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.17, p.411-416, 1993.

MOLOPE, M.B.; GRIEVE, I.C.; PAGE, E.R. Contributions by fungi and bacteria to aggregate stability of cultivated soils. **Journal of Soil Science**, Ottawa, v.38, p.71-77, 1987.

MOSCHLER, W.W.; MARTENS, D.C., RICH, C.I. et al. Comparative lime effects on continuously field cropped to corn by conventionally tilled corn. **Agronomy Journal**, Madison, v.65, p.781-783, 1973.

NEUE, H.U.; GAUNT, J.L.; WANG, Z.P. et al. Carbon in tropical wetlands. **Geoderma**, Amsterdam, v.79, n.1, p.163-185, 1997.

OLIVEIRA, E.L. de; PAVAN, M.A. Control of soil acidity in no-tillage system for soybean production. **Soil & tillage Research**, Amsterdam, v.38, n.1/2, p.47-57, 1996.

OLIVEIRA, J.B.; JACOMINE, P.K.T.; CAMARGO, M.N. **As classes gerais de solos do Brasil**. Jaboticabal, São Paulo : Jaboticabal, 1992. 201p.

PANDOLFO, C.M.; TEDESCO, M.J. Eficiência relativa de frações granulométricas de calcário na correção da acidez do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.31., n.10, p.753-758, 1996.

PAVAN, M.A. Ciclagem de nutrientes e mobilidade de íons no solo sob plantio direto. **Revista Plantio Direto**, Passo Fundo, v. 41, p.8-12, 1997.

PAVAN, M.A. Mobilização orgânica do calcário no solo através de adubo verde. In: PLANTIO DIRETO: ATUALIZAÇÃO TECNOLÓGICA, 1999, Castro. **Anais...** Castro: Fundação Cargil/Fundação ABC, 1999. p.45-52.

PEARSON, R.G. Hard and softacids and bases. **Journal of the American Chemical Society**, New York, v.85, n.22, p.3533-3539, 1963.

PEARSON, R.G. Acids and Bases. **Science**, Baltimore, v. 151, p.172-177, 1966.

PEARSON, R.G. The HSAB Principle – more quantitative aspects. **Inorganica Chimica Acta**, Santa Barbara, v.240, p.93-98, 1995.

PEARSON, R.W.; ABRUÑA, F.; VICENTE CHANDLER, J. Effect of lime and nitrogen applications on downward movements of calcium and magnesium in two humid soils of Puerto Rico. **Soil Science**, Madison, v.93, n.2, p.77-82, 1962.

PETRERE, C.; ANGHINONI, I. Alteração de atributos químicos no perfil do solo pela calagem superficial em campo nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.25, n.4, p.885-895, 2001.

POHLMAN, A.A.; McCOLL, J.G. Soluble organics from forest litter and their role in metal dissolution. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v.52, n.3, p.265-271, 1988.

PÖTTKER, D.; BEN, JR. Calagem para uma rotação de culturas no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa (MG), v.22, n.4, p.675-684, 1998.

REEVES, D.W. Soil management under no-tillage: soil physical aspects. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DO SISTEMA PLANTIO DIRETO, Passo Fundo, 1995. **Resumos...** Passo Fundo: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/Centro Nacional de Pesquisa de Trigo, 1995. p.127-130.

RHEINHEIMER, D.S.; SANTOS, E.J.S., KAMINSKI, K. et al. Alterações de atributos do solo pela calagem superficial e incorporada a partir de pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, n.4, p.797-805, 2000a.

RHEINHEIMER, D.S.; GATIBONI, L.C., KAMINSKI, K. et al. **Acidez do solo e consumo potencial de calcário no estado do Rio grande do Sul**. Santa Maria, RS: Depto de Solos da UFSM, 2000b. 32p. (Boletim Técnico, 1).

RITCHIE, G.S.P.; DOLLING, P.J. The role of organic matter in soil acidification. **Australian Soil Research**, Melbourne, v. 23, p.569-576, 1985.,

RITCHEY, K.D.; SILVA, J.E.; SOUZA, D.M.G. Lixiviação de cálcio e magnésio em solos. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE – ACIDEZ E CALAGEM NO BRASIL, 15., 1983, Campinas. **Anais...** Campinas: SBCS, 1983. p.109-126.

RUEDELL, J. **Plantio direto na região de Cruz Alta**. Cruz Alta: FUNDACEP/FECOTRIGO, 1995. 134p.

SÁ, J.C. Manejo da fertilidade do solo no plantio direto. In: FUNDAÇÃO ABC. Castro: Fundação ABC, 1993. 96p.

SÁ, J.C. M. Calagem em solos sob plantio direto na região dos Campos Gerais, Centro Sul do Paraná. In: SÁ, J.C.M. **Curso sobre manejo do solo no sistema plantio direto**. Ponta Grossa: Fundação ABC, 1996. p.73-107.

SÁ, J.C.M.; PETRERE, C. Desenvolvimento radicular da cultura do milho em solos sob plantio direto da região dos Campos Gerais e do Planalto Gaúcho. In: CURSO SOBRE MANEJO DO SOLO NO SISTEMA PLANTIO DIRETO, 1995, Castro. **Anais...** Castro: Fundação ABC, 1995. p.172-204.

SALET, R.L.; ANGHINONI, I.; KOCHHANN, R.A. Atividade do alumínio na solução de solo do sistema plantio direto. **Revista Científica Unicruz**, Cruz Alta, v.1, p.9-13, 1999.

SALOMONS, W.; MOOK, W.G. Isotope geochemistry of carbonate dissolution and reprecipitation in soils. **Soil Science**, Madison, v.122, n.1, p. 15-24, 1976.

SANTOS, E.J.S. **Aplicação de calcário em solos arenosos sob sistema plantio direto e campo nativo**. Santa Maria, 1997. 67f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Programa de Pós-graduação em Agronomia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1997.

SCHULZE, D.G. An introduction to soil mineralogy. In: DIXON, J. B.; WEED, S.B., (Eds.) **Minerals in soil environments**. 2. ed. Wisconsin: SSSA, 1989. p. 1-34.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; BATISTELA, O. et al. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: I. Perdas de solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, n.2, p.427-436, 2000.

SILVA, A. A.; VALE, F.R.; FERNANDES, L. A. et al. Efeitos de relações  $\text{CaSO}_4/\text{CaCO}_3$  na mobilidade de nutrientes no solo e no crescimento do algodoeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa (MG), v.22, n.3, p.451-457, 1998.

SILVA, I. de F. da; MIELNICZUK, J. Ação do sistema radicular de plantas na formação e estabilização de agregados do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.21, n.1, p.113-117, 1997.

SILVA, R.H.; ROSOLEM, C.A. Crescimento radicular de espécies utilizadas como cobertura decorrentes da compactação do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa (MG), v.25, n.2, p.253-260, 2001.

SOUZA, R.O. de. **Oxirredução em solos alagados afetada por resíduos vegetais**. Porto Alegre, 2001. 164f. Tese (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, 2001.

STEVENSON, F.J. Organic acids in soils. In: McLAREN, A.D.; PETERSON, G.H. (Ed.) **Soil biochemistry**. New York: Marcel Dekker, 1967. v.1, p.119-146.

STEVENSON, F.J. **Humus Chemistry: genesis, composition, reactions**. 2.ed. New York: John Wiley & Sons, 1994. 496p.

STONE, L.F.; SILVEIRA, P.M. Efeitos do sistema de preparo e da rotação de culturas na porosidade e densidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa (MG), v.25, n.2, p.395-401, 2001.

STUMM, W.; MORGAN, J.J. **Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters**. 3. ed. New York: John Wiley & Sons, 1996. 1022p.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2 ed. Porto Alegre: Depto de Solos da UFRGS, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C. Escolha do corretivo da acidez do solo. In: SEMINÁRIO SOBRE CORRETIVOS DA ACIDEZ DO SOLO, 2., 1989, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 1989. p.108-127.

TRIPLETT, J.R.; DOREN, J.R.; D.M., Jr. Nitrogen, phosphorus and potassium fertilization for no-tilled maize. **Agronomy Journal**, Madison, v.61, p.637-639, 1969.

TROLLARD, F.; BOURRIE, G.; JEANROY, E. et al. Trace metals in natural iron oxides from laterites: A study using selective kinetic extraction. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, New York, v.59, n.7, p.1285-1297, 1995.

UREN, N.C.; REISENAUER, H.M. The role of root exudates in nutrient acquisition. **Advances Plant Nutrient**, New York, v.3, p.79-114, 1988.

VAN SOEST, P.J.; WINE, R.H. Use of detergent in the analysis of fibrous feeds. IV. Determination of plant cell-wall constituents. **Journal of Association of Official Analytical Chemists**, Gaithersburg, v.50, n.1, p.50-55, 1967.

VIEIRA, M.J.; MUZILLI, O. Características físicas de um Latossolo Vermelho Escuro sob diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, 19, p.873-882, 1984.

WIER, C.C. Effect of lime and N application on citrus yields and on the downward movement of Ca and Mg in a soil. **Tropical Agriculture**, Trinidad, v. 51, p.230-234, 1974.

WOLT, J.D. **Soil solution chemistry**. New York: John Wiley & Sons, 1994. 345p.

WUEST, S. B. Soil biopore estimation: effects of tillage, nitrogen, and photographic resolution. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 62, p.111-116, 2001.

ZANCANARO, L. **Reatividade de partículas de calcário e influência das composições granulométricas na neutralização da acidez do solo**. Porto Alegre, 1996. 127f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Programa de Pós-graduação em Agronomia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1996.

ZELAZNY, L.W.; WHITE, G.N. The pyrophyllite – talc group. In: DIXON, J. B.; WEED, S.B., (Eds.) **Minerals in soil environments**. 2. ed. Wisconsin: SSSA, 1989. p. 527-547.

ZIGLIO, C.M.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Formas orgânicas e inorgânicas de mobilização do cálcio no solo. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v.42, n.2, p.257-262, 1999.

ZONTA, E.P.; MACHADO, A. A. **SANEST – Sistema de análise estatística para microcomputadores**. Pelotas: UFPEL, 1984. Registrado na Secretaria Especial de Informática, sob nº 066060/categoria A.



## **8. APÊNDICES**

## **APÊNDICE 1. TESTE - Metodologia para detectar a presença de partículas de calcário no interior do solo**

### **Justificativa e Objetivos**

O teste foi realizado em função da necessidade de se estabelecer a metodologia para ser utilizada no Estudo 1. Dessa forma, os objetivos do teste foram: verificar a descida de calcário em dois tipos de solo, em condições de campo natural e sistema plantio direto; testar a coleta das amostras indeformadas, com o uso de colunas de PVC; testar o preparo dessas colunas; e adaptar a metodologia à técnica de DRX para identificar os minerais calcita e dolomita no solo.

### **Metodologia**

Utilizou-se amostras indeformadas de dois solos:

- a) Argissolo Vermelho Distrófico típico: coletado em um experimento de sistema plantio direto conduzido desde 1983 na Estação Experimental Agrônômica da UFRGS, no município de Eldorado do Sul – RS. Também foram coletadas amostras do mesmo solo em área de campo natural, adjacente ao experimento.
- b) Cambissolo Húmico Alumínico Léptico argiloso: coletado em um experimento de sistema plantio direto, conduzido desde 1995 na UDESC - Campus do Centro de Ciências Agroveterinárias de Lages – SC. Também foram coletadas amostras do mesmo solo em área de campo natural, adjacente ao experimento.

Em ambos os solos, as amostras foram coletadas com colunas de PVC de 9,7 cm de diâmetro x 25 cm de altura e 0,5 cm de espessura da parede. A camada de solo coletada foi de 0 – 20 cm (sobrava 5 cm da superfície do solo até a extremidade superior da coluna). Coletou-se 3 colunas de cada condição, perfazendo um total de 24 colunas.

As colunas foram levadas para o laboratório, onde receberam parafina derretida nas paredes internas acima dos solos, com o objetivo de impedir o fluxo lateral de água. Na extremidade inferior das colunas colocou-se um filtro de papel Whattman nº 42 e uma tela de nylon (1 mm). Também, adaptou-se um funil de plástico, aderido com cola de silicone na extremidade inferior das colunas, para facilitar a coleta do lixiviado. O conjunto foi acomodado num suporte de madeira. O Teste foi conduzido em casa de vegetação, com dois tratamentos e três repetições: com calcário e sem calcário dolomítico. A dose de calcário aplicada foi comum aos dois solos e constou de  $6 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Aplicou-se, semanalmente 400 ml de água destilada por coluna, o que equivalia à uma chuva de 54 mm. Coletou-se o lixiviado semanalmente.

Características do calcário utilizado:

PRNT = 75,1% faixa "C" Dolomítico "Filler"

PN = 79%; CaO = 27% (19,28 % de Ca); MgO = 14% (8,38 % de Mg).

Granulometria: peneira 10 = 100%; peneira 20 = 100% e peneira 50 = 90%

Análises de pH, condutividade elétrica, cálcio e magnésio foram efetuadas semanalmente no lixiviado. Na oitava semana após a instalação dos tratamentos, houve uma interrupção do teste e as colunas ficaram aproximadamente dois meses sem adição de água. Após esse período, algumas colunas foram fracionadas (uma de cada condição) com o objetivo de verificar a presença de calcário no interior do solo. Assim, nas colunas que estavam intactas e ainda com calcário na superfície, foram colocados novos filtros de papel na extremidade inferior e aplicou-se 400 ml de água destilada. No dia seguinte, os filtros foram retirados e o material aderido ao filtro foi submetido à análise por DRX.

## **Resultados e Considerações**

Observou-se visualmente a presença de partículas de calcário nas camadas de solo (Figuras 1 e 2).

O resultado mais importante deste teste foi a identificação dos minerais calcita e dolomita no material aderido sobre os filtros, em três das condições estudadas. As análises pela DRX comprovaram a presença desses minerais (Figura 3). A presença de calcário era visível, inclusive, para confirmar, ao

adicionar-se gotas de ácido clorídrico sobre o material, a reação de efervescência era instantânea, indicando a carbonatação do material.

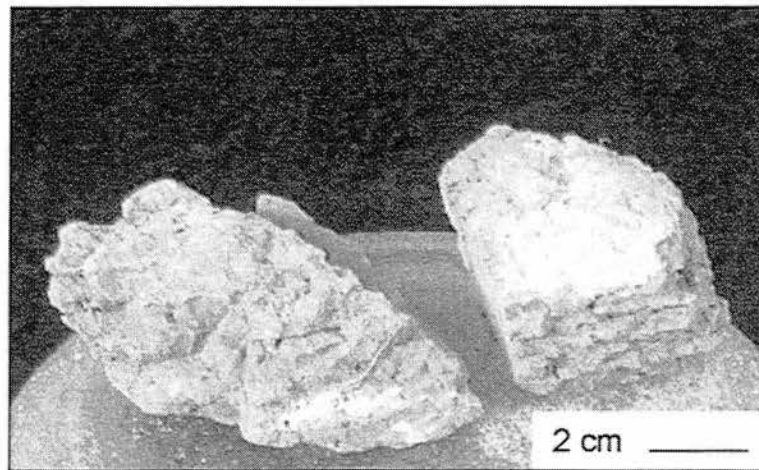


Figura 1. Partículas de calcário acumuladas na superfície de agregados do Cambissolo Húmico Aluminico Argiloso encontradas no interior da última camada (15-20 cm).

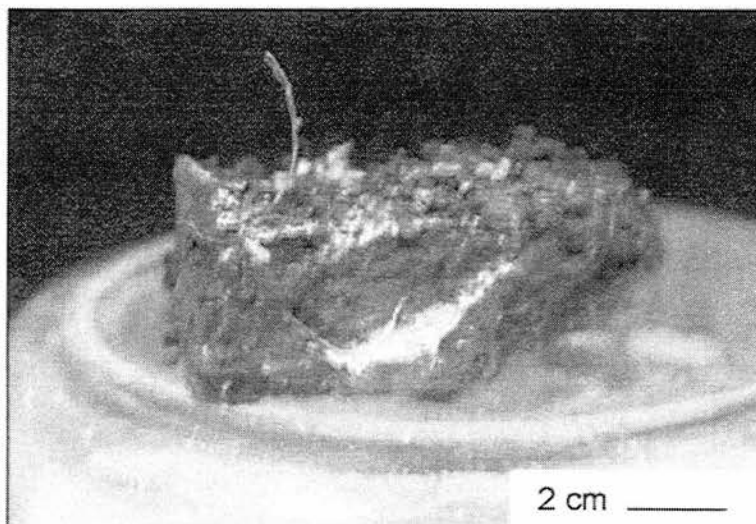


Figura 2. Partículas de calcário acumuladas na superfície de agregados do Argissolo Vermelho Distrófico típico encontradas no interior da última camada (15-20 cm).

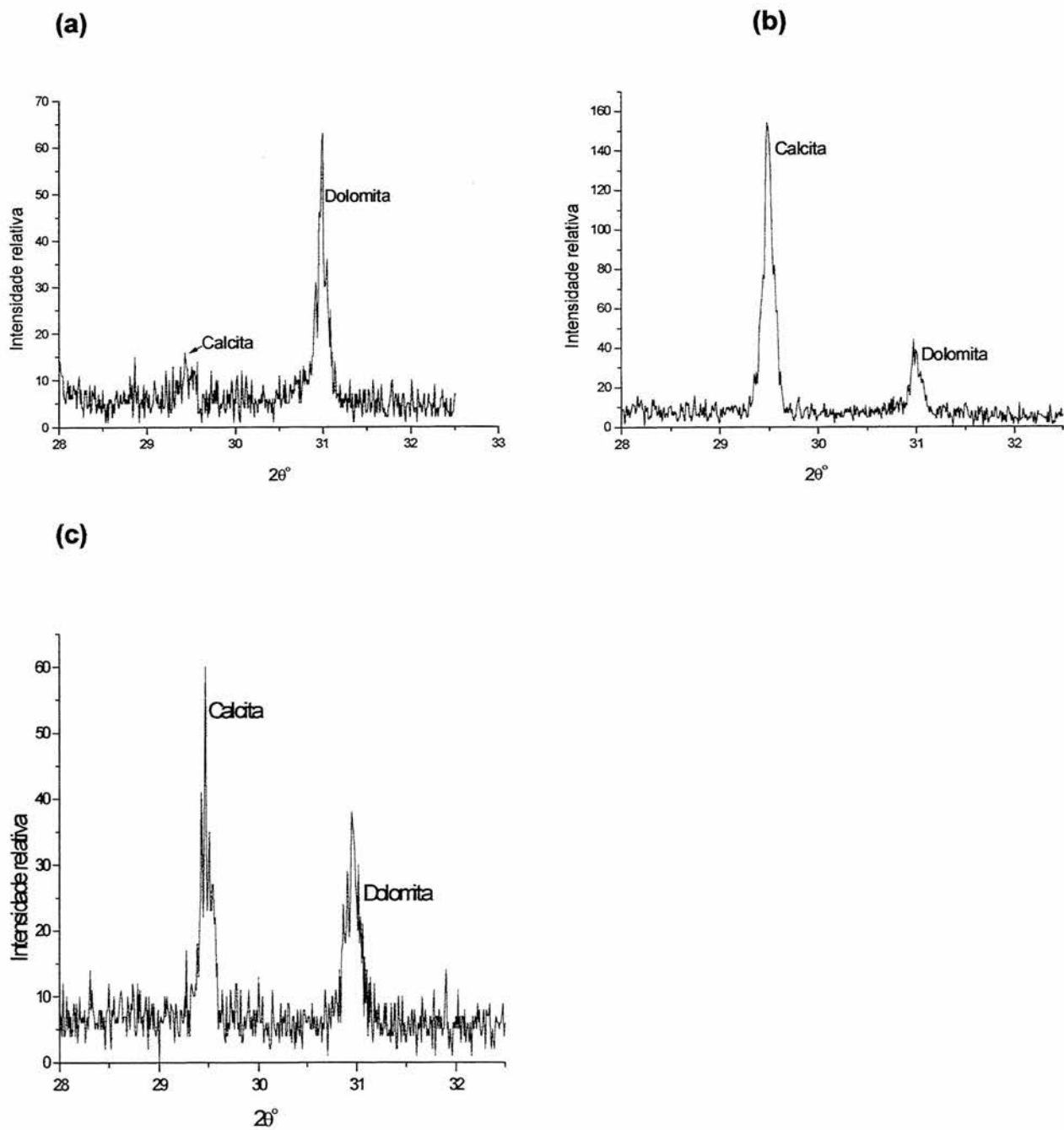


Figura 3. Difrátogramas do material aderido sobre os filtros colocados na extremidade inferior das colunas. (a) Campo natural (Argissolo Vermelho Distrófico típico); (b) Sistema plantio direto (Cambissolo Húmico Alumínico argiloso) e (c) Sistema plantio direto (Argissolo Vermelho Distrófico típico).

As análises de raios X foram feitas somente nos filtros novos que foram colocados após os 2 meses de interrupção do teste.

### **Conclusões**

O teste tinha duração prevista para vinte semanas. A decisão de interromper esse teste, na sétima semana, foi tomada porque grande parte dos objetivos já tinham sido alcançados, como a metodologia para a coleta de solo indeformado e o preparo das colunas em laboratório. Além disto, o filtro utilizado não foi o mais adequado, pois se deteriorou rapidamente e a dose de calcário utilizada, única para as quatro condições, não correspondia à necessidade de calcário indicada pelo índice SMP para cada solo e cada condição.

## **APÊNDICE 2. Análise semi quantitativa por fluorescência de raios X do talco.**

### **Justificativa e Objetivos**

O talco, juntamente com a pirofilita, é um mineral flossilicato 2:1 (duas lâminas tetraedrais e uma octaedral). O talco é trioctaedral, contendo  $Mg^{++}$  nos sítios octaedrais, enquanto que a pirofilita é dioctaedral, contendo  $Al^{+++}$  no lugar de  $Mg^{++}$  e, ambos, contém somente silício na lâmina tetraedral, originando as fórmulas ideais  $(Mg_3Si_4O_{10}(OH)_2)$  para o talco e  $(Al_2Si_4O_{10}(OH)_2)$  para a pirofilita. As análises por DRX não distinguem bem esse dois minerais. Em função disso, realizou-se uma análise semi quantitativa do talco através da técnica de fluorescência de raios X, com o objetivo de verificar a presença de impurezas, principalmente alumínio, para distinguir entre talco e pirofilita.

### **Metodologia**

Utilizou-se um espectrômetro de fluorescência de raios X Rigaku 2000, equipado com tubo de raios X com alvo de rodio, do Instituto de Geociências da UFRGS. As condições de operações do tubo de raios X foram de 60 kv e 40 mA. As amostras foram preparadas em forma de pastilhas prensadas.

### **Resultados e Considerações**

Os espectros constataram as presenças marcantes de óxidos de mágnesio e óxidos de silício, como era de se esperar. Como impurezas, foram determinados ferro e níquel na ordem de 2 e 0,3%, respectivamente, e como elementos traços, o cálcio, alumínio e enxofre. Como a concentração de alumínio não passou de 0,07%, pode-se concluir que a amostra não era de pirofilita e sim de talco.

### APÊNDICE 3. Recuperação de ácidos orgânicos alifáticos de baixo peso molecular na solução do solo utilizando-se cromatografia líquida (HPLC)

#### Justificativa e Objetivos

A ausência dos ácidos orgânicos tanto na solução percolada como na solução do solo no Estudo 2 motivou a realização do presente trabalho adicional, com os objetivos de (a) verificar a eficácia do método utilizado e (b) avaliar o efeito da secagem das amostras de solo.

#### Metodologia

Utilizou-se amostras de três tipos de solos os quais foram secos (60° C), moídos e peneirados (2 mm). As principais características dos solos encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1. Características químicas e texturais das amostras (0-20 cm) dos solos utilizados.

Solo	Argila	Areia	Silte	M.O.	pH	P	K	Ca+Mg	Al
						(Mehlich-1)	(Mehlich-1)	(troáveis)	
.....g kg <sup>-1</sup> .....						.....mg L <sup>-1</sup> .....	...cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> ....		
1	80	870	50	7	5,0	2,0	25	0,90	1,20
2	300	420	280	42	4,3	3,5	63	1,10	6,00
3	720	20	260	41	4,0	8,8	109	2,30	5,70

1. Neossolo Quartzarênico Órtico típico. Umidade CC = 12%

2. Cambissolo Húmico Alumínico. Umidade CC = 18%

3. Latossolo Bruno Alumínico. Umidade CC = 25%

Amostras secas e moídas dos três solos (28 g) foram acondicionadas em tubos de PVC com 25 mm de diâmetro por 80 mm de comprimento o qual tinha um filtro de papel Whatmann preso em sua base. Utilizaram-se 3 repetições por solo. As amostras foram umedecidas até a capacidade de campo de cada solo com uma solução contendo padrões de ácido oxálico (50



$\mu\text{g mL}^{-1}$ ), ácido cítrico ( $500 \mu\text{g mL}^{-1}$ ), ácido tartárico ( $300 \mu\text{g mL}^{-1}$ ), ácido trans aconítico ( $15 \mu\text{g mL}^{-1}$ ), ácido málico ( $500 \mu\text{g mL}^{-1}$ ) e ácido fumárico ( $5 \mu\text{g mL}^{-1}$ ). Decorridas seis horas da adição aos solos dessa mistura dos padrões, extraiu-se a solução através da centrifugação por 30 minutos à 4000 RPM (Elkhatib et al., 1987; Fernandes, 1989). Filtrou-se 2 mL da solução do solo utilizando-se membrana de acetato de celulose com  $0,45 \mu\text{m}$ ; após, adicionou-se  $\text{H}_2\text{SO}_4$  para diminuir o pH até 2,5 e então, as amostras foram armazenadas congeladas; o tempo decorrido da extração da solução até a análise pela HPLC foi em média 48 horas.

As análises foram efetuadas no Laboratório de Análises de Água da Empresa de Pesquisa Agrícola de Santa Catarina (EPAGRI-SC), localizada em Itajaí – SC. Utilizou-se a técnica de cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC). O cromatógrafo utilizado foi um Shimadzu, modelo LC10-VP, dotado de bomba para gradiente quartenário, injetor automático com suporte de amostras termostatizado ( $10^\circ \text{C}$ ), forno de coluna ( $40^\circ \text{C}$ ) e detector de absorção no UV-210 nm. O sistema foi gerenciado por uma estação de trabalho dotada de software específico. A coluna utilizada foi uma trocadora de íons da marca Aminex-HPX-87H (BioRad). A fase móvel utilizada foi  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,005M, isocrática, com fluxo de  $0,6 \text{ mL min}^{-1}$ . O volume de injeção das amostras foi de  $10 \mu\text{L}$ .

As concentrações obtidas após a adição dos padrões foram comparadas com as concentrações na solução de mistura dos padrões dos ácidos adicionada aos solos. Com isso, foi possível obter a quantidade recuperada pelo método para cada tipo de solo.

Um outro procedimento foi adotado para avaliar o efeito da secagem das amostras. Após a adição dos padrões aos solos, as amostras foram colocadas para secar novamente ao ar livre até atingirem o peso inicial antes dos padrões. A seguir, umedeceu-se novamente as amostras somente com uma solução de  $\text{H}_2\text{SO}_4$   $0,005 \text{ mol L}^{-1}$ , aguardou-se seis horas e repetiu-se os mesmos procedimentos anteriores.

## Resultados e Considerações

Os resultados do trabalho comprovaram a eficiência do método utilizado no que tange às condições cromatográficas, ou seja, as condições de operações, coluna e detector, conforme pode ser visualizado na Figura 1. O cromatograma é resultante da eluição da solução contendo a mistura dos ácidos orgânicos adicionada aos solos para posterior recuperação.

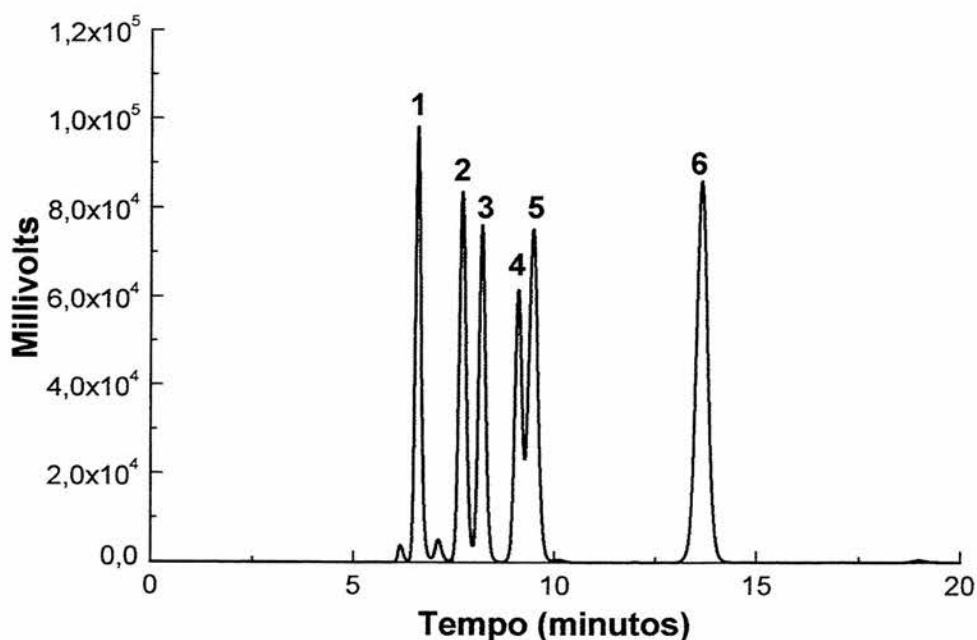


Figura 1. Cromatograma obtido pela HPLC da solução contendo uma mistura dos padrões de ácido oxálico (1), ácido cítrico (2), ácido tartárico (3), ácido málico (4), ácido trans aconítico (5) e ácido fumárico (6).

Em todos os três tipos de solos foi possível detectar os ácidos orgânicos logo após a adição dos padrões (Figura 2), diminuindo a concentração do arenoso para o argiloso. Isso indica que, se os ácidos orgânicos estiverem presentes na solução do solo, o método deve detectá-los. Na Figura 2, observa-se um cromatograma típico de amostras de solução do solo contendo ácidos orgânicos, o primeiro pico não foi identificado, suspeita-se que seja interferência da fase móvel com o ácido oxálico.

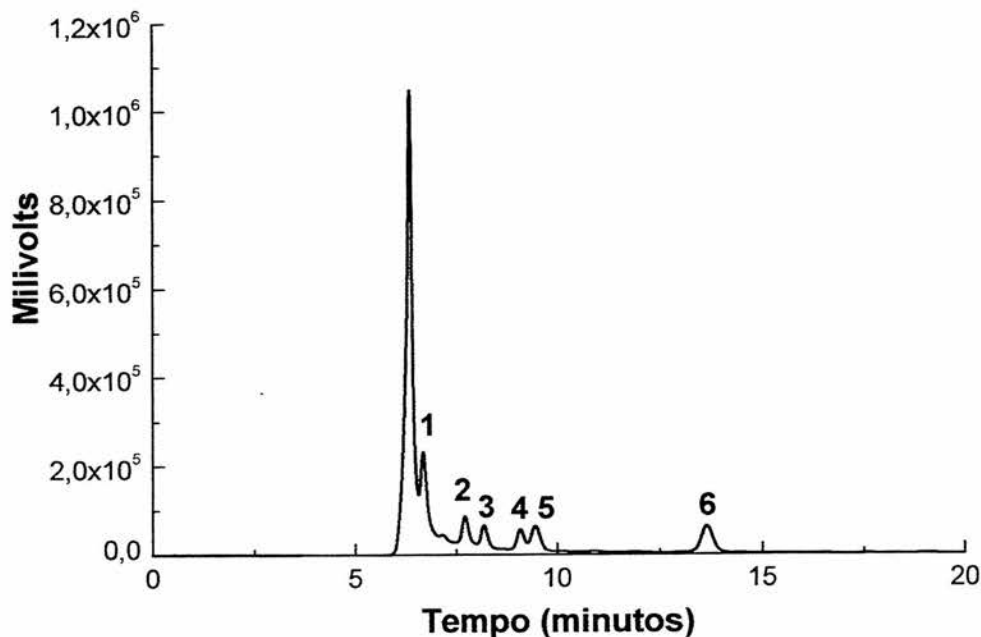


Figura 2. Cromatograma típico de uma das amostras de solo contendo ácidos orgânicos de baixo peso molecular na solução do solo, ácido oxálico (1), ácido cítrico (2), ácido tartárico (3), ácido málico (4), ácido trans aconítico (5) e ácido fumárico (6).

No entanto, ficou evidente que a secagem das amostras de solo, mesmo à sombra, afeta drasticamente a recuperação dos ácidos orgânicos, principalmente nos solos mais argilosos (Tabela 2).

A realização do presente trabalho adicional ao Estudo 2, foi importante porque, além de confirmar a eficácia do método por HPLC para detectar os ácidos orgânicos, também permitiu comprovar a influência do tipo de solo, especialmente em relação aos teores de argila e matéria orgânica. Falta ainda, definir um método para extrair os ácidos orgânicos adsorvidos nos constituintes do solo.

Tabela 2. Recuperação de ácidos orgânicos de baixo peso molecular da solução do solo após a adição dos padrões e sem e com secagem das amostras de solo antes da extração da solução do solo.

Solo	Secagem	Ácido					
		Oxálico	Cítrico	Tartárico	Málico	Aconítico*	Fumárico
		.....%					
1	Sem	44	75	72	85	87	89
	Com	17	67	53	73	70	74
2	Sem	30	23	11	15	10	20
	Com	16	4	0	2	0,5	2
3	Sem	0	31	24	29	27	55
	Com	0	0	0	0	0	4

1. Neossolo Quartzarênico Órtico típico. Umidade CC = 12%

2. Cambissolo Húmico Alumínico. Umidade CC = 18%

3. Latossolo Bruno Alumínico. Umidade CC = 25%

\* Trans-aconítico.

O desaparecimento dos ácidos orgânicos nos solos mais argilosos e ricos em matéria orgânica pode indicar que os mesmos foram rapidamente transformados pelos microrganismos e ou foram adsorvidos pelo solo.

Estudos futuros devem contemplar a cinética, produção e as transformações de ácidos orgânicos no solo.

APÊNDICE 4. Atributos químicos da água percolada, coletada em diferentes períodos após a aplicação dos tratamentos (Estudo 2)

Dias	Atributos químicos					
	pH	C.E. mS cm <sup>-1</sup>	Cálcio	Magnésio	Alumínio	Potássio
.....mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> .....						
Aveia preta						
15	4,50	3,47	14,32	12,98	0,16	0,42
30	4,15	2,62	9,53	9,98	0,08	0,33
45	4,16	1,25	6,23	4,48	0,08	0,18
60	4,20	1,00	6,15	4,00	0,06	0,16
Ervilhaca						
15	4,42	4,22	18,71	16,15	0,13	0,33
30	4,39	2,74	9,45	10,24	0,07	0,44
45	4,17	1,40	6,56	5,72	0,07	0,23
60	4,21	1,15	5,56	4,86	0,06	0,17
Nabo forrageiro						
15	4,59	3,80	10,55	10,02	0,14	0,57
30	4,14	2,18	7,13	7,85	0,09	0,47
45	4,36	1,08	5,25	4,29	0,09	0,28
60	4,30	0,80	3,65	2,77	0,06	0,18
Aveia preta + calcário						
15	4,55	5,40	24,59	21,31	0,28	0,46
30	4,25	3,28	12,35	14,46	0,11	0,31
45	4,22	1,51	9,95	9,01	0,10	0,39
60	4,56	1,10	7,38	5,95	0,01	0,37
Ervilhaca + calcário						
15	4,48	4,31	18,32	16,51	0,18	0,38
30	4,31	2,94	11,02	11,36	0,05	0,41
45	4,34	2,00	10,08	9,98	0,07	0,42
60	4,53	1,17	9,64	8,20	0,05	0,24
Nabo forrageiro + calcário						
15	4,63	4,04	13,93	11,80	0,11	0,52
30	4,22	2,61	9,76	10,38	0,12	0,41
45	4,38	1,32	7,98	7,03	0,12	0,43
60	4,43	1,08	6,52	5,81	0,06	0,38
Ácido cítrico + calcário						
15	4,61	4,62	20,20	16,82	1,52	5,30
30	4,69	3,61	14,01	10,70	2,20	4,56
45	4,36	2,59	13,02	12,05	2,18	5,10
60	4,56	2,20	12,26	10,15	2,15	4,24
Calcário						
15	4,77	2,72	13,99	12,44	0,09	0,05
30	4,35	3,01	8,47	8,91	0,02	0,05
45	4,61	1,10	7,01	6,67	0,03	0,01
60	4,71	0,89	5,78	4,67	0,02	0,01
Testemunha						
15	4,04	2,09	9,32	7,73	0,17	0,08
30	4,09	1,78	6,59	6,36	0,04	0,02
45	4,10	0,81	1,60	1,43	0,04	0,01
60	4,11	0,83	1,35	0,31	0,03	0,01

APÊNDICE 5. Atributos químicos do perfil do solo, avaliados 60 dias após a aplicação dos tratamentos sem a presença de calcário (Estudo 2)

Profundidade (cm)	Atributos químicos								
	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Cátions trocáveis				COT g kg <sup>-1</sup>		
			Ca	Mg	Al	K			
			.....cmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> .....						
			Aveia preta						
0 – 2,5	4,80	4,60	5,37	3,63	0,40	1,15	35,5		
2,5 – 5	4,32	4,17	4,95	2,87	1,73	0,61	27,2		
5 – 7,5	4,39	4,29	5,23	3,03	1,51	0,31	24,5		
7,5 – 10	4,44	4,34	5,17	3,33	1,20	0,19	24,3		
10 – 12,5	4,43	4,33	5,27	3,50	1,57	0,13	24,1		
12,5 -15	4,40	4,29	5,15	3,17	1,77	0,10	23,4		
15 – 20	4,44	4,29	5,02	3,23	1,50	0,15	23,6		
			Ervilhaca						
0 – 2,5	4,98	4,66	5,43	3,13	0,54	0,89	31,1		
2,5 - 5	4,28	4,08	4,01	2,13	1,80	0,51	25,4		
5 – 7,5	4,33	4,13	4,37	2,57	1,83	0,25	24,1		
7,5 – 10	4,62	4,29	5,40	3,33	1,25	0,18	23,9		
10 – 12,5	4,69	4,48	5,53	3,40	1,15	0,12	23,3		
12,5 -15	4,57	4,43	5,30	3,23	1,17	0,11	23,4		
15 – 20	4,53	4,43	5,43	3,23	1,17	0,12	23,2		
			Nabo forrageiro						
0 – 2,5	5,24	4,98	6,60	3,57	0,23	1,14	35,5		
2,5 - 5	4,29	4,07	4,10	2,37	1,76	0,78	27,7		
5 – 7,5	4,36	4,09	4,60	2,67	1,65	0,38	24,3		
7,5 – 10	4,53	4,16	5,03	2,93	1,68	0,18	23,9		
10 – 12,5	4,47	4,16	5,23	3,13	1,60	0,12	23,5		
12,5 -15	4,48	4,23	5,37	3,17	1,57	0,10	23,2		
15 – 20	4,51	4,33	5,00	3,07	1,50	0,13	23,8		
			Testemunha						
0 – 2,5	4,32	4,09	4,10	2,10	1,72	0,18	24,6		
2,5 - 5	4,26	4,07	3,80	1,93	1,99	0,16	24,3		
5 – 7,5	4,36	4,16	4,37	2,27	1,70	0,14	23,4		
7,5 – 10	4,43	4,22	4,87	2,77	1,62	0,15	22,9		
10 – 12,5	4,37	4,21	4,53	2,43	1,71	0,11	22,5		
12,5 -15	4,40	4,22	4,93	2,83	1,80	0,09	22,4		
15 – 20	4,41	4,23	5,18	3,10	1,90	0,10	21,5		

APÊNDICE 6. Atributos químicos do perfil do solo, avaliados 60 dias após a aplicação dos tratamentos com a presença de calcário (Estudo 2)

Profundidade (cm)	Atributos químicos						
	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Cátions trocáveis				COT g kg <sup>-1</sup>
			Ca	Mg	Al	K	
.....cmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> .....							
Aveia preta + calcário							
0 - 2,5	5,87	5,59	8,02	4,10	0,00	1,07	36,2
2,5 - 5	4,34	4,18	5,00	3,00	1,67	0,57	26,1
5 - 7,5	4,38	4,30	5,33	3,15	1,51	0,27	23,9
7,5 - 10	4,50	4,38	5,17	3,40	1,52	0,16	23,3
10 - 12,5	4,54	4,38	5,47	3,60	1,40	0,11	22,6
12,5 - 15	4,49	4,35	5,23	3,50	1,49	0,09	22,3
15 - 20	4,50	4,36	5,14	3,43	1,53	0,10	22,7
Ervilhaca + calcário							
0 - 2,5	6,10	5,88	8,83	4,23	0,00	0,79	33,8
2,5 - 5	4,29	4,08	4,20	2,20	1,81	0,37	25,7
5 - 7,5	4,29	4,12	4,43	2,67	1,75	0,23	22,2
7,5 - 10	4,53	4,32	5,47	3,40	1,31	0,16	23,3
10 - 12,5	4,70	4,50	5,67	3,60	1,09	0,12	23,2
12,5 - 15	4,73	4,52	5,50	3,37	1,05	0,10	23,2
15 - 20	4,73	4,52	5,77	3,53	1,07	0,09	22,8
Nabo forrageiro + calcário							
0 - 2,5	5,99	5,89	9,33	4,43	0,00	1,04	33,4
2,5 - 5	4,25	4,16	4,63	2,77	1,78	0,60	25,9
5 - 7,5	4,23	4,14	4,77	2,80	1,89	0,24	24,7
7,5 - 10	4,37	4,27	5,13	2,97	1,59	0,10	24,3
10 - 12,5	4,35	4,25	5,30	3,27	1,65	0,08	23,1
12,5 - 15	4,44	4,33	5,40	3,30	1,54	0,08	25,2
15 - 20	4,58	4,44	6,53	3,63	1,45	0,12	22,6
Ácido cítrico + calcário							
0 - 2,5	6,02	5,84	9,30	4,37	0,00	3,46	27,3
2,5 - 5	4,56	4,44	5,33	2,70	1,47	1,41	23,9
5 - 7,5	4,52	4,39	5,57	3,10	1,40	0,63	23,2
7,5 - 10	4,61	4,51	6,47	3,50	1,33	0,41	23,0
10 - 12,5	4,66	4,54	6,13	3,33	1,04	0,26	22,3
12,5 - 15	4,63	4,51	6,33	3,27	1,27	0,21	22,2
15 - 20	4,69	4,57	6,30	3,93	1,03	0,29	23,7
Calcário							
0 - 2,5	5,83	5,68	10,20	4,80	0,00	0,11	29,0
2,5 - 5	4,57	4,26	5,50	2,90	1,46	0,08	25,3
5 - 7,5	4,62	4,47	5,63	3,47	1,37	0,07	22,9
7,5 - 10	4,64	4,55	5,54	3,77	1,35	0,08	22,7
10 - 12,5	4,51	4,35	4,70	2,77	1,43	0,08	22,7
12,5 - 15	4,52	4,38	5,10	2,90	1,47	0,07	22,9
15 - 20	4,60	4,47	5,80	3,30	1,49	0,09	22,4