

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

**ACIDEZ E FORMAS DE ALUMÍNIO DO SOLO EM SISTEMA INTEGRADO  
DE PRODUÇÃO DE SOJA E BOVINOS DE CORTE EM SEMEADURA  
DIRETA NO SUBTRÓPICO BRASILEIRO**

**Amanda Posselt Martins  
(Tese de Doutorado)**

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

**ACIDEZ E FORMAS DE ALUMÍNIO DO SOLO EM SISTEMA INTEGRADO  
DE PRODUÇÃO DE SOJA E BOVINOS DE CORTE EM SEMEADURA  
DIRETA NO SUBTRÓPICO BRASILEIRO**

AMANDA POSSELT MARTINS  
Engenheira Agrônoma (UFRGS)  
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  
Agosto de 2016

### CIP - Catalogação na Publicação

Martins, Amanda Posselt

Acidez e formas de alumínio do solo em sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte em semeadura direta no subtropico brasileiro / Amanda Posselt Martins. -- 2016.

170 f.

Orientador: Ibanor Anghinoni.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Porto Alegre, BR-RS, 2016.

1. integração lavoura-pecuária. 2. pH. 3. especiação iônica. 4. atividade. 5. fracionamento. I. Anghinoni, Ibanor, orient. II. Título.

AMANDA POSSELT MARTINS

ACIDEZ E FORMAS DE ALUMÍNIO DO SOLO EM SISTEMA INTEGRADO DE PRODUÇÃO DE SOJA E BOVINOS DE CORTE EM SEMEADURA DIRETA NO SUBTRÓPICO BRASILEIRO

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Ciência do Solo.

Aprovada em 29 de agosto de 2016  
Homologada em 19 de setembro de 2016

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Tales Tiecher  
UFRGS

Prof. Frederico Costa Beber Vieira  
UNIPAMPA

Prof. Felipe de Campos Carmona  
ULBRA

Orientador - Prof. Ibanor Anghinoni  
UFRGS

***“Não tente ser uma pessoa de sucesso.  
Em vez disso, seja uma pessoa de valor.”***  
*(Albert Einstein)*

*Aos meus pais, **Marlene e Claudio**,  
que me ensinaram os verdadeiros valores da vida,  
são meus exemplos de amor e maiores incentivadores  
dessa caminhada, dedico este trabalho.*

## **AGRADECIMENTOS**

À Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), pelos mais de nove anos de ensino público de qualidade, essenciais para minha formação pessoal e profissional.

Ao Programa de Pós-Graduação (PPG) em Ciência do Solo da UFRGS, pela oportunidade de realização do curso de doutorado, infraestrutura oferecida e conhecimento transmitido.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento e Tecnológico (CNPq), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) pelo financiamento de bolsas de estudo e de projetos de pesquisa que deram suporte para a realização deste trabalho.

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

Ao professor Ibanor Anghinoni, pela orientação, amizade, parceria e exemplo de pessoa desde o meu período de iniciação científica, demonstrando-me que simplicidade e profissionalismo não só podem como devem caminhar juntos, sendo um dos grandes responsáveis pelo meu prosseguimento na vida acadêmica.

Ao professor Paulo Carvalho, pela amizade, apoio incondicional e parceria ao longo de todos esses anos, passando sempre com tanto entusiasmo seus conhecimentos a respeito dos sistemas integrados de produção.

Aos membros da comissão examinadora, Felipe Carmona, Frederico Vieira e Tales Tiecher, pelas preciosas colaborações neste trabalho, troca de ideias, conversas e pelo exemplo de profissionais que sempre foram e seguirão sendo para mim.

A todos os professores do Departamento de Solos e do PPG Ciência do Solo, por, além de terem transmitido os seus conhecimentos, terem me despertado o anseio de fazer ciência nesta área.

Aos funcionários do Departamento de Solos, em especial, ao Seu Zé, ao Paulo Ricardo e ao Jader, sempre muito prestativos e sensíveis com aqueles que os cercam.

Ao Adão Luís Ramos, pelo seu espírito jovem (“sou parceiro”), pelos ensinamentos nas técnicas analíticas (“toca pra frente”) e por ser o segundo pai da gurizada no laboratório e nas viagens a campo, zelando pelo bem de todos e puxando a orelha sempre que necessário.

Ao Sérgio Costa, meu “amigo-irmão gigante”, por toda a ajuda, ensinamento e conselhos na vida profissional e pessoal, desde os tempos de seu mestrado quando eu era sua bolsista, passando pela orientação do estágio da graduação e, finalmente, como colegas de pós-graduação.

À Taise Kunrath, pela condução dos ciclos de pastejo durante o período de estudo deste trabalho e pelas colaborações e sugestões para o seu desenvolvimento, seja lado-a-lado no campo ou com um oceano de distância.

A todos os amigos, principalmente aqueles do Grupo de Pesquisa em Sistema Integrado de Produção Agropecuária e do Laboratório de Pesquisa em Química e Fertilidade do Solo, pela inestimável e fundamental ajuda nos trabalhos, além do companheirismo, amizade, churrascos e risadas, cujas lembranças levarei comigo para a vida: Bernardo Grings, Bruce Sariyer, Bruna Passos, Catiline Schmitt, Carolina Galarza, Diego Cecagno, Fernanda Canez, Fernanda Moojen, Fernando Arnuti, Filipe Selau, Franciane Lemes, Isadora Jaeger, Jessica Oliveira, João Cadore, José Bernardo Borin, Júlia de Assis, Helen Estima, Liane Bianchin, Lucas Ferreira, Manuela Marinho, Marcelo Tischler, Murilo Veloso, Naihana Schäffer, Nicole Barros, Paula Medeiros, Paulo Cardozo, Pedro Nunes, Raquel Barro, Renata Tonon, Sarah Lochmann, Tatiane Benvenuti, Thais Freitas, Tomás Alexius, Vanessa Bertolazi, Walker Schaidhauer e William Filho. Em especial, a Gabriela Nichel, Luiz Gustavo Denardin e Thiago Barros.

Ao meu namorado, Fabrício Balerini, pelo auxílio nas coletas de campo, análises no laboratório e correção de trabalhos, além de todo amor, carinho, companheirismo e compreensão, me fazendo enxergar a vida de uma forma muito mais bonita e pura.

Aos meus irmãos, Frederick e Ricardo Augusto, por terem me ensinado desde pequena a “arte do convívio”, tendo papel fundamental na formação da minha personalidade e caráter. E também aos meus irmãozinhos caninos, Bob, Kim, Tom, Meg, Thor e Theo, pelos momentos de alegria e puro companheirismo que proporcionaram em nossas casas.

Aos meus pais, Marlene Posselt e Claudio Martins, por sempre me incentivarem, em todos os sentidos, a seguir em frente em busca de meus sonhos e serem, além de meus grandes exemplos, minha base de vida, verdadeiros responsáveis por tudo que consegui até hoje. Alicerce este que foi construído ao longo dos anos por pequenos detalhes que, hoje, percebo que fizeram toda a diferença.

# ACIDEZ E FORMAS DE ALUMÍNIO DO SOLO EM SISTEMA INTEGRADO DE PRODUÇÃO DE SOJA E BOVINOS DE CORTE EM SEMEADURA DIRETA NO SUBTRÓPICO BRASILEIRO<sup>1</sup>

Autor: Eng<sup>a</sup>. Agr<sup>a</sup>. Me. Amanda Posselt Martins

Orientador: Prof. Ph.D. Ibanor Anghinoni

## RESUMO

O sistema integrado de produção agropecuária (SIPA) é uma alternativa com grande potencial de atender à demanda por alimentos de forma sustentável. No entanto, ainda se desconhece o efeito da inserção do animal no sistema em relação à dinâmica do alumínio (Al) no solo e sua fitotoxidez. Nesse contexto, o objetivo desta pesquisa foi verificar o impacto do tempo, da calagem e da metodologia de análise, nas formas de Al do solo e na resposta das plantas, em um SIPA em semeadura direta de longo prazo, com produção de soja no verão e pastejo de bovinos de corte no inverno, no subtropical brasileiro. Para isso, utilizou-se um experimento iniciado em 2001 e localizado no Planalto do Rio Grande do Sul, em Latossolo Vermelho distroférrico, cuja pastagem hibernal é composta de aveia preta + azevém, utilizada para pastejo ou apenas como cultura de cobertura (sem pastejo). Após seis anos, verificou-se menor teor de Al total na solução do solo das áreas com pastejo, acompanhados de uma maior e menor saturação por bases e por Al, respectivamente, na fase sólida do solo. Independentemente disto, a forma preponderante de Al foi, majoritariamente, aquela ligada a compostos orgânicos, especialmente quando da não correção recente da acidez do solo. Por sua vez, a correção do solo, em algumas situações, levou à neutralização de Al complexado a compostos orgânicos. Apesar dessa dinâmica diferenciada, os níveis da atividade do  $Al^{3+}$  se mantiveram abaixo daqueles considerados como tóxicos, acarretando em produtividades similares entre os diferentes manejos. Por outro lado, a destruição da estrutura e a secagem do solo para posterior extração de sua solução levou a diferenças nas espécies de Al e na atividade do  $Al^{3+}$ , em relação a amostras que são mantidas indeformadas e sem passar pelo processo de secagem.

---

<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 (151 p.). Agosto, 2016. Trabalho realizado com apoio financeiro do CNPq e da CAPES.

# SOIL ACIDITY AND ALUMINUM FORMS IN INTEGRATED CROP-LIVESTOCK SYSTEM (SOYBEAN-BEEF CATTLE) UNDER NO-TILL IN BRAZILIAN SUBTROPICS<sup>1</sup>

Author: Amanda Posselt Martins

Adviser: Ibanor Anghinoni

## ABSTRACT

The integrated crop-livestock system (ICLS) is a sustainable alternative with high potential of success for an increasing sustainable food demand. However, studies concerning the impacts of animal insertion on aluminum (Al) dynamics and its phytotoxicity are still scarce. In this context, the objective of this research was to verify the impacts of time, liming and methodology analysis on soil Al forms and plants response, in an ICLS under long-term no-till with summer soybean cropping and winter grazing of bovines in Brazilian subtropics. The experiment initiated in 2001 in Southern Brazil, in a clayey Oxisol. The winter pasture was annual ryegrass + black oat and was utilized for grazing (ICLS) or only maintained as cover crops (no grazing). After six years, it was verified a lower content of total Al in soil solution in grazed areas, accompanied by a higher and a lower base and Al saturation, respectively, in soil solid phase. Regardless of this, the prevailing Al forms were found binded by organic compounds, especially when the soil was not recently limed. In turn, soil acidity correction led, in some situations, to the neutralization of Al complexed to organic matter. Nevertheless, the levels of Al<sup>3+</sup> activity were maintained below of the considered as phytotoxic, leading to similar yield among the managements. However, the destruction of soil structure and its drying for soil solution extraction lead to differences in Al species and Al<sup>3+</sup> activity, as compared to undisturbed and undried soil samples.

---

<sup>1</sup> D.Sc. Thesis in Soil Science – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre (151 p.). August, 2016. Research supported by CNPq and CAPES.

## SUMÁRIO

	Pág.
<b>1. INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>1</b>
<b>2. CAPÍTULO I – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>3</b>
2.1. Sistemas integrados de produção agropecuária .....	3
2.1.1. Ressurgência perante o cenário atual de produção de alimentos .....	3
2.1.2. Importância do componente solo e de estudos sobre sua acidez .....	6
2.2. Acidez do solo .....	11
2.3. Dinâmica do alumínio no solo e sua ação fitotóxica .....	15
2.3.1. Hidrólise como fonte de prótons .....	15
2.3.2. Influência de compostos orgânicos .....	18
2.3.3. Fitotoxidez .....	21
2.4. Análise da solução do solo .....	23
2.4.1. Atividade de um íon e força iônica da solução .....	25
2.4.2. Principais ligantes do alumínio .....	27
2.4.3. O uso de programas computacionais para a especiação iônica .....	29
<b>3. CAPÍTULO II – MATERIAL E MÉTODOS GERAL .....</b>	<b>33</b>
3.1. Localização geográfica, clima, solo e histórico da área experimental .....	33
3.2. Tratamentos, delineamento e condução do experimento .....	34
3.3. Dissertações e teses desenvolvidas .....	38
<b>4. CAPÍTULO III – ESTUDOS PRELIMINARES .....</b>	<b>40</b>
4.1. Metodologia para o fracionamento do alumínio na fase sólida do solo .....	40
4.1.1. Extração da fração fortemente ligada à matéria orgânica .....	40
4.1.2. Utilização de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> para oxidação da matéria orgânica do solo .....	42
4.1.3. Definição da metodologia utilizada .....	44
4.2. Equação para determinar a força iônica da solução do solo .....	45
4.3. Modelo de matéria orgânica dissolvida no vMINTEQ .....	49
<b>5. CAPÍTULO IV – ESTUDO 1: FORMAS DE ALUMÍNIO DO SOLO E SUA FITOTOXIDEZ EM UM SISTEMA INTEGRADO DE PRODUÇÃO DE SOJA E BOVINOS DE CORTE EM SEMEADURA DIRETA DE LONGO PRAZO: IMPACTOS DO TEMPO E DA INTENSIDADE DE PASTEJO .....</b>	<b>54</b>
5.1. Introdução .....	54
5.2. Material e métodos .....	56
5.2.1. Obtenção das amostras de solo .....	56
5.2.2. Análises da fase sólida do solo .....	57
5.2.3. Extração e análises da solução do solo .....	57
5.2.4. Determinação do rendimento de grãos da soja e da produção de pasto e carne .....	60
5.2.5. Análises estatísticas .....	60
5.3. Resultados .....	61
5.3.1. Evolução temporal dos principais atributos químicos e espécies e atividade de alumínio na solução do solo ao longo do tempo .....	61
5.3.2. Atributos de acidez, carbono orgânico total e frações de alumínio da fase sólida do solo no início e após nove anos .....	64

5.3.3. Produção média anual de soja, pasto e carne após nove anos.....	68
5.4. Discussão.....	69
5.5. Conclusões.....	72
<b>6. CAPÍTULO V – ESTUDO 2: O PAPEL DA CALAGEM E DO PASTEJO HIBERNAL NAS ESPÉCIES E FRAÇÕES DE ALUMÍNIO DO SOLO E NA PRODUTIVIDADE DA SOJA EM SEMEADURA DIRETA DE LONGO PRAZO</b>	<b>73</b>
6.1. Introdução .....	73
6.2. Material e métodos .....	75
6.2.1. Coleta das amostras de solo .....	75
6.2.2. Análises do solo das fases sólida e líquida.....	76
6.2.3. Determinação do rendimento de grãos da soja .....	76
6.2.4. Análises estatísticas .....	76
6.3. Resultados e discussão.....	77
6.3.1. Atributos de acidez do solo e da sua solução e atividade e espécies do alumínio .....	77
6.3.2. Carbono orgânico e frações de Al da fase sólida do solo .....	84
6.3.3. Rendimento de grãos da soja .....	87
6.4. Conclusões.....	89
<b>7. CAPÍTULO VI – ESTUDO 3: IMPACTOS DA DESTRUIÇÃO DA ESTRUTURA E DA SECAGEM DO SOLO NAS ESPÉCIES E NA ATIVIDADE DO ALUMÍNIO EM SOLUÇÃO</b> .....	<b>90</b>
7.1. Introdução .....	90
7.2. Material e métodos .....	92
7.2.1. Obtenção da solução do solo em amostras deformadas .....	93
7.2.2. Obtenção da solução do solo em amostras indeformadas .....	93
7.2.3. Análises realizadas na solução do solo .....	96
7.2.4. Análises estatísticas .....	96
7.3. Resultados e discussão.....	97
7.3.1. Carbono orgânico dissolvido.....	97
7.3.2. pH da solução .....	99
7.3.3. Teor total, atividade e especiação do alumínio da solução.....	101
7.4. Conclusões.....	105
<b>8. CONCLUSÕES GERAIS</b> .....	<b>106</b>
<b>9. PERSPECTIVAS FUTURAS DE PESQUISA</b> .....	<b>108</b>
<b>10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>109</b>
<b>11. APÊNDICES</b> .....	<b>136</b>
<b>12. RESUMO BIOGRÁFICO</b> .....	<b>151</b>

## RELAÇÃO DE TABELAS

Pág.

<b>Tabela 1.</b> Principais espécies dos cátions metálicos encontrados na solução de solos aerados, em diferentes condições de pH .....	24
<b>Tabela 2.</b> Atributos químicos iniciais do Latossolo Vermelho da área do experimento de integração soja-bovinos de corte (novembro de 2000) .....	34
<b>Tabela 3.</b> Características físicas e químicas dos calcários utilizados nas calagens superficiais realizadas no experimento.....	37
<b>Tabela 4.</b> Histórico de adubações realizadas no experimento, na soja e na pastagem, durante o período de realização dos estudos .....	38
<b>Tabela 5.</b> Teores de alumínio em diferentes camadas de um Latossolo Vermelho sob mata nativa, em amostras utilizadas para teste da metodologia de fracionamento .....	42
<b>Tabela 6.</b> Teores de alumínio de um Latossolo Vermelho, em amostras com diferentes teores de C orgânico total, determinados após sucessivos tratamentos do solo com peróxido de hidrogênio e temperatura elevada para oxidação da matéria orgânica .....	43
<b>Tabela 7.</b> Modelos empíricos para prever a verdadeira (ou efetiva) força iônica da solução do solo usando valores medidos de condutividade elétrica.....	46
<b>Tabela 8.</b> Logaritmo da atividade do $Al^{3+}$ na solução da camada superficial de um Latossolo Vermelho utilizando três diferentes métodos para determinar a sua força iônica, em sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hiberna e condições de acidez do solo .....	49
<b>Tabela 9.</b> Logaritmo da atividade do $Al^{3+}$ na solução de um Latossolo Vermelho utilizando três diferentes modelos de matéria orgânica dissolvida no vMINTEQ, em amostras utilizadas para teste, de um sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte em diferentes épocas e manejos da pastagem hiberna.....	51
<b>Tabela 10.</b> Evolução temporal da proporção da espécie $Al^{3+}$ e do logaritmo de sua atividade na solução da camada superficial de um Latossolo Vermelho em sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hiberna no subtropical brasileiro .....	64
<b>Tabela 11.</b> Atributos de acidez e carbono orgânico total em diferentes camadas de um Latossolo Vermelho no início e após nove anos da adoção de sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hiberna no subtropical brasileiro .....	66
<b>Tabela 12.</b> Produção média anual de grãos de soja, matéria seca de pasto (aveia preta + azevém) e carne bovina em sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hiberna no subtropical brasileiro .....	69

<b>Tabela 13.</b> Atributos químicos da solução da camada superficial de um Latossolo Vermelho afetados pelo pastejo da pastagem hiberna e pela reaplicação superficial de calcário realizada aos nove anos após o início de um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno em semeadura direta de longo prazo, no subtropical brasileiro .....	80
<b>Tabela 14.</b> Rendimento de grãos em três safras de soja afetado pelo manejo da pastagem hiberna e pela reaplicação superficial de calcário realizada aos nove anos após o início de um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno em semeadura direta de longo prazo, no subtropical brasileiro .....	88
<b>Tabela 15.</b> Carbono orgânico dissolvido na solução de um Latossolo Vermelho afetado pelo manuseio das amostras e pelo manejo da pastagem hiberna em um sistema com produção de soja no verão, em áreas com e sem histórico recente de calagem, no subtropical brasileiro .....	97
<b>Tabela 16.</b> Valores de pH da solução de um Latossolo Vermelho afetados pelo manuseio das amostras e pelo manejo da pastagem hiberna em um sistema com produção de soja no verão, independentemente do histórico recente de calagem, no subtropical brasileiro .....	100
<b>Tabela 17.</b> Teores de alumínio total e atividade de sua forma trivalente na solução de um Latossolo Vermelho afetados pelo manuseio das amostras de solo e pelo manejo da pastagem hiberna em um sistema com produção de soja no verão, em áreas com e sem histórico recente de calagem, no subtropical brasileiro .....	102

## RELAÇÃO DE FIGURAS

Pág.

- Figura 1.** Modelo conceitual dos fatores que afetam a dinâmica do alumínio do solo e sua fitotoxicidade no sistema integrado de produção preconizado para terras altas do sul do Brasil.....9
- Figura 2.** Relação do pH do solo com a disponibilidade de nutrientes importantes para o desenvolvimento de plantas e a biomassa dos microrganismos. .... 12
- Figura 3.** Relação entre o pH e a distribuição e a carga média das espécies monoméricas e solúveis de alumínio. .... 17
- Figura 4.** Modelos propostos para a adsorção específica (reação de superfície) do alumínio pela matéria orgânica do solo: proteção física (A) e complexos de esfera interna com um (B) ou dois compostos orgânicos (C). .... 19
- Figura 5.** Representação esquemática do algoritmo empregado nos programas computacionais para especiação iônica de soluções. ....31
- Figura 6.** Vista aérea da área experimental, com distribuição dos tratamentos das diferentes alturas de manejo do pasto (2001) e da reaplicação de calcário (2010). ....35
- Figura 7.** Aspecto geral dos animais e dos pastos (diferentes alturas de manejo da aveia preta + azevém que resultam em diferentes intensidades de pastejo) nos tratamentos do experimento que foram escolhidos para os estudos, durante o mês de setembro de 2012. ....35
- Figura 8.** Diagrama da metodologia empregada para o estudo das frações de alumínio na fase sólida do solo.....45
- Figura 9.** Relação entre a condutividade elétrica medida e a força iônica da solução de um Latossolo Vermelho em amostras utilizadas para teste de três diferentes equações para obtenção da força iônica.....48
- Figura 10.** Distribuição das espécies de alumínio na solução de um Latossolo Vermelho utilizando o modelo de matéria orgânica dissolvida Gaussian DOM (A), SHM (B) e NICA-Donnan (C) no vMINTEQ, em amostras utilizadas para teste de um sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hiberna e em duas épocas.....53
- Figura 11.** Desenho esquemático do conjunto para extração da solução em amostras deformadas de solo pelo método da centrifugação.....59
- Figura 12.** Evolução temporal do pH (A), da força iônica (B), do carbono orgânico (C) e do Al total (D) da solução da camada superficial de um Latossolo Vermelho em sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hiberna no subtropical brasileiro. .... 62
- Figura 13.** Evolução temporal da concentração das espécies de alumínio na solução da camada superficial do solo em sistema integrado de produção de soja

e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hibernal no subtropical brasileiro. ....63

**Figura 14.** Alumínio trocável e não trocável de um Latossolo Vermelho no início e após nove anos da adoção de sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte no subtropical brasileiro, em diferentes manejos da pastagem hibernal na média das camadas de solo (A) e em diferentes camadas de solo na média dos manejos da pastagem hibernal (B) .....67

**Figura 15.** Relação entre o pH da fase sólida e líquida (solução) da camada superficial de um Latossolo Vermelho afetada pelo pastejo da pastagem hibernal e pela reaplicação superficial de calcário realizada aos nove anos após o início de um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno em semeadura direta de longo prazo, no subtropical brasileiro .....78

**Figura 16.** Relação entre o pH e a atividade do alumínio trivalente na solução da camada superficial de um Latossolo Vermelho afetada pelo pastejo da pastagem hibernal e pela reaplicação superficial de calcário realizada aos nove anos após o início de um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno em semeadura direta de longo prazo, no subtropical brasileiro.....79

**Figura 17.** Concentração (A) e distribuição (B) das espécies de alumínio na solução da camada superficial de um Latossolo Vermelho afetada pelo pastejo da pastagem hibernal e pela reaplicação superficial de calcário realizada aos nove anos após o início de um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno em semeadura direta de longo prazo, no subtropical brasileiro .....83

**Figura 18.** Carbono orgânico total da fase sólida de um Latossolo Vermelho em área com (A) e sem pastejo (B) da pastagem hibernal, afetado pela reaplicação superficial de calcário realizada aos nove anos após o início de um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno em semeadura direta de longo prazo, no subtropical brasileiro .....85

**Figura 19.** Frações de alumínio da fase sólida de um Latossolo Vermelho afetadas pelo manejo da pastagem hibernal e pela reaplicação superficial de calcário realizada aos nove anos após o início de um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno em semeadura direta de longo prazo, no subtropical brasileiro .....86

**Figura 20.** Batedor (A) e anéis desenvolvidos com medidas específicas de diâmetro (B) e altura (C) para a coleta de amostras indeformadas de solo para posterior extração da solução. ....94

**Figura 21.** Desenho esquemático do conjunto para extração da solução em amostras indeformadas de solo pelo método da centrifugação. ....96

**Figura 22.** Relação entre o carbono orgânico dissolvido na solução de um Latossolo Vermelho de amostras deformadas e indeformadas de solo, em áreas com diferentes manejos da pastagem hibernal e sem e com reaplicação

superficial de calcário há 30 meses, em um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno, no subtropical brasileiro. ....98

**Figura 23.** Distribuição das espécies de alumínio na solução de um Latossolo Vermelho de amostras deformadas e indeformadas de solo, em áreas com diferentes manejos da pastagem hiberna e sem e com reaplicação superficial de calcário há 30 meses, em um sistema com produção de soja no verão, no subtropical brasileiro..... 104

## RELAÇÃO DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

<b>Ø</b>	Diâmetro
<b>a.C.</b>	Antes de Cristo
<b>CC</b>	Capacidade de campo
<b>CE</b>	Condutividade elétrica
<b>COD</b>	Carbono orgânico dissolvido
<b>CQFS RS/SC</b>	Comissão de Química e Fertilidade do Solo para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina
<b>CTC</b>	Capacidade de troca de cátions
<b>e.g.</b>	<i>Exempli gratia</i> (do latim, “por exemplo”)
<b>et al.</b>	<i>Et alia</i> (do latim, “e outros” neutro plural)
<b>FAO</b>	<i>Food and Agriculture Organization</i> (Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura)
<b>m%</b>	Saturação por alumínio
<b>MO</b>	Matéria orgânica
<b>MS</b>	Matéria seca
<b>PMP</b>	Ponto de murcha permanente
<b>PRNT</b>	Poder relativo de neutralização total
<b>PTMS</b>	Produção total de matéria seca
<b>PV</b>	Peso vivo
<b>PVC</b>	Policloreto de vinila
<b>RS</b>	Rio Grande do Sul
<b>SIPA</b>	Sistema(s) Integrado(s) de Produção Agropecuária
<b>SMP</b>	Shoemaker, McLean & Pratt
<b>TFSA</b>	Terra fina seca ao ar
<b>V%</b>	Saturação por bases

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

Nas regiões tropicais e subtropicais, a semeadura direta com ausência de preparo do solo tem se destacado como uma das estratégias mais eficazes para melhorar a sustentabilidade da agricultura (Landers, 2001; Boddey et al., 2010). A área sob esse sistema já ultrapassa os 32 milhões de hectares no Brasil, apresentando uma expansão exponencial desde 1993 (FEBRAPDP, 2013). No subtropico brasileiro, estima-se que aproximadamente 13 milhões de hectares sejam cultivados em semeadura direta, com culturas estivais como o milho e a soja. No entanto, menos da metade dessa área é cultivada com cereais de inverno (CONAB, 2016). A maioria permanece no período entre safras de verão apenas em pousio ou com culturas de cobertura de alto potencial forrageiro (Gardner & Faulkner, 1991).

A principal razão para os produtores rurais não cultivarem grãos hibernais, como o trigo, é o alto risco de frustração de safra, além do baixo retorno econômico historicamente apresentado, sobretudo no Rio Grande do Sul (RS) devido às recorrentes condições meteorológicas desfavoráveis para essa cultura (Pereira et al., 2007). Já o motivo pelo qual não é feita a exploração pecuária nas áreas onde permanecem as culturas de cobertura, refere-se ao possível efeito negativo dos animais, na cultura de verão subsequente em áreas de semeadura direta. No entanto, diversos trabalhos vêm demonstrando que a integração da lavoura com a pecuária em uma mesma área, constituindo um sistema integrado de produção agropecuária (SIPA), não acarreta em prejuízos para o produtor, quando da boa gestão e adequado manejo da carga animal (Moraes et al., 2014a; Martins et al., 2015a), seja no âmbito econômico e

produtivo (Oliveira et al., 2014) ou nos atributos físicos (Conte et al., 2008; Moreira et al., 2012; Cecagno et al., 2016), químicos (Flores et al., 2008; Martins et al., 2014a) e biológicos do solo (Souza et al., 2010a; Chávez et al., 2011; Silva et al., 2011), assim como nos seus estoques de carbono (Souza et al., 2010b; Assmann et al., 2014).

O SIPA, com a introdução de bovinos de corte no inverno e cultura de grãos no verão, é uma alternativa para extensas áreas do sul do Brasil, propiciando “uma colheita a mais” para o produtor, aumentando a renda, a eficiência do uso da terra e a diversificação das atividades nas propriedades rurais. Estima-se que a metade norte do (RS) tenha potencial para produção de até 700 mil toneladas de peso vivo (PV) por ano, apenas durante o inverno (Carvalho et al., 2015a). Além disso, os SIPA estão entre as estratégias mundiais (Herrero et al., 2010) e nacionais (Gouvello, 2010) de agricultura de baixo carbono para atender à crescente demanda por alimentos.

Entretanto, apesar dos numerosos trabalhos que abordam questões relativas aos SIPA (Moraes et al., 2014b), poucos são os que abordam os efeitos da inserção do animal no sistema em relação à acidez e ao rearranjo dos processos de acidificação, correção da acidez (Flores et al., 2008; Martins et al., 2014 a, b) e dinâmica do Al do solo. Dentre todas as implicações que a acidez do solo acarreta, a fitotoxidez de Al é a mais importante por impedir o desenvolvimento vegetal em 67% dos solos do mundo que são ácidos (Eswaran et al., 1997). O animal em pastejo é tido como elemento catalisador do *continuum* solo-planta-atmosfera, modificando as taxas e os fluxos dos processos, reciclando o material orgânico e determinando a dinâmica dos elementos entre os seus compartimentos (Anghinoni et al., 2013; Moraes et al., 2014a), podendo afetar a dinâmica da matéria orgânica (MO) e da acidez do solo e, conseqüentemente, do Al e da manifestação de sua fitotoxidez.

Assim, se faz necessário o estudo dos processos envolvidos e dos agentes que atuam regulando a dinâmica do Al ao longo do tempo nas diferentes fases do solo, visando à compreensão da resposta das plantas a distintas condições no SIPA, servindo como subsídio para recomendações técnicas e tomadas de decisão do produtor rural. Diante do elucidado, propõe-se como temática de pesquisa o estudo da acidez e das formas de alumínio de um SIPA (soja-bovinos de corte) em semeadura direta no subtropical brasileiro.

## **2. CAPÍTULO I – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1. Sistemas integrados de produção agropecuária**

#### **2.1.1. Ressurgência perante o cenário atual de produção de alimentos**

A exploração conjunta, pelo homem, de plantas e animais domesticados, não é algo novo. Registros de modelos de produção integrada datam de 9.000 a.C., na região situada às margens do rio Jordão (Encyclopedia, 2005), assim como alguns dos sistemas agrários brasileiros dos séculos XVII e XVIII, já naquela época classificados como peculiares e eficazes (Linhares, 1995). Essa forma integrada de se produzir alimentos, com a junção das atividades agrícolas e pecuárias, vem recebendo especial atenção no cenário atual (Wright et al., 2011; Fraser et al., 2014; Bonaudo et al., 2014; Moraes et al., 2014b). Isto porque, com a crescente alta dos preços das *commodities* e da demanda por alimentos (Gilbert & Morgan, 2010), principalmente a partir da década de 1970, o modelo de produção de alimentos preponderante em nível mundial sofreu e vem sofrendo grandes mudanças.

Apesar da área destinada para a produção de alimentos ter sofrido pouco impacto no mundo nos últimos 30 a 40 anos (aumento de apenas 2,4%), o incremento em produção total de cereais, oleaginosas, frutas e vegetais foi de 47% nesse período. Essa “corrida produtivista” levou a grande maioria das propriedades rurais, sejam elas dedicadas à agricultura ou à pecuária, à extrema especialização (Entz et al., 2005) e distanciamento do modelo de agricultura

praticado em eras passadas, entrando em desalinho com o desafio da produção segura e sustentável de alimentos (FAO, 2012). A ênfase desses sistemas foi colocada na eficiência técnica, levando a significativos aumentos de produtividade, alicerçados em operações de alta demanda energética (Kirschenmann, 2007).

Esse processo teve como consequência a degradação do ambiente, com queda de produtividade em muitas regiões e/ou diminuição da eficiência do sistema produtivo, resultado de um manejo baseado principalmente no uso de insumos (pesticidas, fertilizantes, calcário, combustível, entre outros) (Stinner & House, 1988). A baixa utilização dos “insumos de manejo” (controle biológico, ciclagem de nutrientes e acúmulo de carbono) (House & Brust, 1989), devido à baixa diversificação das atividades, distanciou a produção agropecuária do seu papel mimetizador da natureza dentro da paisagem e de bacias hidrográficas. Os insumos de manejo são a base da chamada “agricultura de processos”, que tem como principal diferencial a menor dependência de insumos materiais. A intensificação e a especialização dos sistemas agropecuários, acrescidas da grande entrada de insumos materiais, têm levado a impactos negativos no ambiente, atualmente considerados inaceitáveis pela sociedade. Dentre as consequências, pode-se citar a contaminação das águas, a diminuição das reservas de água subterrânea, a emissão de gases de efeito estufa e a perda da biodiversidade (Franzluebbbers et al., 2011).

Diante do exposto, é imperioso que se passe de uma *agricultura de insumos* para uma *agricultura de processos*, onde o manejo, ao longo do tempo, assume maior importância. São eles (os processos resultantes do manejo) que levarão à condição de alta regulação biótica interna, com a intensificação sustentável promovendo ganhos de eficiência que irão resultar em maior produção de alimentos sem a necessidade de utilização de novas áreas, de mais água ou de outros insumos (Herrero et al., 2010). Nesse cenário, os SIPA – conhecidos na literatura técnica e na linguagem coloquial como *integração lavoura-pecuária* (Carvalho et al., 2014) – vem sendo considerados como uma alternativa eficiente do ponto de vista econômico e ambiental (Keulen & Schiere, 2004; Gliessman, 2006; Russelle et al., 2007; Hendrickson et al., 2008; Wright et al., 2011; Bonaudo et al., 2014; Lemaire et al., 2014), como agroecossistemas sustentáveis. A percepção vigente é de que os SIPA se tratam de raros sistemas

de produção, onde o dilema produção *versus* conservação tem solução compatível com as atuais demandas da sociedade (Carvalho et al., 2015b).

Atualmente, estima-se que cerca de 40% da superfície terrestre não coberta por gelo é ocupada para a produção de alimentos, sendo cerca de 1,5 bilhão de hectares com agricultura e 3,4 bilhões de hectares com pecuária (pastagens) (Foley et al., 2011). Desse total, 50% se encontram em algum nível de integração entre as atividades agrícolas e pecuárias (Bell & Moore, 2012), sendo os SIPA responsáveis pela produção de 75% do leite, 65% da carne bovina e 55% da carne ovina nos países em desenvolvimento (Herrero et al., 2010). Estima-se também que nesses países, os SIPA sejam a base da produção de alimentos, com aproximadamente dois bilhões de pessoas sendo sustentadas por esse modelo de produção (Wright et al., 2011).

Recentemente, a *Food and Agriculture Organization* (FAO), o órgão da Organização das Nações Unidas para a agricultura e alimentação, reconheceu os SIPA como uma das alternativas mais promissoras para a intensificação sustentável da produção de alimentos (FAO, 2010b). Nos ambientes tropicais e subtropicais, o pilar conservacionista do sistema é a ausência de revolvimento do solo (semeadura direta), associado às boas práticas de manejo, com a utilização das pastagens em intensidades de pastejo moderadas e uso eficiente de insumos. Os SIPA são reconhecidos por sua diversificação (aportada nas rotações agrícolas, intercaladas com as fases pastoris), que auxilia na ciclagem e reciclagem de nutrientes e na diminuição de pragas, doenças e plantas indesejáveis. Em nível de propriedade rural, isso resulta em uma maior eficiência do uso de insumos, de maquinário e de pessoal, incrementando a liquidez financeira e a renda na mesma unidade de área e diminuindo o risco da atividade (Carvalho et al., 2015b).

Nos últimos anos, os SIPA vêm sendo reconhecidos e corroborados cientificamente por diversos autores, no que diz respeito à eficiência no uso dos recursos naturais (Wright et al., 2011; Martins et al., 2014a), na produção de serviços ecossistêmicos (Sanderson et al., 2013), na redução dos custos de produção (Ryschawy et al., 2012) com a manutenção de níveis de produtividade elevados (Balbinot Jr. et al., 2009; Moraes et al., 2014a), no maior retorno econômico ao produtor rural (Oliveira et al., 2014), na maior ciclagem de nutrientes (Anghinoni et al., 2013; Assmann et al., 2015) e na melhoria do solo

(Anghinoni et al., 2013; Salton et al., 2014). Grande parte das alterações que ocorrem no solo e/ou no *continuum* solo-planta-atmosfera, e diferenciam os SIPA dos demais sistemas de produção, são mediadas pelo efeito da inserção dos animais no sistema. Isto porque é somente em modelos que integram a pecuária na lavoura (Anghinoni et al., 2013) que surgem novas relações entre os componentes (Carvalho et al., 2015c).

### 2.1.2. Importância do componente solo e de estudos sobre sua acidez

Apesar de o animal ser o grande diferencial dos SIPA, o solo é o componente que vem recebendo especial destaque para a compreensão dos processos envolvidos (Anghinoni et al., 2013; Moraes et al., 2014a, b). Isto porque, além de ser um componente fundamental na produção de alimentos (Lal, 2009), sendo o alicerce e o meio pelo qual boa parte da água e dos nutrientes é absorvida pelas plantas (Marschner, 1995), o solo é também capaz de “armazenar” os impactos de manejo a ele impostos. Assim, o solo é considerado a “memória física” do sistema, sendo o compartimento centralizador dos processos. Enquanto os componentes *planta* e *animal* se alternam, tanto no espaço como no tempo, é o solo que vai incorporando os impactos de longo prazo da sucessão e/ou rotação dos componentes, bem como dos seus manejos (Anghinoni et al., 2015; Carvalho et al., 2015c).

Partindo-se do pressuposto que o animal em pastejo possui o impacto mais importante para a eficiência e o funcionamento dos SIPA, e de que o solo é o componente centralizador dos processos e aquele que captura as modificações, incorporando os impactos de longo prazo, não é de se estranhar que boa parte dos trabalhos desenvolvidos em SIPA nos últimos anos teve o solo como principal objeto de estudo. Segundo Moraes et al. (2014b), de cada quatro trabalhos publicados que envolvam SIPA, um é sobre os impactos no solo. E, destes, a maioria tem como principal variável a diversificação das culturas e, sobretudo, o manejo da pastagem. Nesse contexto, o Brasil é o país que vem se destacando pelo número de trabalhos acerca do tema. A pesquisa brasileira é responsável por 20,4% das pesquisas publicadas, seguida de perto pelos Estados Unidos, com 20,1% dessas participações.

Em território brasileiro, o sul do país é uma das regiões de destaque desses estudos por contar com experimentos de longa duração e grupos de pesquisa consolidados, respondendo por quase 40% da produção científica brasileira na área (Moraes et al., 2014b). Nesse ambiente do subtropical brasileiro, existem basicamente dois modelos principais de SIPA, que integram a pecuária na lavoura, que são preconizados (Anghinoni et al., 2013; Moraes et al., 2014a). Em terras baixas, destaca-se aquele que integra o arroz irrigado no verão com pastejo de inverno e, opcionalmente, também de verão, utilizado principalmente na metade sul do RS (Reis & Saibro, 2004). Porém, é a integração em terras altas, com soja e milho no verão e pastagem de inverno, que vem recebendo especial atenção, dada a sua vasta área de possível aplicação (CONAB, 2016) com desempenho animal (Carvalho et al., 2010; Kunrath et al., 2014) e econômico (Oliveira et al., 2014) já comprovados, sem causar danos às culturas de verão subsequentes (Moraes et al., 2014a).

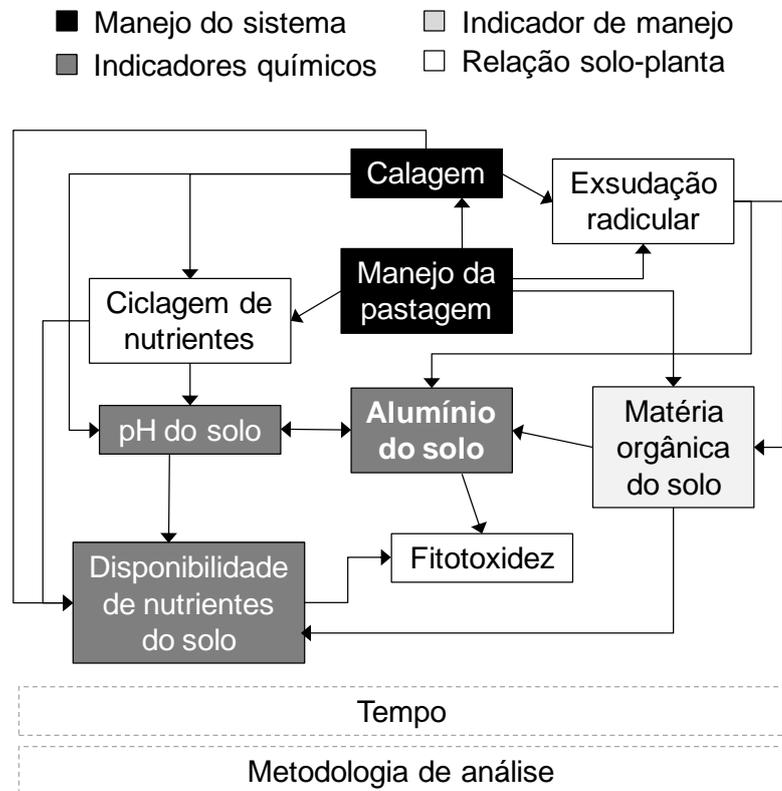
Apesar da grande quantidade de trabalhos, boa parte da abordagem dessas pesquisas trata o solo sob o prisma multidisciplinar, ou seja, composto de várias disciplinas que são abordadas em separado. Esta é a abordagem mais comum das pesquisas da área agropecuária, seguindo a tendência de especialização que os sistemas de produção de alimentos vinham experimentando (Lemaire et al., 2005). No entanto, quando os estudos se aprofundam em determinada área do conhecimento (abordagem disciplinar) ou mesmo diferentes grupos trabalham em cada uma delas (abordagem multidisciplinar), os progressos são limitados e insuficientes para entender os processos que governam os SIPA, além de resultar em resistência à abordagem sistêmica por não conseguir se elevar o conhecimento de forma conexa (Anghinoni et al., 2013). Dada as modificações no funcionamento e na relação dos componentes nos SIPA, eles exigem uma abordagem interdisciplinar, com conexões transversais, para se avançar no conhecimento, agregando subdisciplinas e nucleando-as sob o ponto de vista sistêmico (Carvalho et al., 2010). Apesar da abordagem disciplinar não ser a mais adequada para uma compreensão mais ampla, muito se compreendeu a respeito do impacto dos SIPA nos atributos de solo a partir dela. No caso específico do SIPA para as terras altas do sul do Brasil, os principais resultados obtidos podem ser resumidos em indicadores físicos e hídricos (Conte et al., 2007, 2008, 2011;

Flores et al., 2007; Lanza Nova et al., 2007; Spera et al., 2010; Balbinot Jr. et al., 2011; Spera et al., 2012; Anghinoni et al., 2013, 2015; Cecagno et al., 2016), indicadores biológicos (Souza et al., 2010a; Chávez et al., 2011; Anghinoni et al., 2015), indicadores de manejo (Nicoloso et al., 2008; Souza et al., 2009; Souza et al., 2010b; Conte et al., 2011; Balbinot Jr. et al., 2011; Assmann et al., 2014; Anghinoni et al., 2015; Cecagno, 2015) e indicadores químicos (Carvalho et al., 2005; Flores et al., 2008; Ferreira et al., 2009; Santos et al., 2011; Tatsch, 2012; Costa et al., 2014; Martins et al., 2014a, b; Silva et al., 2014; Martins et al., 2016a).

Até o presente momento, desconhecem-se estudos em SIPA a respeito da dinâmica do Al, um dos elementos responsáveis pelas maiores preocupações em solos ácidos, devido à sua potencial toxidez às plantas. Este é um fato curioso, pois apesar de se afirmar que a grande inovação que a ciência brasileira oferece para o mundo é o uso dos SIPA sob os pilares da agricultura conservacionista, como a semeadura direta (Anghinoni et al., 2013; Carvalho et al., 2015b), que combinada com a rotação de culturas diversificada e os efeitos do pastejo, interage sinergicamente e contribui para novas propriedades no sistema (Carvalho et al., 2010; Moraes et al., 2014b), o Al, que sabidamente tem sua dinâmica modificada pela semeadura direta (Salet et al., 1999; Nolla et al., 2006; Brown et al., 2008; Alleoni et al., 2010), tem recebido pouca atenção nas pesquisas acerca dos SIPA no país.

Apesar do crescente número de publicações acerca dos SIPA no Brasil, poucas delas levam em conta o desenvolvimento de modelos conceituais para a compreensão dos processos envolvidos nas respostas obtidas. A maioria foca apenas nos resultados finais, mensurados por diferentes atributos que são justamente resultantes desses processos; assim, relações de causa-efeito não são possíveis de serem estabelecidas, como foi alertado em um levantamento a respeito da situação da pesquisa em SIPA no Brasil, realizado por Moraes et al. (2014b). Nesse contexto, a dinâmica do Al é um exemplo claro de uma abordagem que requer a interdisciplinaridade, por envolver indicadores químicos e de manejo, assim como processos oriundos da relação solo-planta e do manejo do sistema, conforme exemplificado na Figura 1 para um SIPA e explicado em detalhes no Item 2.3. Além disso, fatores intrínsecos de qualquer pesquisa que leve em conta o componente solo e que muitas vezes passam despercebidas

nos modelos conceituais construídos, como o tempo e a metodologia de análise utilizada – sobretudo quando se busca compreender a resposta das plantas –, também devem ser levadas em conta (Figura 1).



**Figura 1.** Modelo conceitual dos fatores que afetam a dinâmica do alumínio do solo e sua fitotoxidez no sistema integrado de produção preconizado para terras altas do sul do Brasil

Estudos que contemplem a dinâmica do Al em sistemas de produção são importantes para embasar cientificamente critérios para recomendação de calagem tendo-se como base o conhecimento local gerado, tanto em atributos de solo como na resposta das culturas (Anghinoni & Salet, 2000). Em relação aos SIPA, para um modelo com produção de soja no verão e bovinos de corte no inverno, em pasto misto de aveia preta + azevém, já existe o conhecimento isolado de muitos dos fatores que influenciam na dinâmica do Al (Figura 1). Sabe-se que a presença de animais em pastejo durante o período de inverno auxilia na manutenção de um solo menos ácido ao longo do tempo, com maior saturação por bases, menor saturação por alumínio (Martins et al., 2014a) e, em alguns casos, maior pH até a profundidade de 40 cm (Martins et al., 2016a). Esses resultados acarretam em uma maior disponibilidade de nutrientes no solo

nos SIPA (Martins et al., 2014a) e são atribuídos principalmente à capacidade de ciclagem e reciclagem desses sistemas (Anghinoni et al., 2015; Assmann et al., 2015).

Em relação à calagem, o SIPA, com qualquer intensidade de pastejo no inverno, promove a correção do solo até camadas mais profundas quando da aplicação (Flores et al., 2008) e reaplicação superficial de calcário (Martins et al., 2014b) em semeadura direta. No entanto, na dose recomendada pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS RS/SC, 2004) para a região em estudo, o efeito da calagem para alcançar níveis de acidez considerados como adequados para a produção de culturas ( $\text{pH} \geq 5,5$ ; saturação por bases  $\geq 65\%$  e saturação por alumínio  $\leq 10\%$ ) alcança apenas até a profundidade de 10 cm, apesar de haver diferença entre áreas sem e com calagem até 40 cm ou mais para áreas de SIPA (com pastejo). Além disso, respostas da soja à correção do solo só foram observadas em áreas com pastejo intensivo no inverno e em anos com severo déficit hídrico e, no geral, nenhuma relação clara entre os atributos de acidez do solo e o rendimento de grãos da soja foi observada (Martins et al., 2014b).

Por fim, os teores de MO do solo, que também influenciam a dinâmica do Al (McBride, 1994; Vance et al., 1996; Sparks, 2003), são diretamente afetados pela intensidade de pastejo promovida no SIPA, sendo observadas diferenças principalmente nas camadas superficiais (Martins et al., 2014a; Assmann et al., 2014). Assim, se por um lado o SIPA proporciona maior pH e maior concentração de nutrientes (Martins et al., 2014a, 2016a), por outro acumula menos carbono em superfície, se comparado aos sistemas puramente agrícolas (sem pastejo) (Assmann et al., 2014). Daí a importância do estudo do Al, sobretudo pela identificação da resposta da soja à calagem em anos de deficiência hídrica nas áreas pastejadas intensivamente (Martins et al., 2014b). A dinâmica da acidez e do Al necessita ser compreendida em termos dos seus processos químicos básicos, para que o manejo feito no sistema seja baseado em princípios que vão além do conhecimento empírico, cuja relevância normalmente é apenas local (McBride, 1994).

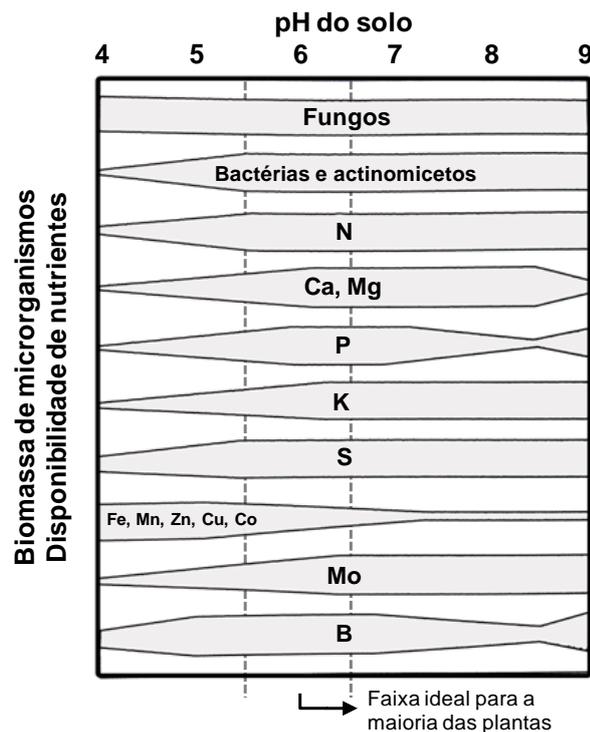
## 2.2. Acidez do solo

As constatações atuais a respeito da natureza dos solos ácidos e de sua importância tem pouca semelhança com aquela em voga no início do século XX. De acordo com Sparks (2003), a acidez do solo foi um dos grandes debates dos químicos de solo, que durou aproximadamente cinco décadas. Em relação ao Al, trabalhos do início do século passado (Hartwell & Pember, 1918; Magistad, 1925) já reconheciam as evidências da associação entre solos ácidos e sua fitotoxidez. Mas apenas a partir da década de 1950 que o que se pode chamar de “conceitos modernos” da acidez do solo, originados na Universidade da Califórnia, começaram a ser estudados (Jenny, 1961). A descoberta mais significativa foi justamente a do papel do Al na acidez dos solos (Low, 1955; Chao & Harward, 1962; Chernov, 1964). Desde então, o Al começou a tomar um papel de destaque nas pesquisas relacionadas à acidez dos solos. Sua dinâmica será abordada em detalhes no Item 2.3.

Atualmente, sabe-se que a acidez é uma característica naturalmente presente em 30 a 40% da área de solos cultiváveis no mundo, o que corresponde a aproximadamente quatro bilhões de hectares. Há cerca de vinte anos, apenas 212 milhões de hectares desse total estavam ocupados com culturas agrícolas (Von Uexküll & Mutert, 1995), justamente devido à alta acidez e baixa disponibilidade de nutrientes que esses solos apresentam naturalmente (McLaren & Cameron, 1996). Grande parte dessas áreas, até então inexploradas, ficam localizadas nos trópicos e subtropicais (Von Uexküll & Mutert, 1995). Especificamente no Brasil, estima-se que a ocorrência de solos com problemas de acidez, nas áreas com potencial para a atividade agrícola, seja quase de 70% (Rosolem, 1990). Nessas regiões, as condições climáticas são adequadas para o desenvolvimento de plantas – ao menos em uma estação do ano. Nos dias atuais, após o domínio do manejo desses solos, estima-se que as áreas naturalmente ácidas exploradas para a produção de alimentos tenham aumentado significativamente, pois essas regiões têm se caracterizado como as principais fronteiras de expansão da agricultura moderna, especializada e de base tecnológica (Borlaug & Dowsell, 1997; Phalan et al., 2013).

Pode-se considerar que a acidez é uma das características mais importantes do solo, tanto que alguns autores a chamam também de “reação do

solo” (McLaren & Cameron, 1996; Tan, 1998; Havlin et al., 2004), sendo o pH um dos atributos mais utilizados para indicação do ambiente químico para as plantas e os microrganismos do solo. Existem poucas reações e/ou habitantes biológicos do solo que não são sensíveis à sua acidez. Assim, compreender como essa característica é controlada, como influencia a disponibilidade de nutrientes e de elementos tóxicos e como afeta as plantas e os animais e, ainda, como pode ser melhorada, é essencial para a conservação e o manejo sustentável dos solos em todo o mundo (Brady & Weil, 2002; Bloom et al., 2005). Isso ocorre pelo fato do pH ser uma variável *master*, coordenando a dinâmica de diversos outros atributos do solo (McBride, 1994), como a mobilidade de íons, o equilíbrio de íons metálicos e as taxas de reações de precipitação e dissolução (Bloom et al., 2005), e influenciando os microrganismos e a disponibilidade de nutrientes no solo (Figura 2).



**Figura 2.** Relação do pH do solo com a disponibilidade de nutrientes importantes para o desenvolvimento de plantas e a biomassa dos microrganismos.

Fonte: desenhado a partir da reprodução de Sparks (2003), que se baseou em Brady (1984).

A acidez do solo é comumente referida, no sentido químico clássico, como a concentração de  $H^+$  em dada solução ou como a concentração relativa de  $H^+$  e  $OH^-$  (Bloom et al., 2005). De fato, o termo correto é atividade, mas admite-se o uso de concentração, pois ambas apresentam valores muito

próximos em soluções com menos de 0,1 mol L<sup>-1</sup> (Tiecher, 2015). Essa concentração é obtida por diferentes relações de solo com água destilada ou soluções salinas, sendo expressa por meio de uma escala de pH que varia de 0 a 14, sendo o pH definido como:

$$\text{pH} = -\log_{10}[\text{H}^+] \quad (\text{Equação 1})$$

Onde [H<sup>+</sup>] é a concentração de íons H<sup>+</sup>, em mol L<sup>-1</sup>. Isto porque, em qualquer solução, o produto das concentrações de H<sup>+</sup> e OH<sup>-</sup> é sempre constante:

$$[\text{H}^+] \times [\text{OH}^-] = 10^{-14} \text{ a } 25^\circ \text{C} \quad (\text{Equação 2})$$

Além do baixo pH, a acidez do solo traz outras implicações, podendo ser relacionada também a uma baixa saturação por bases; uma alta saturação por Al e um desbalanço na disponibilidade de nutrientes no ambiente radicular (Van Breemen, 1991). Os cálculos para determinação da saturação por bases (V%) e por alumínio (m%), em porcentagem e em solos não afetados por sais, são (CQFS RS/SC, 2004):

$$\text{V\%} = \frac{\text{Ca} + \text{K} + \text{Mg}}{\text{Al} + \text{Ca} + \text{H} + \text{K} + \text{Mg}} \times 100 \quad (\text{Equação 3})$$

$$\text{m\%} = \frac{\text{Al}}{\text{Al} + \text{Ca} + \text{K} + \text{Mg}} \times 100 \quad (\text{Equação 4})$$

Esses efeitos podem ser sentidos tanto pelas plantas como pelos microrganismos do solo (Jackson, 1967; Sumner et al., 1991; Wright, 1989; Sparks, 2003). Daí a importância de se corrigir (aumentar) o pH dos solos ácidos (Sposito, 2008), mas observando que grandes aumentos podem acarretar em deficiências de nutrientes como Fe, Cu e Zn (Figura 2). A correção da acidez dos solos passa pela calagem (aplicação no solo de rocha calcítica ou dolomítica moída), uma prática de manejo há muito tempo conhecida (Cato & Varro, 1913), de fácil realização (Barber, 1967) e barata (ABRACAL, 2012). A reação geral que explica a dissolução do material corretivo (no caso, CaCO<sub>3</sub>) com água para formar íons OH<sup>-</sup> é (Thomas & Hargrove, 1984):



As hidroxilas reagem com o H<sup>+</sup> presente no solo, que constitui a chamada acidez ativa (Tan, 1998) ou explícita (McBride, 1994), ou com o H<sup>+</sup> formado a partir da hidrólise do Al (Item 2.3.1) que, junto com outros compostos que liberam H<sup>+</sup> (como radicais carboxílicos da MO e grupos aluminol e ferrol de argilominerais e óxidos), constitui a chamada acidez potencial (Tan, 1998) ou

latente (McBride, 1994). A reação completa do calcário num solo ácido pode ser expressa como (Sparks, 2003):



Assim, pode-se resumir que o produto final da correção é o  $\text{Ca}^{2+}$  trocável (ou também  $\text{Mg}^{2+}$ , no caso de material dolomítico) e o  $\text{Al(OH)}_3$ , além do aumento no pH. Usualmente, a calagem almeja pH ao redor de 6,0 e somente o que se chama de “acidez trocável” é completamente neutralizada (no caso, o Al), restando alguns grupos funcionais da MO e alguns minerais que não são desprotonados (Sparks, 2003).

As causas da acidez do solo podem ser divididas em dois grandes grupos de processos: os naturais e os antropogênicos. Entre os processos naturais, destaca-se a intemperização, com lixiviação de cátions básicos ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  e  $\text{Na}^+$ , principalmente), dessilicação de minerais e permanência de  $\text{Al}^{3+}$  (cátion ácido por ocorrência de sua hidrólise, Item 2.3.1) e prótons ( $\text{H}^+$ ), em locais onde naturalmente a precipitação excede a evapotranspiração. Nas zonas tropicais e subtropicais, essa é a razão preponderante para a larga ocorrência natural de solos ácidos e pouco férteis (Sumner & Noble, 2003). Em sistemas agropecuários, os processos naturais perdem importância porque ocorrem, comumente, em taxas muito menores em comparação aos antropogênicos (Billett et al., 1988). Estes, oriundos das atividades agrícola e pecuária, podem ser divididos em induzidos pelas plantas, induzidos pelo solo e induzidos pelos animais, conforme abordado por Martins (2013).

Além desses processos, estando o solo numa condição de acidez, original ou após a reacidificação, há ação do  $\text{H}^+$  sobre minerais que contêm Al (minerais primários ou secundários, óxidos hidratados e outros componentes coloidais). Com sua dissolução, o Al passa a fazer parte do complexo de troca, deslocando cátions básicos ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  e  $\text{Na}^+$ ), constituindo-se como parte da acidez potencial do solo (Schaeztl & Anderson, 2005; Sposito, 2008), tendo preferência no complexo sortivo tanto pela sua alta valência ( $\text{Al}^{3+}$ ) como pelo seu pequeno tamanho (raio iônico hidratado) (Tan, 1998). Diferentemente dos demais, o  $\text{Al}^{3+}$  é considerado um cátion com caráter ácido, pois responde ao aumento do pH através de sua hidrólise, gerando um  $\text{H}^+$  a cada nova forma hidrolisada (Nordstrom & May, 1996). A dinâmica do Al no solo será abordada em detalhes no próximo item (Item 2.3).

### 2.3. Dinâmica do alumínio no solo e sua ação fitotóxica

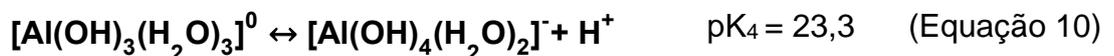
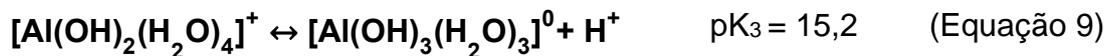
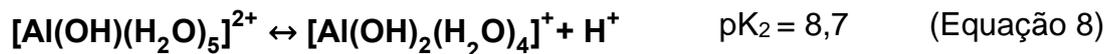
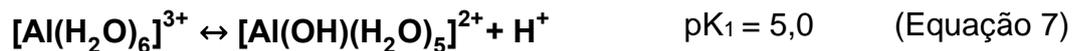
O elemento Al compreende cerca de 7% da crosta terrestre, em peso, e é o terceiro elemento mais abundante do planeta, ficando atrás apenas do oxigênio e do silício. Apesar de ser de ocorrência comum e muito importante como constituinte de materiais inorgânicos da biosfera terrestre, ele é muito raro e usualmente sem importância para componentes vivos. Assim, embora o Al seja encontrado em baixas concentrações em plantas e animais, seu teor total na maioria dos solos é bastante elevado (Lindsay, 1979; Wright, 1989; Jardine & Zelazny, 1996). Em solos ácidos que apresentam valores de pH menores que 5,0, o Al é considerado o principal fator limitante para a produção de alimentos (Foy, 1998). Estimativas indicam que cerca de 40% da área agrícola do mundo tem sua produção restringida pelo Al (Ma et al., 2001) e que, nas regiões de solos ácidos, esse elemento impede o desenvolvimento vegetal em 67% da área (Eswaran et al., 1997).

A origem do Al em solos naturalmente ácidos provém dos processos de intemperismo a quais esses são, comumente, submetidos em altas taxas (Von Uexküll & Mutert, 1995). O que ocorre é a dissolução dos minerais – primários e secundários – devido à diminuição do pH do solo. No entanto, cabe salientar que o mesmo processo ocorre em sistemas agrícolas, por ocasião da sua acidificação. Assim, o Al é liberado para a solução do solo. Essa dissolução do Al, da fase sólida para a fase líquida do solo, torna-o potencialmente fitotóxico como íon  $Al^{3+}$  e é controlada principalmente pelo pH (Coleman & Thomas, 1967; Lindsay, 1979). No entanto, a concentração do Al solúvel pode variar muito, pois também depende da quantidade e do tipo de mineral (mais ou menos cristalino) que está sendo dissolvido e do equilíbrio com as superfícies de troca e das reações de complexação com a MO. Desse modo, a concentração de  $Al^{3+}$  na solução do solo é essencialmente controlada pela fase sólida do solo – seja ela mineral ou orgânica (McBride, 1994; Lindsay & Walthall, 1996).

#### 2.3.1. Hidrólise como fonte de prótons

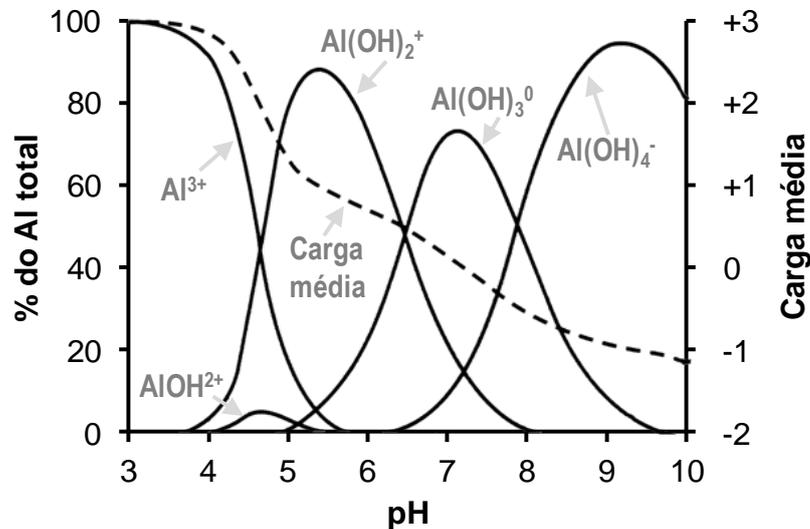
Uma vez em solução e/ou no complexo de troca do solo, o Al passa a fazer parte da acidez potencial do solo, sendo um dos grandes responsáveis pelo

seu poder tampão ácido (McBride, 1994). Isso porque o  $\text{Al}^{3+}$ , como íon aquoso, monomérico (um átomo) e livre, é coordenado por seis moléculas de  $\text{H}_2\text{O}$  numa configuração octaedral (Connick & Poulson, 1957; Akitt et al., 1972) (primeira etapa da Equação 7). De acordo com Nordstrom & May (1996), as moléculas de água formam uma camada de hidratação que é fortemente ligada ao íon  $\text{Al}^{3+}$  por sua alta carga positiva. Devido ao potencial iônico do Al (razão entre a carga e o raio do íon), que é considerado como moderado a elevado ( $> 0,03$  e  $< 0,1$ ), esse elemento tende a polarizar fortemente a água da camada de hidratação, promovendo um processo chamado de hidrólise e o qual terá impacto direto na geração de prótons para o meio (Essington, 2003; Sparks, 2003; Tiecher, 2015). A hidrólise consiste em um processo que ocorre em soluções aquosas, dividindo ou decompondo uma molécula de água da camada de hidratação, formando prótons e uma nova espécie iônica do metal (que, no caso do Al, consistem em hidróxidos de Al) (Equações 7, 8, 9 e 10).



Como se observa, a hidrólise do Al é progressiva, visando manter o equilíbrio de dissociação (Nordstrom & May, 1996) e tendo, portanto, relação direta com o pH do meio. Isso ocorre porque, em soluções ácidas, a atividade do  $\text{H}^+$  é alta e a dissociação dos prótons a partir das camadas de hidratação do Al não é favorecida. Porém, com o incremento do pH, a atividade protônica vai diminuindo e, para manter o equilíbrio de dissociação, o processo de dissociação de prótons das águas de hidratação começa a ser favorecido (Tiecher, 2015). Em outras palavras, o Al “responde”, por meio de sua hidrólise, a qualquer aumento de pH do meio, essencialmente servindo como um gerador de prótons para a solução a partir da formação de suas formas hidroxiladas (Figura 3). Por isso, o Al tem uma importância fundamental para a acidez potencial do solo (McBride, 1994; Tan, 1998; Sparks, 2003). Assim, numa solução com ausência de ligantes – exceto  $\text{OH}^-$  – há preponderância do  $\text{Al}^{3+}$  em valores de pH até próximo de 4,5; do  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$  entre 4,5 e 6,0; e do  $\text{Al}(\text{OH})_3^0$  entre 6,0 e 8,0; sendo

que a forma  $\text{Al(OH)}_4^-$  é a que predomina em pH acima de 8,0 e a forma  $\text{AlOH}^{2+}$  não é predominante em nenhuma faixa de pH (Figura 3) (Essington, 2003).



**Figura 3.** Relação entre o pH e a distribuição e a carga média das espécies monoméricas e solúveis de alumínio.

Fonte: desenhado a partir da reprodução de Sparks (2003) que se baseou em Marion et al. (1976).

Nos estudos de solos, o Al trocável é comumente associado à forma hexaidratada do íon Al trivalente, que estaria associado à fase sólida do solo nas superfícies de cargas negativas de minerais e da MO. Assim, o  $\text{Al}^{3+}$  trocável é facilmente deslocado com solução salina não tamponada, como KCl,  $\text{CaCl}_2$  ou  $\text{BaCl}_2$ . O extrator mais utilizado no mundo é o KCl  $1 \text{ mol L}^{-1}$ , sendo concentrado o bastante para remover o Al e apresentando pH baixo o suficiente para também mantê-lo solúvel (Sparks, 2003). No entanto, a forma livre ( $\text{Al}^{3+}$ ) ou hidroxilada do Al monomérico pode compreender apenas uma pequena fração do total da solução do solo. Isto porque o Al se caracteriza como um metal com alto poder ligante, podendo estar complexado com espécies inorgânicas (como  $\text{F}^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ , por exemplo) ou orgânicas (como ácidos orgânicos e substâncias húmicas) (Nordstrom & May, 1996; Sparks, 2003). De fato, a influência do pH no comportamento do Al no solo é extremamente modificada pela presença de compostos orgânicos, seja como compostos simples ou complexos (Van Hees et al., 2000; Brown et al., 2008; Alleoni et al., 2010) ou seja na fase sólida ou líquida do solo (Salet, 1998; Alleoni et al., 2010). Assim, uma das formas de Al que mais vem chamando atenção de pesquisas da área agrônômica e ambiental

nos últimos anos é o Al ligado a compostos orgânicos, tanto na fase sólida como líquida do solo. Isto porque muitos aspectos da química do Al em solos são influenciados por reações que envolvem compostos orgânicos, sendo a complexação do Al por esses compostos de primordial importância em regular os níveis do  $Al^{3+}$ , a forma de Al mais tóxica às plantas (Vance et al., 1996).

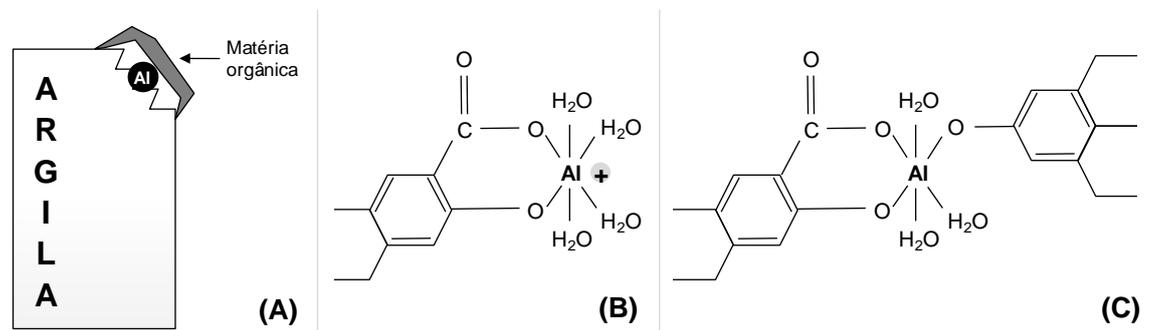
### 2.3.2. Influência de compostos orgânicos

Estudos focados na área agrônômica iniciaram a verificar a influência da MO e também testar a adição de materiais e/ou compostos orgânicos, objetivando compreender o seu efeito sobre a dinâmica do Al (Hoyt & Turner, 1975; Hargrove & Thomas, 1981; Hue et al., 1986; Hue & Amien, 1989; Kinraide, 1991; Hue, 1992; Wong et al., 1995; Vieira et al., 2008b, c, 2009). É importante salientar que o papel benéfico da MO, em complexar e indisponibilizar o Al, se restringe a valores de pH ácidos, podendo apresentar um comportamento inverso em solos corrigidos e com pH próximo à neutralidade, solubilizando o Al e aumentando a sua fitotoxidez (Farina et al., 1980; Hargrove, 1986; Vance et al., 1996). No entanto, o pH não pode ser tão baixo a ponto de inibir a dissociação dos grupamentos da MO responsáveis por realizar a ligação com o Al (McBride, 1994).

De acordo com Vance et al. (1996), o Al pode se ligar aos grupos de superfície da MO através de quatro tipos de ligação: 1) pontes de hidrogênio; 2) atração eletrostática; 3) ligação coordenada com um grupo doador; e 4) ligação coordenada com mais de um grupo doador (quelatação). O primeiro e o segundo grupo formam os modelos de adsorção de superfície chamados de **íons da camada difusa** e **complexo de esfera externa**, respectivamente. Já o terceiro e o quarto, seriam responsáveis pela ligação do tipo **complexo de esfera interna**. Quando um íon (no caso, o Al) neutraliza as cargas de superfície da MO de uma maneira não localizada, o tipo de adsorção é denominado de íon da camada difusa. Já quando essa interação não é “ao acaso”, mas ocorre sem alteração da camada de hidratação do Al, é chamado de complexo de esfera externa ou par iônico; e, por fim, quando a ligação ocorre alterando e/ou removendo a camada de hidratação do Al, ocorre o tipo complexo de esfera interna ou complexo iônico (Sposito, 2008; Tiecher, 2015). Já existem evidências

de que a MO forma complexos de esfera interna de superfície com cátions polivalentes, como o Al (Stevenson, 1994; Hering, 1995). No entanto, vale salientar que a definição de complexo de esfera externa e interna são modelos simplificados, pois um complexo pode estar em mudança contínua de classificação dependendo das condições do ambiente.

Na Figura 4 são apresentados possíveis modelos para a adsorção específica (reação de superfície) do Al com a MO do solo, tanto na forma de uma espécie de proteção “física” (*coating*) sobre bordas de argilas ou óxidos de Al (Figura 4A), como formando complexos de esfera interna, rompendo com a camada de hidratação e formando ligações coordenadas, com uma (Figura 4B) ou duas moléculas orgânicas (Figura 4C). Esses ligantes orgânicos, por sua vez, podem estar ligados a superfícies positivas, como de óxidos ou minerais de argila (Salet, 1998). Cabe salientar que esses são apenas alguns dos modelos propostos. Vance et al. (1996) apresentam quase 40 tipos diferentes de estruturas (modelos) de como pode ocorrer a complexação do Al com a MO.



**Figura 4.** Modelos propostos para a adsorção específica (reação de superfície) do alumínio pela matéria orgânica do solo: proteção física (A) e complexos de esfera interna com um (B) ou dois compostos orgânicos (C).

Fonte: desenhado a partir de Salet (1998).

Para entender a dinâmica desse processo em diferentes condições, algumas metodologias espectroscópicas de análise vêm sendo utilizadas, como a espectroscopia de ressonância magnética nuclear (tanto do <sup>13</sup>C como do <sup>27</sup>Al) (Vance et al., 1996) e, mais recentemente, a espectroscopia de infravermelho e de absorção de raios-X (Hagvall et al., 2015). No entanto, os métodos mais utilizados nos trabalhos da área agrônômica vêm sendo aqueles que buscam identificar a complexação do Al por compostos orgânicos da fase sólida do solo são os fracionamentos, que podem ser divididos em dois tipos: 1) de múltiplas

extrações únicas, onde uma mesma amostra de solo é fragmentada e cada subamostra tem o Al extraído por soluções com diferentes poderes de extração (Bertsch & Bloom, 1996; Salet, 1998; Álvarez et al., 2002; Drabek et al., 2003; Walna et al., 2005a; Vieira et al., 2008c; Alleoni et al., 2010; Álvarez et al., 2012); e 2) de extração sequencial, onde uma mesma amostra de solo é submetida a sucessivas e ordenadas extrações, começando com o uso do extrator mais fraco e chegando, por último, naquele com maior poder de extração (Zerbe et al., 1999; Sutherland & Tack, 2002; Walna et al., 2005 a, b; Vieira et al., 2008c). No fracionamento com extração sequencial, comumente são utilizados os mesmos métodos empregados para elementos-traço poluentes, com algumas modificações. Porém, conforme salientado e testado por Vieira et al. (2008c), a interação química do Al com os minerais e as frações orgânicas do solo é diferente desses elementos e, até o momento, o fracionamento com múltiplas extrações únicas tem sido o mais recomendado e utilizado.

Nesse sentido, extratores que vão além do Al trocável (comumente extraído com  $\text{KCl } 1 \text{ mol L}^{-1}$ ) são adequados. Bloom et al. (1979) e Oates & Kamprath (1983) observaram, usando a técnica de Skeen & Sumner (1967), que o  $\text{LaCl}_3 \text{ } 0,33 \text{ mol L}^{-1}$  extrai teores significativamente maiores de Al e que a quantidade extraída era maior em solos orgânicos, se comparado a solos minerais. Juo & Kamprath (1979) sugeriram o uso de  $\text{CuCl}_2 \text{ } 0,5 \text{ mol L}^{-1}$  como extrator para estimar o Al potencialmente reativo em solos e, atualmente, as pesquisas vem considerando essa fração, subtraída pela fração do  $\text{KCl } 1 \text{ mol L}^{-1}$ , como o Al ligado à MO que poderia voltar a ser disponibilizado e/ou voltar à sua forma trocável (“lábil”) (Salet, 1998; Vieira et al., 2008c; Alleoni et al., 2010; Álvarez et al., 2012). De acordo com Urrutia et al. (1995), pode-se considerar que o Al extraído pelo  $\text{CuCl}_2$  está em um complexo de baixa a média estabilidade. Essa fração é de extrema importância para o estudo do Al, pois muitas vezes é ela quem controla a sua solubilidade e, conseqüentemente, sua disponibilidade para as plantas, além de que muitas vezes o menor teor de Al trocável pela presença da MO não necessariamente significa que está ocorrendo uma complexação de esfera interna, mas sim o Al está apenas fracamente retido nas cargas superficiais (complexo de esfera externa), devido à alta capacidade de troca de cátions (CTC) dos compostos orgânicos (Jardine & Zelazny, 1996).

Esses métodos analíticos têm sido utilizados nas pesquisas da área agronômica nos últimos anos porque a complexação do Al com compostos orgânicos é a provável explicação para o que estudos em condições de campo, em áreas sem o revolvimento do solo (semeadura direta), vêm mostrando. Nessas áreas, sobretudo nas de longo prazo, há uma dinâmica distinta da observada no preparo convencional, no que diz respeito à presença de Al fitotóxico (Salet, 1998; Salet et al., 1999; Nolla & Anghinoni, 2006; Zambrosi et al., 2007a, b; Brown et al., 2008; Caires et al., 2008a; Zambrosi et al., 2008; Alleoni et al., 2010; Giongo & Bohnen, 2010; Spera et al., 2014), ou seja, o manejo do solo tem influência direta na ação fitotóxica do Al.

### 2.3.3. Fitotoxidez

A fitotoxidez de Al é uma das maiores preocupações existentes para a produção de alimentos em solos ácidos (Foy, 1984; Von Uexküll & Mutert, 1995; Eswaran et al., 1997). O sintoma mais evidente da fitotoxidez de Al é a redução do crescimento radicular, bem como alterações na sua morfologia (Delhaize & Ryan, 1995). O alongamento do eixo principal é inibido e as raízes se tornam aparentemente grossas, curtas, amarronzadas, frágeis e ocasionalmente necróticas. Daí se desenvolvem outros sintomas, como a diminuição do crescimento da parte aérea e a deficiência de água e nutrientes (Foy, 1984; Jones & Kochian, 1995; Barceló & Poschenrieder, 2002; Ma & Furukawa, 2003; Rossiello & Jacob Neto, 2006; Panda et al., 2009; Horst et al., 2010). Por isso, não existe um único sintoma para ser usado como um bom indicador de sua fitotoxidez (Menzies, 2003).

No entanto, conforme abordado anteriormente, o que vem se observando é uma falta de resposta das plantas às melhorias nas condições de acidez do solo em condições de semeadura direta, sobretudo de longo prazo. Uma das características da semeadura direta é justamente o aumento gradual no teor de MO ao longo do tempo, acarretando no aumento do número de cargas negativas do solo (Bayer & Mielniczuk, 1997; Bayer et al., 2000, 2002; Liu et al., 2006; Franzluebbbers & Stuedemann, 2008; Sá et al., 2009; Segnini et al., 2013) e, conseqüentemente, complexação do Al na fase sólida orgânica. Além disso, com a minimização de perdas de solo e de nutrientes por erosão devido ao

menor revolvimento, ocorre a formação de um gradiente químico no perfil do solo devido ao acúmulo de nutrientes na sua superfície (Sá et al., 2009; Costa et al., 2010; Martins et al., 2014a). Tal acúmulo interfere no equilíbrio entre fase sólida e líquida do solo, refletindo em maiores conteúdos de íons dissolvidos na solução e, por consequência, maior força iônica (Salet, 1994), que também interfere diretamente na dinâmica do Al, definindo sua atividade e potencial fitotóxico (Menzies, 2003; Rossiello & Jacob Neto, 2006). Assim, nas áreas de semeadura direta observa-se baixa ou nula resposta à calagem em muitas situações, mesmo em solos com teores de Al (mensurado na forma trocável extraído por KCl 1 mol L<sup>-1</sup> ou pela sua saturação na CTC efetiva do solo) tidos como críticos no preparo convencional (Caires et al., 1998, 2002a,b, 2003, 2005, 2006a,b, 2008b, 2011; Pottker & Ben, 1998; Anghinoni & Salet, 2000; Kaminski et al., 2000; Moreira et al., 2001; Schoninger et al., 2010), sobretudo em anos de adequada precipitação hídrica (Caires et al., 2008; Joris et al., 2013; Martins et al., 2014b).

Desta forma, a mera análise dos componentes trocáveis da fase sólida do solo não está sendo suficiente para entender, explicar e justificar os resultados obtidos. Essencialmente, a ocorrência de sintomas e danos devido à fitotoxidez de Al em solos ácidos depende da atividade em solução das formas tóxicas desse elemento (Kinraide, 1997). Vários autores concluíram que a fitotoxidez do Al, mensurado pela taxa de crescimento das raízes, pode ser mais bem predita pela atividade dos íons Al<sup>3+</sup> em solução (Pavan et al., 1982; Cameron et al., 1986; Wright & Wright, 1987; Parker et al., 1988; Alva & Edwards, 1990). O Al<sup>3+</sup> em solução depende da complexação por ligantes orgânicos e inorgânicos e do controle da fase sólida do solo em relação à solubilidade do Al (Ownby & Popham, 1989; Alva et al., 1991; Kinraide, 1997). Nem todas as espécies e/ou formas de Al são fitodisponíveis, e nem todas as fitodisponíveis são fitotóxicas (Kinraide, 1997; Matus, 2007). Nesse contexto, a determinação de diferentes frações do Al na fase sólida (Item 2.3.2), assim como a análise da solução (fase líquida) do solo (Item 2.4), por ser o meio onde ocorrem as principais reações químicas do solo e de onde as plantas absorvem nutrientes, seriam alternativas adequadas para a compreensão da sua dinâmica no solo e da real fitotoxidez do Al (Bell & Edwards, 1990; Wolt, 1994).

## 2.4. Análise da solução do solo

O conceito de solução do solo foi apresentado pela primeira vez por Hilgard (1912), sendo aprofundado ao longo dos anos por outros pesquisadores (Marbut, 1935; Joffe, 1949; Adams, 1974). Apesar disso, a química da solução do solo propriamente dita, emergiu como um ramo da química do solo somente nos anos 1960. Isso ocorreu pela convergência de duas linhas de pesquisa investigadas pelos químicos de solo durante décadas: 1) a que tratava a solução do solo como o meio natural para o crescimento das plantas, que foi a responsável por desenvolver e verificar metodologias para obter e analisar a “verdadeira” solução do solo; e 2) a aplicação da teoria das soluções eletrolíticas para soluções de solo, que permitia que sua composição fosse expressa tanto no sentido conceitual como prático (Wolt, 1994).

De forma sintetizada e simples, pode-se resumir o conceito de solução do solo como a fase líquida aquosa do solo. Como conceito de sistema, tem-se a solução do solo como um sistema aberto, dinâmico e que troca matéria e energia com os demais componentes do solo (fase sólida e gasosa do solo, raízes de plantas, microrganismos, etc.). Por isso, os elementos que se encontram dissolvidos nela apresentam, além de uma alta reatividade, uma dinâmica muito grande, no tempo e no espaço, sendo influenciados pela cinética de várias reações, como o equilíbrio entre ácido e base, complexação e trocas iônicas, oxirredução, precipitação e dissolução de sólidos (Wolt, 1994). De acordo com Essington (2003), a solução do solo é indiscutivelmente a fase mais importante do solo. Assim, a sua análise, por ser o meio onde ocorrem as principais reações químicas do solo e de onde as plantas absorvem nutrientes (“ambiente químico das raízes das plantas”), é uma alternativa quando se busca a compreensão dos processos envolvidos e nas respostas observadas que são resultantes das inter-relações planta-solo-água, sobretudo em termos quantitativos (Tan, 1998).

Além disso, vale salientar que o conceito de solução do solo é diferente do de água do solo e, embora a sua definição anteriormente apresentada pareça simples, obter a real solução do solo para estudos dos seus processos é consideravelmente difícil na prática por sua composição variar de acordo com a umidade do solo (especialmente em solos com baixo poder

tampão) e não ser possível medir os seus componentes *in situ*. Por isso, a solução do solo é muitas vezes definida operacionalmente pelo método em que é obtida, e não apenas conceitualmente (Wolt, 1994).

Na solução do solo, grande parte dos solutos são íons que ocorrem tanto na forma livre e hidratada (no caso do  $\text{Al}^{3+}$ , como  $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ ) como na forma complexada com ligantes orgânicos e inorgânicos (Item 2.4.2). Estima-se que, em média, a solução do solo contenha entre 100 e 200 complexos solúveis, muitos deles envolvendo cátions metálicos. De acordo com Sposito (2008), o maior efeito do pH nesses complexos é favorecer a maior proporção de cátions metálicos livres e ânions protonados em condições ácidas e, em condições alcalinas, complexos carbonatados ou hidroxilados (Tabela 1).

**Tabela 1.** Principais espécies dos cátions metálicos encontrados na solução de solos aerados, em diferentes condições de pH

Cátion metálico	Principais espécies na solução	
	Solo ácido	Solo alcalino
$\text{Al}^{3+}$	Al-org., $\text{Al}(\text{OH})_n^{3-n}$	$\text{Al}(\text{OH})_4^-$
$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Ca}^{2+}$ , $\text{CaHCO}_3^-$ , Ca-org.
$\text{Cu}^{2+}$	Cu-org.	$\text{CuCO}_3^0$ , Cu-org.
$\text{Fe}^{2+}$	$\text{Fe}^{2+}$	$\text{FeCO}_3^0$ , $\text{Fe}^{2+}$ , $\text{FeHCO}_3^+$
$\text{Fe}^{3+}$	$\text{FeOH}^{2+}$ , $\text{Fe}(\text{OH})_3^0$ , Fe-org.	$\text{Fe}(\text{OH})_3^0$ , Fe-org.
$\text{K}^+$	$\text{K}^+$	$\text{K}^+$
$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$
$\text{Mn}^{2+}$	$\text{Mn}^{2+}$	$\text{Mn}^{2+}$ , $\text{MnHCO}_3^+$
$\text{Na}^+$	$\text{Na}^+$	$\text{Na}^+$
$\text{Zn}^{2+}$	$\text{Zn}^{2+}$	$\text{ZnHCO}_3^+$ , Zn-org., $\text{Zn}^{2+}$

Fonte: Sposito (2008).

Em relação a esses cátions metálicos (Tabela 1), algumas considerações importantes podem ser feitas, de acordo com Essington (2003):

- *Para os cátions trivalentes, espécies livres podem ser de pouca significância na solução do solo, especialmente se o pH estiver na faixa entre 6,0 e 8,0.*
- *Para os cátions divalentes, as espécies livres do metal irão ocorrer na solução do solo em uma ampla faixa de pH. No entanto, as concentrações das espécies livres diminuem com o aumento do pH.*

- *Os cátions livres e um ou mais produtos da hidrólise podem coexistir em uma solução, dependendo do pH.*

- *Nem todos os produtos da hidrólise irão predominar em uma solução: por exemplo,  $Al(OH)_3^0$  e  $CuOH^+$  são formados, mas são espécies minoritárias em todas as condições de pH.*

Além dos cátions metálicos citados, existem outros íons de grande interesse para a química da solução do solo: 1) outros cátions não-metálicos, como o  $NH_4^+$ ; 2) principais ânions, como  $NO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$  e  $Cl^-$  (e  $HCO_3^-$  e  $CO_3^{2-}$  em solos com  $pH > 9,0$ ); e 3) ânions pouco solúveis, como o  $H_2PO_4^-$  e o  $HPO_4^{2-}$ . De acordo com Wolt (1994), a determinação das concentrações totais de Al, Ca, Mg, K,  $NO_3$ , Cl,  $SO_4$  e do carbono orgânico dissolvido (COD), além do pH, é suficiente para descrever a composição da solução do solo na grande maioria dos solos ácidos. Esses dados também são necessários quando aproximações computacionais são utilizadas para modelar a especiação iônica (Item 2.4.3), definindo os métodos de cálculo da atividade dos íons e da força iônica da solução do solo (Item 2.4.1) (Wolt, 1994).

#### 2.4.1. Atividade de um íon e força iônica da solução

A atividade de um íon é uma das informações mais valiosas que a análise da solução do solo pode fornecer, especialmente no caso do Al, onde a atividade da sua espécie mais fitotóxica ( $Al^{3+}$ ) pode prever a resposta das plantas (Item 2.3.3). Como as soluções do solo são tratadas como sistemas não ideais, com interação entre os eletrólitos nela dissolvidos (soluto-soluto e soluto-solvente), as propriedades coligativas delas não são dependentes da concentração dos íons, mas sim, da sua atividade (Essington, 2003). Por isso, a atividade de um íon também vem sendo chamada de “concentração real”, “concentração efetiva” ou ainda “disponibilidade biológica” (Salet, 1998). A atividade de uma espécie iônica é sempre relativa à sua concentração, sendo resultado do produto da concentração e do coeficiente de atividade ( $\gamma_i$ ):

$$(i) = [i] \times \gamma_i \quad (\text{Equação 11})$$

Onde “(i)” é a atividade da espécie i; “[i]” é a concentração da espécie i e “ $\gamma_i$ ” é o coeficiente de atividade para a espécie i (Sparks, 2003; Sposito, 2008). Desse

modo, diz-se que o grau de desvio do  $\gamma_i$  de uma unidade (1,00) indica o grau de desvio da idealidade (Essington, 2003).

No entanto, apesar da simplicidade aparente da Equação 11, é impossível medir a atividade individual dos íons em uma solução. Por isso, para obter o coeficiente de atividade, diferentes métodos teóricos e empíricos foram propostos, sendo que as expressões mais utilizadas são a de Debye-Hückel, na sua versão simples (Equação 12) e estendida (Equação 13), e a de Davies (Equação 14):

$$\log \gamma_i = -A Z_i^2 \sqrt{I} \quad (\text{Equação 12})$$

$$\log \gamma_i = \frac{-A Z_i^2 \sqrt{I}}{(1 + B \alpha_i \sqrt{I})} \quad (\text{Equação 13})$$

$$\log \gamma_i = -A Z_i^2 \left( \frac{\sqrt{I}}{(1 + \sqrt{I})} - 0,3 I \right) \quad (\text{Equação 14})$$

Onde “A” é a constante de temperatura (0,5116 a 25°C), “Z<sub>i</sub>” é a carga da espécie i, “I” é a força iônica da solução, “B” é outra constante de temperatura (0,33 x 10<sup>10</sup> a 25°C) e “α<sub>i</sub>” é o diâmetro efetivo do íon i em solução (em angstroms).

A versão simples de Debye-Hückel é aplicável para soluções muito diluídas (até 0,01 mol L<sup>-1</sup>), ao passo que a sua versão estendida já se aplica para soluções mais concentradas (até 0,1 mol L<sup>-1</sup>), e a de Davies se adapta para soluções ainda mais concentradas (até 0,5 mol L<sup>-1</sup>) (Essington, 2003). A equação de Davies (Equação 14), por se apropriar a uma faixa muito maior de força iônica da solução e necessitar de um número menor de parâmetros, é a que vem sendo mais utilizada dentre as três (Essington, 2003).

Como se observa, a atividade de um íon é altamente dependente da sua respectiva carga e da força iônica da solução, uma vez que os parâmetros “Z<sub>i</sub>” e “I” estão presentes em todas as equações propostas (Equações 12, 13 e 14). De fato, quanto maior a valência de um íon, mais afetada é a sua atividade pela força iônica da solução, por isso sendo o Al trivalente um dos mais afetados (Sparks, 2003). A força iônica é definida como:

$$I = \frac{1}{2} \sum_i C_i Z_i^2 \quad (\text{Equação 15})$$

Onde “C<sub>i</sub>” é a concentração (em mol L<sup>-1</sup>) da i-ésima espécie e o Σ se estende a todos os íons em solução. No entanto, também como é praticamente impossível medir as concentrações de todos os íons na solução do solo, para obter a real

força iônica da solução do solo pela Equação 15, aproximações desta com a CE da solução do solo vêm sendo propostas, como correlações positivas e significativas, expressas como modelos de regressão, com altos coeficientes de determinação (Griffin & Jurinak, 1973; Marion & Babcock, 1976; Gillman & Bell, 1978; Pasricha, 1987; Alva et al., 1991; Wolt, 1994).

#### 2.4.2. Principais ligantes do alumínio

Dentre os principais cátions e ânions presentes na solução do solo, o  $\text{Al}^{3+}$  é aquele que apresenta a mais negativa entalpia de hidratação ( $\Delta H_h = -4660 \text{ kJ mol}^{-1}$ ), ou seja, o maior grau de hidratação iônica (Burgess, 1978; Essington, 2003). Isso lhe confere, conforme abordado anteriormente, um grande favorecimento energético na formação de espécies hidratadas em solução, sendo considerado, dentre os íons da solução do solo, o mais reativo hidroliticamente (Wolt, 1994). Assim, o Al em solução pode estar na sua forma livre ( $\text{Al}^{3+}$ ) ou hidroxilada ( $\text{AlOH}^{2+}$ ;  $\text{Al(OH)}_2^+$ ;  $\text{Al(OH)}_3^0$ ;  $\text{Al(OH)}_4^-$ ), devido ao processo de hidrólise que esse elemento sofre, que é diretamente dependente do pH do meio (Item 2.3.1). No entanto, na presença de outros ânions em solução – além do  $\text{OH}^-$  – a distribuição das espécies resultantes da hidrólise (Figura 3) é modificada, dependendo do tipo de ânion e de sua constante de equilíbrio de ligação com o Al. Isso ocorre devido à alta carga, baixo raio iônico e eletronegatividade relativamente alta do Al que tem, assim, tendência de estar ligado a um ânion na solução do solo (Wolt, 1994; Lindsay & Walthall, 1996).

Os principais **ligantes inorgânicos** do Al em solução são: fluoreto ( $\text{F}^-$ ), sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), fosfato ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). Dentre eles, o fluoreto é o que forma complexos mais fortes com o Al, particularmente em solos ácidos onde a atividade do  $\text{Al}^{3+}$  é alta (David & Driscoll, 1984; Nordstrom & May, 1996; Zambrosi et al., 2007b; Álvarez et al., 2012; Berger et al., 2015). No entanto, em atividades do fluoreto menores que  $10^{-8} \text{ mol L}^{-1}$ , esses complexos perdem importância; ao passo que quando a atividade do fluoreto for de  $10^{-4} \text{ mol L}^{-1}$ , a atividade do complexo entre Al e  $\text{F}^-$  aumenta para  $10^6$  vezes mais do que a do  $\text{Al}^{3+}$  (Lindsay & Walthall, 1996). Em relação ao sulfato, as constantes de estabilidade para complexos com o Al são menores se comparado com o ligante fluoreto (Behr & Wendt, 1962; Roberson & Hem, 1969, Lindsay & Walthall, 1996),

mas a abundância do  $\text{SO}_4^{2-}$  no solo pode aumentar a proporção de complexos do Al com esse íon, em comparação ao  $\text{F}^-$  (Burrows, 1977; Wolt, 1994; Nolla & Anghinoni, 2006; Alleoni et al., 2010). Já o ligante fosfato, embora seja importante e em particular a forma  $\text{AlHPO}_4^+$  (Lindsay & Walthall, 1996), a formação dos complexos também não é observada em grande parte dos trabalhos, pois a atividade do fosfato em solução – sobretudo em solos ácidos – é muito baixa, impedindo a formação do complexo mesmo com aplicações de altas doses de P (até  $2.560 \text{ mg L}^{-1}$ ) (Nolla & Anghinoni, 2006). Por fim, o complexo com nitrato ( $\text{Al}(\text{NO}_3)_3^0$ ) praticamente não contribui para as formas do Al em solução. De acordo com Lindsay & Walthall (1996), os complexos do Al com ligantes inorgânicos seguem a seguinte ordem de estabilidade:  $\text{AlF}_2^+ < \text{AlSO}_4^+ < \text{AlH}_2\text{PO}_4^{2+}$ .

Apesar dos ligantes inorgânicos serem importantes e merecerem serem quantificados no estudo da química do Al em solução, são os **ligantes orgânicos** que influenciam de forma majoritária na dinâmica do elemento, conforme já abordado no Item 2.3.2. O Al forma complexos estáveis com vários grupos funcionais encontrados na MO dissolvida (Nordstrom & May, 1996; Vance et al., 1996), mensurada através do carbono orgânico dissolvido (COD) total (Wolt, 1994; Sparks, 2003). Isto porque, devido à natureza heterogênea dos ligantes orgânicos, é de grande dificuldade o isolamento, a identificação e a quantificação dos vários ligantes e complexos orgânicos solúveis que ocorrem nos solos. Isso iria requerer o conhecimento de quais complexos estão presentes e em qual concentração eles estão presentes e as constantes de formação de todos os cátions metálicos (Tabela 1), que irão competir com o Al, com tais ligantes orgânicos (Lindsay & Waltall, 1996; Vance et al., 1996; Essington, 2003). Alleoni et al. (2010), analisando ligantes orgânicos de baixo e alto peso molecular em áreas de semeadura direta do Brasil, verificaram que a complexação do Al em solução é realizada majoritariamente por ligantes de alto peso molecular, denominados de ácidos fúlvicos, similar ao resultado obtido por Salet (1998) e Salet et al. (1999). A interação de metais com ácidos fúlvicos (fulvatos) em solução é um dos principais fatores que interfere no seu transporte e biodisponibilidade (Essington, 2003).

A abundância da complexação do Al com compostos orgânicos varia de solo para solo, mudando com o tempo, a temperatura, a atividade biológica e

outros fatores (Lindsay & Walthall, 1996). Daí a importância do método de amostragem da solução do solo, especialmente para o estudo do Al. Além disso, vale salientar que a concentração de cátions e ânions, assim como do COD, irá influenciar diretamente na atividade dos íons em solução (Item 2.4.2) que, por sua vez, interfere na formação dos complexos – sobretudo de íons de maior valência, como é o caso do  $\text{Al}^{3+}$  (Sparks, 2003).

No entanto, a determinação das concentrações totais do Al e dos seus ligantes, assim como a medida do pH e a aproximação da força iônica, e mesmo o cálculo da atividade dos íons  $\text{Al}^{3+}$  em solução, de forma isolada, podem ainda não ser suficientes como ferramenta para a compreensão dos processos das relações entre solo e planta (Sparks, 2003), que remete para a visão multidisciplinar abordada anteriormente (Item 2.1.2), em que vários indicadores são analisados separadamente mas seu resultado final não é prático. Assim, como forma de uma visão interdisciplinar que integra os diferentes atributos que interferem na química do Al em solução, a especiação iônica da solução do solo (Item 2.4.3), com resultados da distribuição, concentração e atividade das espécies, é uma alternativa interessante e que vem sendo utilizada com sucesso em diversas pesquisas (Salet, 1994; Salet, 1998; Salet et al., 1999; Nolla & Anghinoni, 2006; Zambrosi et al., 2007b, 2008; Brown et al., 2008; Alleoni et al., 2010; Spera et al., 2014).

#### 2.4.3. O uso de programas computacionais para a especiação iônica

A especiação química se refere à forma como uma molécula ou íon está presente na solução do solo. No entanto, analiticamente não é possível determinar todas as espécies iônicas que podem ocorrer na solução do solo (Sparks, 2003). Embora possa se fazer aproximações através de cálculos com constantes termodinâmicas, o número de expressões de balanço de massa para soluções do solo pode ser muito grande (Essington, 2003). Assim, a abordagem prevalente utiliza modelos computacionais de distribuição dos íons na solução, que consiste basicamente de esquemas para chegar a um balanço final, utilizando alguns dados de entrada fornecidos pelo usuário, uma base de dados de equilíbrios termodinâmicos e algoritmos computacionais para resolver as múltiplas e simultâneas equações necessárias para descrever a distribuição dos

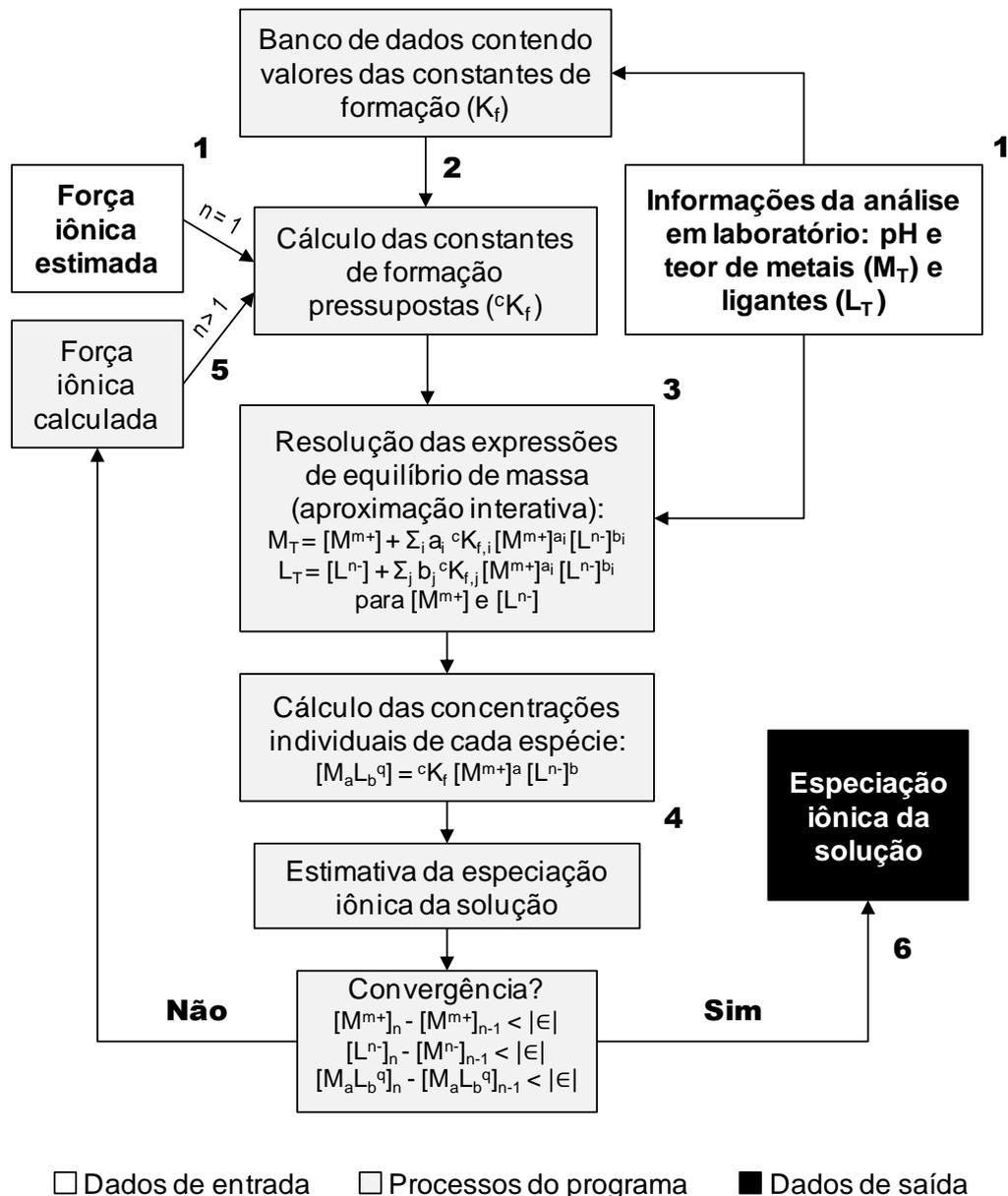
íons em dada solução (Wolt, 1994). Para descrever esse esquema, será utilizada a abordagem presente em Essington (2003).

O algoritmo da especiação iônica via *software* computacional (Figura 5) é iniciado pela definição da natureza química da solução do solo. Isso envolve identificar, para o programa, os teores de metais e ligantes (Itens 2.4.1 e 2.4.3) presentes na solução do solo, assim como o pH (Etapa 1 na Figura 5). Além disso, a entrada de uma estimativa da força iônica da solução (Item 2.4.2) é recomendada (Etapa 1 na Figura 5), apesar de alguns programas oferecerem a determinação da força iônica, sendo utilizada como ponto de partida para o algoritmo matemático. Isso permite uma estimativa inicial dos coeficientes de atividade utilizando uma equação adequada (Item 2.4.2).

Após, uma base de dados termodinâmicos, que contém os valores das constantes termodinâmicas de formação ( $K_f$ ) para uma ampla gama de complexos solúveis, é acessada (Etapa 2 na Figura 5). Os valores de  $K_f$  são convertidos em valores de  $K_f$  pressupostos (ou condicionais) ( ${}^cK_f$ ), pelo emprego da força iônica estimada e dos coeficientes de atividade calculados. Baseando-se nas espécies e complexos que estão na base de dados do programa, expressões de equilíbrio de massa são construídas (Etapa 3 na Figura 5), em função dos teores de metais e ligantes informados e dos valores de  ${}^cK_f$  calculados. O conjunto de expressões de equilíbrio de massa é resolvido para a concentração livre de todos os metais e ligantes em solução. Isso é alcançado utilizando um método chamado de “aproximações iterativas” (e. g., o método de Newton-Raphson para estimar as raízes de uma função).

As concentrações das espécies livres resultantes, de metais e ligantes, são então utilizadas para calcular as concentrações dos complexos solúveis, baseando-se nos valores de  ${}^cK_f$  (Etapa 4 na Figura 5). O resultado do “primeiro ciclo” desses cálculos é uma aproximação inicial da especiação da solução. Nesse ponto, o algoritmo é reiniciado, calculando uma estimativa melhorada da força iônica (Etapa 5 na Figura 5), baseando-se justamente nessa aproximação inicial das espécies em solução que, por sua vez, é utilizada para calcular estimativas melhoradas dos coeficientes de atividade. Assim, o modelo computacional da força iônica torna-se uma predição muito próxima da real força iônica. A base de dados termodinâmicos é então novamente modificada para produzir um novo conjunto de valores de  ${}^cK_f$  que, por sua vez, são empregados

para gerar uma estimativa melhorada da especiação iônica (Etapas 3 e 4 na Figura 5).



**Figura 5.** Representação esquemática do algoritmo empregado nos programas computacionais para especiação iônica de soluções.

Fonte: modificado de Essington (2003).

Com esses ciclos sucessivos do algoritmo, a estimativa da especiação da solução converge para uma única distribuição de metais e ligantes, em espécies livres e complexadas. A convergência ocorre quando a especiação predita da interação  $n$  é essencialmente idêntica àquela da interação  $n-1$  (Figura 5).

Muitos programas computacionais foram desenvolvidos para realizar especiação iônica de soluções. Nos últimos anos e especialmente para os estudos do AI, o programa mais utilizado é o MINTEQ (Felmy et al., 1984), na sua versão para plataforma Windows desenvolvida a partir da versão MINTEQA2 (Allison et al., 1991) e denominada Visual MINTEQ (ou simplesmente vMINTEQ). Isto porque, a partir do ano 2000, o vMINTEQ passou a ser mantido, atualizado periodicamente e disponibilizado de forma gratuita por Jon Petter Gustafsson, um pesquisador do Instituto Real de Tecnologia da Suécia (*Kungliga Tekniska Högskolan*). Atualmente, o vMINTEQ encontra-se na sua versão 3.0 (Gustafsson, 2012), com a versão 3.1 já disponibilizada para testes (Gustafsson, 2013).

Em relação à dinâmica do AI, uma das etapas mais importantes quando da utilização de programas computacionais para realizar a sua especiação iônica, além da escolha do modelo para aproximação da força iônica e dos coeficientes de atividade (Item 2.4.2) e dos metais e ligantes a serem analisados (Item 2.4.3), é o modelo de MO dissolvida, em que os dados analisados de COD são inseridos, que será utilizado para simular a complexação com os metais. Especificamente no vMINTEQ (versão 3.0), existem três modelos: *Gaussian DOM*, *SHM* e *NICA-Donnan*.

### **3. CAPÍTULO II – MATERIAL E MÉTODOS GERAL**

#### **3.1. Localização geográfica, clima, solo e histórico da área experimental**

Os estudos referentes a este trabalho foram realizados em área experimental localizada na Fazenda do Espinilho (Agropecuária Cerro Coroadó), localizada no município de São Miguel das Missões, RS, Brasil (28°55'58" latitude Sul, 54°20'55" longitude Oeste). A propriedade abrange também os municípios de Tupanciretã e Jóia, situada na região fisiográfica do Planalto, tendo altitude aproximada de 400 m. O clima caracteriza-se como subtropical úmido e quente (Cfa), segundo a classificação de Köppen (Kottek et al., 2006), com temperatura média anual de 19°C e precipitação média anual de 1.850 mm (CEMETRS, 2013). O relevo é ondulado a suave ondulado e a localização na paisagem é topo de colina, com declividade entre 0,02 a 0,10 m m<sup>-1</sup>.

O solo é classificado como Latossolo Vermelho Distroférico típico (EMBRAPA, 2006), da unidade de mapeamento Santo Ângelo (Streck et al., 2008), profundo, bem drenado, com coloração vermelho-escura e textura argilosa, com 540, 270 e 190 g kg<sup>-1</sup> de argila ( $\emptyset < 0,002$  mm), silte ( $\emptyset > 0,002$  e  $< 0,02$  mm) e areia ( $\emptyset > 0,02$  mm), respectivamente. Possui, como substrato, rochas eruptivas básicas, principalmente basalto. Os teores de Fe, Si e Al solúvel em ditionito-citrato-bicarbonato, pela metodologia de Mehra & Jackson (1960) e até a profundidade de 40 cm, são em média de 153, 3 e 20 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente.

Originalmente a área era campo nativo típico do Planalto Médio, composto por *Paspalum* spp. e *Axonopus* spp. em sua maioria, em meio a touceiras de *Aristida* spp., vegetação típica de solos pobres e ácidos. Entre as décadas de 1960 e 1970, a área foi convertida em lavoura e desde 1993 vem sendo cultivada em semeadura direta. O sistema implantado era a cultura da soja (*Glycine max* (L.) Merrill) para produção de grãos, no verão, e aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.), para a produção de sementes, no inverno. No outono de 2000, a área foi pastejada pela primeira vez, mas somente por algumas semanas. O pasto era constituído de uma mistura de aveia preta + azevém (*Lolium multiflorum* L.). Em novembro de 2000, previamente à instalação do experimento, o solo foi analisado (Tabela 2) e a soja da safra 2000/2001 implantada. Após a colheita da soja, em junho de 2001 ocorreu a primeira entrada dos animais na área, iniciando o sistema de sucessão que consiste em pastagem mista (aveia preta e azevém), de maio a novembro (período hibernal) e soja de novembro a maio (período estival), em semeadura direta.

**Tabela 2.** Atributos químicos iniciais do Latossolo Vermelho da área do experimento de integração soja-bovinos de corte (novembro de 2000)

Camada do solo	pH-H <sub>2</sub> O	C org. <sup>1</sup>	Ca <sup>2</sup>	Mg <sup>2</sup>	Al <sup>2</sup>	H+Al <sup>3</sup>	K <sup>4</sup>	P <sup>4</sup>	V <sup>5</sup>	m <sup>6</sup>
--- cm ---		g kg <sup>-1</sup>	-----	mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	-----	mg kg <sup>-1</sup>	-----	mg kg <sup>-1</sup>	-----	% -----
0-5	4,9	24	62	13	3	87	240	13	46	4
5-10	4,6	20	48	18	6	97	119	10	41	8
10-15	4,6	15	41	22	7	97	88	5	39	10
15-20	4,6	15	40	11	10	101	55	4	34	16

<sup>1</sup> Carbono orgânico (Walkley-Black); <sup>2</sup> Cálcio, magnésio e alumínio trocáveis (KCl 1 mol L<sup>-1</sup>); <sup>3</sup> Acidez potencial estimada pelo índice SMP; <sup>4</sup> Potássio e fósforo disponíveis (Mehlich-1); <sup>5</sup> Saturação por bases; <sup>6</sup> Saturação por Al.  
Fonte: Cassol (2003).

### 3.2. Tratamentos, delineamento e condução do experimento

A área total do experimento (aproximadamente 22 hectares) foi dividida em 12 parcelas com áreas que variam entre 0,8 e 3,6 hectares, assim definido em função dos tratamentos aplicados, que consistem de diferentes intensidades de pastejo no período hibernal, determinadas pela altura de manejo do pasto, sendo: 10, 20, 30 e 40 cm. O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso, com três repetições. Como testemunhas sem pastejo,

utilizaram-se duas áreas entre os blocos, onde não ocorre a entrada de animais. Para manter o padrão de três repetições por tratamento, subdividiu-se a área sem pastejo entre os blocos 1 e 2, realizando-se sempre duas coletas dentro dessa parcela e uma coleta na área sem pastejo entre os blocos 2 e 3 (Figura 6). Detalhes a respeito da motivação original do experimento, assim como dos tratamentos escolhidos, podem ser obtidos em Martins et al. (2015b).



**Figura 6.** Vista aérea da área experimental, com distribuição dos tratamentos das diferentes alturas de manejo do pasto (2001) e da reaplicação de calcário (2010).

Fonte: desenhado a partir de imagem de Google (2014).

Para fins experimentais, o manejo do pasto por alturas representou as variações de intensidade: quanto menor a altura de manejo do pasto, maior a intensidade de pastejo. Para o presente trabalho, consideraram-se os tratamentos de 10 e 20 cm de altura de manejo do pasto, representando um pastejo intensivo e moderado, respectivamente, de acordo com Martins et al. (2015b), além das áreas sem pastejo (testemunha) (Figura 7).



**Figura 7.** Aspecto geral dos animais e dos pastos (diferentes alturas de manejo da aveia preta + azevém que resultam em diferentes intensidades de pastejo) nos tratamentos do experimento que foram escolhidos para os estudos, durante o mês de setembro de 2012.

Fonte: Martins et al. (2015b) e arquivo pessoal.

O sistema constou, então, da produção integrada de bovinos de corte em pastagem de inverno e soja no verão, em semeadura direta. Utilizaram-se bovinos jovens, machos e castrados, com idade aproximada de 12 meses, oriundos de cruzamentos entre as raças Angus, Hereford e Nelore, sem grau de sangue definido e com PV médio inicial aproximado de 200 kg. Assim, o pastejo de inverno simulou tanto um sistema de recria de novilhos como de terminação de animais jovens.

Durante os ciclos de pastejo, a alimentação dos animais foi baseada somente na pastagem mista de aveia preta + azevém, com fornecimento de sal mineral em cochos. O método de pastejo adotado foi o contínuo com mínimo de três bovinos permanentes por parcela (animais teste) e número variável de animais reguladores. A entrada dos bovinos na área ocorria comumente quando o pasto atingia um acúmulo médio de 1,5 Mg de matéria seca (MS) ha<sup>-1</sup> e cerca de 25 cm de altura. Assim, normalmente o ciclo de pastejo iniciava na primeira quinzena de julho e se estendia até a primeira quinzena de novembro, totalizando 120 dias de pastejo, em média.

A altura do pasto foi acompanhada a cada 15 dias por meio de um bastão graduado (*Sward stick*) (Bircham, 1981; Barthram, 1986), cujo marcador corre por uma “régua” até tocar a primeira lâmina foliar, procedendo-se então à leitura da altura. Em cada parcela, realizava-se cerca de 100 leituras (pontos), em caminhamento aleatório, a fim de definir a altura média do pasto (altura entre o primeiro toque da lâmina móvel nas folhas e o solo). Conforme necessidade de se manter as alturas desejadas ao longo da fase pastagem, retirou-se parte dos animais das parcelas quando a altura real estava menor que a pretendida, e vice-versa.

Entre novembro e dezembro de cada ano ocorreu a semeadura da soja, com sementes inoculadas na dose recomendada para o produto em questão. A soja foi normalmente colhida entre abril e maio do ano seguinte. O seu manejo foi feito de acordo com as recomendações técnicas para a região (uso de inseticidas, fungicidas, herbicidas, etc.) (RPSRS, 2000; 2001; 2002; 2003; 2004; 2005; 2006; 2007; 2008; 2009; 2010; 2012).

A partir do outono de 2002 e até a realização dos estudos que serão aqui apresentados, repetiu-se o mesmo procedimento na implantação da pastagem e manejo dos animais, seguidos da implantação e condução da cultura

da soja. Todas as datas de semeadura e colheita da soja e entrada e saída dos animais ao longo dos anos podem ser encontradas em Martins et al. (2015b).

Após o primeiro ciclo de pastejo e antecedendo a implantação do primeiro ciclo da soja (novembro de 2001), foram aplicadas, na superfície do solo de toda a área experimental, 4,5 Mg ha<sup>-1</sup> de calcário dolomítico comercial (PRNT 62%, Tabela 3), equivalente a 1/2 SMP para atingir pH-H<sub>2</sub>O de 5,5, dose recomendada de acordo com a CQFS RS/SC (2004) para elevar o pH do solo na camada de 0-10 cm na condição de plantio direto consolidado. No outono de 2010, antecedendo o período hibernar, o calcário foi reaplicado na superfície do solo, em subparcelas de 600 m<sup>2</sup> (20 x 30 m) localizadas dentro das parcelas (Figura 6), na dose de 3,6 Mg ha<sup>-1</sup> (calcário dolomítico comercial PRNT 74%, Tabela 3), equivalente a 1 SMP para atingir pH-H<sub>2</sub>O de 5,5 na camada de 0-10 cm (CQFS RS/SC, 2004). Assim, as parcelas ficaram com áreas com e sem reaplicação superficial de calcário (Figura 6) a partir daquele momento.

**Tabela 3.** Características físicas e químicas dos calcários utilizados nas calagens superficiais realizadas no experimento

Épocas de aplicação	Granulometria (mm)				ER <sup>3</sup>	VN <sup>4</sup>	PRNT <sup>5</sup>	CaO	MgO
	> 2,00	2,00-0,84	0,84-0,30	< 0,30					
	----- % -----								
Nov/2001 <sup>(1)</sup>	3,3	15,3	43,0	38,4	67	93	62	30	19
Mai/2010 <sup>(2)</sup>	0,2	8,8	26,5	64,5	82	90	74	26	16

<sup>(1)</sup> Fonte: Cassol (2003). <sup>(2)</sup> Análise realizada segundo Tedesco et al. (1995). <sup>(3)</sup> Eficiência relativa. <sup>(4)</sup> Valor de neutralização. <sup>(5)</sup> Poder relativo de neutralização total.

A adubação constou da aplicação de N para a pastagem e de P e K para a soja, considerando as análises de solo, em doses para produtividade entre 4,0 e 7,0 Mg ha<sup>-1</sup> de MS de pasto e de 4,0 Mg ha<sup>-1</sup> de grãos de soja (CQFS RS/SC, 2004), com algumas variações apresentadas na Tabela 4.

Em relação às fontes, para o N foi utilizado sempre ureia; para P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> utilizou-se superfosfato simples no primeiro ciclo da soja e da pastagem, monoamônio fosfato em 2014 e, nos demais, superfosfato triplo; e, para K<sub>2</sub>O, sempre se utilizou o cloreto de potássio. As doses de N na pastagem maiores que 45 kg ha<sup>-1</sup> foram sempre parceladas em duas aplicações (30 e 60 dias após a implantação da pastagem). O aumento da dose de N nos últimos anos se deu devido ao baixo teor desse nutriente nas folhas da pastagem e à alta relação C/N

dos estoques do solo (Assmann et al., 2014). A partir do inverno de 2012, passou-se a aplicar o conceito da adubação de sistema (Anghinoni et al., 2015), com aplicação dos nutrientes na fase pastagem.

**Tabela 4.** Histórico de adubações realizadas no experimento, na soja e na pastagem, durante o período de realização dos estudos

Ano	Nutriente (kg ha <sup>-1</sup> )		
	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
----- Soja -----			
2001/02	-	60	-
2002/03	-	60	90
2003/04	15	60	60
2004/05	-	60	90
2005/06	-	60	90
2006/07	-	60	90
2007/08	-	60	60
2008/09	-	60	60
2009/10	-	60	60
2010/11	-	60	60
2011/12	-	60	60
----- Pastagem -----			
2001	45	-	-
2002	45	60	-
2003	90	-	-
2004	45	-	-
2005	45	-	-
2006	45	-	-
2007	45	-	-
2008	45	-	-
2009	90	-	-
2010	45	-	-
2011	90	-	-
2012	140	60	60

### 3.3. Dissertações e teses desenvolvidas

O experimento utilizado para o presente trabalho é resultado de uma parceria entre a Agropecuária Cerro Coroadó e a UFRGS, sendo liderado pelo Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia e pelo Departamento de Solos e tendo os professores Paulo César de Faccio Carvalho e Ibanor

Anghinoni como coordenadores. Grande parte dos estudos desenvolvidos na área é fruto dos trabalhos de pesquisa de alunos de pós-graduação, orientados desses professores ou de professores parceiros, tanto da UFRGS como de outras instituições.

Assim, informações detalhadas de anos anteriores aos do presente trabalho e/ou de temáticas aqui não apresentadas, podem ser obtidas nas 15 dissertações (Flores, 2004; Aguinaga, 2005; Conte, 2007; Lopes, 2007; Rocha, 2007; Baggio, 2007; Ferreira, 2009; Wesp, 2010; Kunrath, 2011; Silva, 2012; Tatsch, 2012; Pfeifer, 2013; Martins, 2013; Cecagno, 2015; Nunes, 2016) e oito teses já desenvolvidas (Cassol, 2003; Flores, 2008; Souza, 2008; Conte, 2011; Costa, 2013; Assmann, 2013; Kunrath, 2014; Silva, 2015). Além disso, no ano de 2015 foi publicada a segunda edição de um boletim técnico (Martins et al., 2015a), com resultados compilados de quinze anos de pesquisa no experimento, nas mais diversas áreas.

## **4. CAPÍTULO III – ESTUDOS PRELIMINARES**

### **4.1. Metodologia para o fracionamento do alumínio na fase sólida do solo**

#### **4.1.1. Extração da fração fortemente ligada à matéria orgânica**

Para a extração do Al fortemente ligado à MO, basicamente três métodos vem sendo empregados: 1) extração com  $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$   $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ , mas sua aplicabilidade se dá apenas em solos onde não haja Al nas entrecamadas dos minerais (solos bastante arenosos), pois nesses há superestimação do Al (Kaiser & Zech, 1996; García-Rodeja et al., 2004; Vieira et al., 2008c); 2) extração com KCl  $1 \text{ mol L}^{-1}$  após queima da MO a  $450^\circ\text{C}$  em mufla, que apesar da praticidade não vem se mostrando um método adequado pois acarreta em alterações mineralógicas no solo devido à alta temperatura, como formação de minerais 2:1 com hidróxido de Al nas entrecamadas (Barnhisel & Rich, 1963), resultando em informações inconsistentes, conforme observado por Salet (1998) e Cambri (2004); e 3) extração com KCl  $1 \text{ mol L}^{-1}$  após queima da MO com  $\text{H}_2\text{O}_2$ , que é o método que vem sendo adotado com mais sucesso nas pesquisas recentes (Salet, 1998; Cambri, 2004; Alleoni et al., 2010), devendo-se ajustar a quantidade de  $\text{H}_2\text{O}_2$  para garantir que a queima da MO seja a maior possível (Item 4.1.2). No entanto, ainda assim é uma fração que deve ser analisada com cautela, pois existe a possibilidade de produção de oxalato durante a oxidação (queima) da MO, conforme sugerido por Farmer & Michell (1963), superestimando os valores. Como forma de solucionar esses problemas, Zambrosi et al. (2007a) utilizaram

apenas as frações extraídas com KCl e CuCl<sub>2</sub>, chamando-as de Al trocável e Al não trocável, respectivamente.

Por essas razões, um teste foi feito previamente, com amostras do solo em estudo (Item 3.1), coletada na camada superficial (0-6 cm, maior teor de MO) e subsuperficial (15-21 cm, menor teor de MO) de área sob vegetação (mata) nativa. O solo foi processado de acordo com a metodologia utilizada para todas as amostras do banco de solos do experimento (ver Item 5.2.1 para maiores informações) O fracionamento foi realizado de acordo com a metodologia descrita em Vieira et al. (2008c) para a extração com o Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub>. Para os demais extratores (KCl, CuCl<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>+KCl), utilizou-se a metodologia descrita em Salet (1998) e Alleoni et al. (2010), com algumas modificações. A extração com KCl (Al<sub>KCl</sub>) e CuCl<sub>2</sub> (Al<sub>CuCl<sub>2</sub></sub>) foi realizada de acordo com a metodologia utilizada em todos os estudos do presente trabalho (Figura 8). Para a extração com H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> + KCl (fração Al<sub>H<sub>2</sub>O<sub>2</sub></sub>, utilizou-se 1,000 g de solo moído + 1,0 mL H<sub>2</sub>O + 4,0 mL H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 30%, deixando-se por 16h a 70°C e, após, o solo foi novamente moído e extraído com KCl conforme a Figura 8. Considerou-se que a fração trocável é determinada pelo Al<sub>KCl</sub>, a fração fracamente ligada à MO é determinada pela subtração da Al<sub>CuCl<sub>2</sub></sub> pela Al<sub>KCl</sub> e a fortemente ligada à MO é determinada pela subtração da Al<sub>Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub></sub> ou Al<sub>H<sub>2</sub>O<sub>2</sub></sub> pela Al<sub>CuCl<sub>2</sub></sub>.

De modo geral, observou-se que os extratores KCl 1,0 mol L<sup>-1</sup> e CuCl<sub>2</sub> 0,5 mol L<sup>-1</sup> se adequaram ao objetivo proposto, apresentando pequenas variações entre as diferentes amostras do mesmo local, mas sendo sempre o segundo com maiores teores do que o primeiro (Tabela 5), o que se espera em fracionamentos de múltiplas extrações únicas. No entanto, a fração fortemente ligada à MO apresentou alguns problemas, nos dois extratores testados.

Em relação ao Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub> 0,1 mol L<sup>-1</sup>, ele extraiu quantidades muito maiores de Al do que os demais extratores, inclusive do que a metodologia com H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, que seria a sua equivalente (Tabela 5). Esses valores estão em desacordo com os dados da literatura para valores de Al fortemente ligado à MO em solos equivalentes (Salet, 1998; Alleoni et al., 2010). Além disso, eles também estão muito acima da CTC das amostras de solo utilizadas, o que indica que o Al extraído muito provavelmente provém da solubilização de minerais da fase sólida. Por isso, a metodologia com Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub> foi descartada para os estudos.

**Tabela 5.** Teores de alumínio em diferentes camadas de um Latossolo Vermelho sob mata nativa, em amostras utilizadas para teste da metodologia de fracionamento

Camada de solo	Amostra	Al <sub>KCl</sub> <sup>(1)</sup>	Al <sub>CuCl<sub>2</sub></sub> <sup>(2)</sup>	Al <sub>Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub></sub> <sup>(3)</sup>	Al <sub>H<sub>2</sub>O<sub>2</sub></sub> <sup>(4)</sup>
		----- mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> -----			
Superficial (0-6 cm)	1	0,7	37,6	475	65,3
	2	0,8	39,7	565	52,7
	3	0,9	41,5	587	66,2
	Média	0,8	39,6	542	61,0
	Erro padrão	0,1	1,1	34	4,4
	Coef. de variação	19%	5%	11%	12%
Subsuperficial (15-21 cm)	1	11,6	52,3	748	47,0
	2	12,7	52,6	740	52,5
	3	12,9	57,0	815	49,1
	Média	12,4	54,0	768	50,0
	Erro padrão	0,4	1,5	24	1,6
	Coef. de variação	6%	5%	5%	6%

<sup>(1)</sup> Extração com KCl 1 mol L<sup>-1</sup>. <sup>(2)</sup> Extração com CuCl<sub>2</sub> 0,5 mol L<sup>-1</sup>. <sup>(3)</sup> Extração com Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub> 0,1 mol L<sup>-1</sup>. <sup>(4)</sup> Tratamento com H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (30%) + extração com KCl 1 mol L<sup>-1</sup>.

Já em relação à metodologia de queima da MO com H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e posterior extração com KCl 1,0 mol L<sup>-1</sup>, verificou-se que ela se adequou muito bem para a camada superficial, mas inconsistente para a camada subsuperficial (Tabela 5). Isto porque, na camada subsuperficial, todos os teores encontrados para a fração Al<sub>H<sub>2</sub>O<sub>2</sub></sub> foram abaixo daqueles encontrados para a fração Al<sub>CuCl<sub>2</sub></sub>, o que, na obtenção da fração fortemente ligada à MO, acarretaria em valores negativos. Assim, um novo estudo preliminar foi realizado para determinar a metodologia mais adequado de utilização do H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> para oxidação da MO, que é apresentado a seguir no Item 4.1.2.

#### 4.1.2. Utilização de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> para oxidação da matéria orgânica do solo

A extração do Al fortemente ligado à MO, com KCl 1 mol L<sup>-1</sup> após queima da MO com H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, é o método que vem sendo adotado com mais sucesso nas pesquisas realizadas acerca do tema (Salet, 1998; Cambri, 2004; Alleoni et al., 2010). No entanto, deve-se ajustar a quantidade de peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) para garantir que a queima da MO seja a maior possível. Empiricamente, se diz que a MO do solo só é removida em sua totalidade, pela aplicação de

H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, quando não se observa mais a ocorrência de bolhas na suspensão, assim como o barulho de efervescência. Para catalisar a reação, utiliza-se comumente temperaturas mais elevadas do que a do ambiente (60 a 70°C) (Salet, 1998). Assim, supõe-se que sucessivas extrações com H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> irão resultar num maior teor total de Al, pois estará removendo maior quantidade de MO. No entanto, esse não foi o comportamento observado nos testes realizados com o solo em estudo (Item 3.1), em áreas com distintos teores de C orgânico (camada superficial e subsuperficial da mata nativa, áreas sem pastejo e áreas com pastejo) (Tabela 6).

**Tabela 6.** Teores de alumínio de um Latossolo Vermelho, em amostras com diferentes teores de C orgânico total, determinados após sucessivos tratamentos do solo com peróxido de hidrogênio e temperatura elevada para oxidação da matéria orgânica

Amostra	C orgânico total ---- g kg <sup>-1</sup> ----	Al extraído após <i>n</i> tratamento(s) com H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> <sup>(1)</sup>		
		n=1	n=2	n=3
		----- mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> -----		
1	17,7	46	10	1
2	18,1	45	14	2
3	27,8	43	7	2
4	29,2	51	7	1
5	30,6	57	21	6
6	35,0	49	19	4

<sup>(1)</sup> Extração do Al realizada com KCl 1 mol L<sup>-1</sup>, após tratamento com H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (30%) e temperatura elevada (70°C).

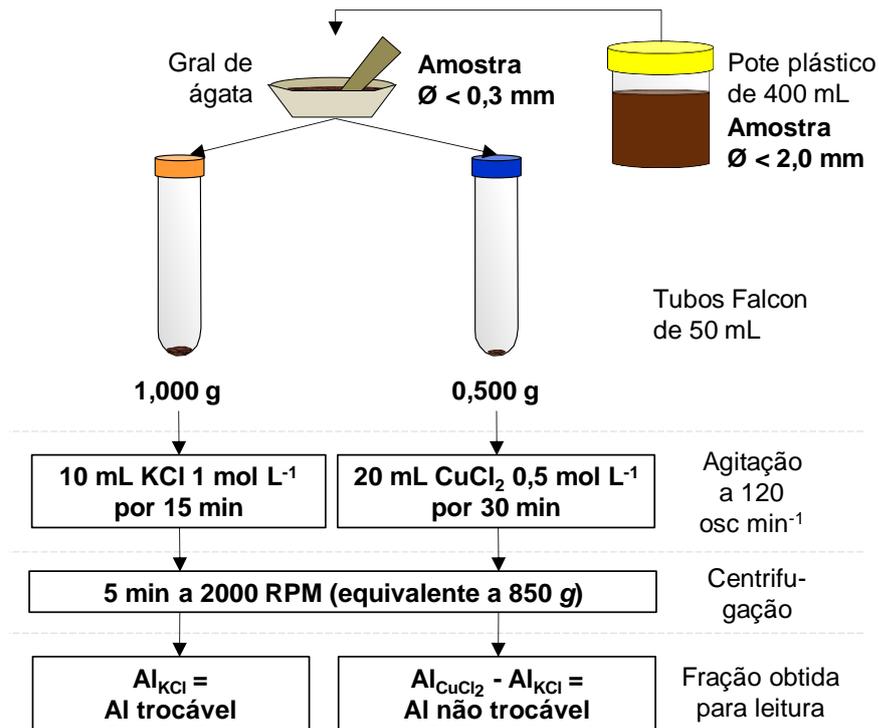
O que se observou foi que menores teores de Al eram extraídos na medida em que extrações sucessivas com H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> eram efetuadas, sem haver qualquer relação com o C orgânico total do solo (Tabela 6). O método com H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> tem ressalvas pela possível extração de Al inorgânico devido à formação de oxalato, especialmente naqueles solos com alto conteúdo de óxidos de Al mal cristalizados (Farmer & Mitchell, 1963). Porém, isto acarretaria em maior extração de Al, mas o que se observou foi o contrário. A possível explicação é que os sucessivos ataques com H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> acarretam na “mistura perfeita” para a formação de minerais 2:1 com hidróxi-Al nas entrecamadas: ambiente moderadamente ácido (o pH da mistura do solo com a solução foi de 4,35; 5,37 e 5,23 para 1, 2 e 3 tratamentos com H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, respectivamente), baixo teor de MO, temperatura elevada e ciclos frequentes de umedecimento e secagem (Rich,

1968; Barnhisel & Rich, 1963; Barnhisel & Bertch, 1989; Meunier, 2007). Assim, haveria uma espécie de sequestro do Al que foi solubilizado pela fase sólida mineral do solo, justificando os menores teores com os ataques sucessivos com  $\text{H}_2\text{O}_2$  (Tabela 6).

Outra possibilidade, pode ser o ambiente adequado para haver a formação de formas poliméricas e insolúveis de Al (Bertsch & Parker, 1996). A sua formação ocorre se a concentração de Al subir muito, se o pH aumentar em uma solução ácida ou se decair em uma solução básica (Kinraide, 1991) e na ausência de MO, gerando espécies com alto potencial fitotóxico como o  $\text{AlO}_4\text{Al}_{12}(\text{OH})_{24}(\text{H}_2\text{O})_{12}^{7+}$ , comumente referido apenas como  $\text{Al}_{13}$  (Bertsch & Parker, 1996). De fato, as constatações de polímeros de Al só foram obtidas em situações controladas (Bartlett & Riego, 1972; Wagatsuma & Kaneko, 1987) ou em águas superficiais tratadas com Al (Anderson & Berkowitz, 2010). Isso porque, na faixa natural de pH dos solos, há favorecimento para a formação de complexos do Al monomérico com compostos orgânicos, que suprime em parte as reações de hidrólise (Ren-Kou et al., 2007; Hagvall et al., 2015) que, por sua vez, são necessárias em altas taxas para haver a formação de polímeros de Al (Bertsch & Parker, 1996). No entanto, com a queima dos compostos orgânicos realizada pelo  $\text{H}_2\text{O}_2$  e a sua sucessiva aplicação, que gera alterações no pH, pode haver favorecimento para a formação de polímeros de Al em tal situação.

#### 4.1.3. Definição da metodologia utilizada

Após os testes realizados e a evidente dificuldade de se obter a fração do Al mais fortemente ligada à MO (Itens 4.1.1 e 4.1.2), definiu-se a metodologia final utilizada para os fracionamentos do Al em todos os estudos. Assim, o fracionamento do Al na fase sólida do solo foi realizado para identificar apenas duas frações diferentes deste elemento e foi baseado na extração com diferentes soluções, sendo elas:  $\text{KCl}$   $1 \text{ mol L}^{-1}$  (fração trocável,  $\text{Al}_{\text{KCl}}$ ) e  $\text{CuCl}_2$   $0,5 \text{ mol L}^{-1}$  (fração não trocável,  $\text{Al}_{\text{CuCl}_2}$ ) (Juo & Kamprath, 1979). A sequência final utilizada é a apresentada na Figura 8.



**Figura 8.** Diagrama da metodologia empregada para o estudo das frações de alumínio na fase sólida do solo.

#### 4.2. Equação para determinar a força iônica da solução do solo

Como abordado no Item 2.4.1, a atividade de um íon em solução é uma das medidas mais importantes quando se busca compreender os processos envolvidos e as respostas observadas. No entanto, para o cálculo dos coeficientes de atividade de um íon (Equações 12, 13 e 14), se faz necessário o conhecimento da força iônica da solução. Aproximações dos valores de força iônica de soluções vêm sendo propostas com modelos empíricos, em que são utilizados os valores mensurados da CE em condutímetro. No entanto, existem vários modelos propostos (Tabela 7) e desconhece-se a influência da escolha do modelo na atividade das espécies de Al, especificamente. Assim, foi feito um teste preliminar visando verificar alterações na atividade do  $\text{Al}^{3+}$  com a utilização de diferentes equações empíricas para determinação da força iônica a partir da condutividade elétrica (CE) medida na solução do solo.

**Tabela 7.** Modelos empíricos para prever a verdadeira (ou efetiva) força iônica (I) da solução do solo usando valores medidos de condutividade elétrica (CE)

<b>Modelo<sup>(1)</sup></b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>Faixa de CE<sup>(1)</sup></b>	<b>Fonte</b>
$I = 0,0127 \times CE - 0,0003$	0,992	< 32	Griffin & Jurinak (1973)
$I = 0,01442 \times CE^{1,009}$	0,994	0,05 a 12,9	Marion & Babcock (1976)
$I = 0,012 \times CE - 0,004$	0,986	0,034 a 1,0	Gillman & Bell (1978)
$I = 0,01162 \times CE - 0,00105$	0,964	1 a 30	Pasricha (1987)
$I = 0,012 \times CE - 0,0002$	0,853	< 0,02 a 1,4	Alva et al. (1991)

<sup>1</sup> A unidade da força iônica (I) é mol L<sup>-1</sup> e da CE é dS m<sup>-1</sup>.

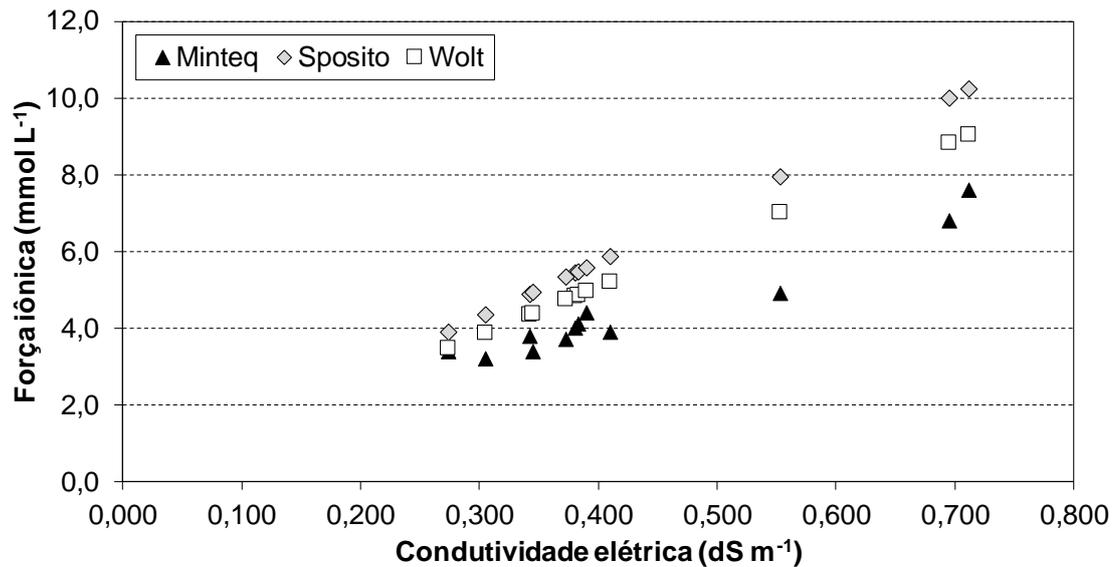
Fonte: Essington (2003).

Apesar de existir mais de um modelo proposto para estimar a força iônica da solução do solo a partir da CE, assim como para a estimativa dos coeficientes de atividade, não existe um único que é o mais utilizado (modelo padrão). Essington (2003) apenas cita os modelos existentes, realizando a média de alguns, mas sem propor um modelo ideal. Por outro lado, Sposito (2008) nem reconhece a existência de outros modelos, citando unicamente o modelo de Marion & Babcock (1976). Já Wolt (1994), sugere que seja utilizada uma média de diversos trabalhos já publicados, com a força iônica (em mol L<sup>-1</sup>) sendo 0,0127 vezes a medida da CE (em dS m<sup>-1</sup>). Além disso, na utilização de programas computacionais para realizar a especiação iônica (Item 2.4.3), o usuário também pode escolher que a força iônica da solução seja calculada a partir dos dados fornecidos de metais e ligantes analisados. E, apesar da importância de se determinar corretamente a força iônica da solução do solo, por interferir diretamente nos coeficientes de atividade dos íons, a maioria dos trabalhos mais atuais ligados à dinâmica do Al não especifica o modelo utilizado para prevêê-la, assim como qual equação foi utilizada para calcular os coeficientes de atividade (Salet et al., 1999; Nolla & Anghinoni, 2006; Vieira et al., 2009; Alleoni et al., 2010; Álvarez et al., 2012), com exceção do trabalho de Brown et al. (2008) que utilizou a equação de Davies (Equação 14) e a força iônica calculada pelo *software* pela Equação 15.

No presente trabalho, foram utilizadas amostras coletadas no experimento (Item 3) em novembro de 2012, nas parcelas de pastejo moderado e sem pastejo e nas subparcelas com e sem reaplicação de calcário, nos três blocos experimentais (Item 3.2), num total de doze amostras. As amostras foram coletadas na camada de 0-7,5 cm e tiveram sua solução extraída pelo método de amostras deformadas, com metodologia adaptada de Elkhatib et al. (1987)

(ver Item 5.2.3 para maiores informações). As determinações realizadas na solução do solo foram pH, CE, COD e principais íons (Al, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, P e Zn,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ ). Detalhes a respeito da metodologia utilizada para cada análise constam no Item 5.2.3. Três diferentes métodos de estimativa da força iônica foram testados, sendo eles: 1) equação de Marion & Babcock (1976) (Tabela 7), proposta recentemente por Sposito (2008); 2) a média de diversos trabalhos, onde a força iônica (em  $\text{mol L}^{-1}$ ) é 0,0127 vezes a CE (em  $\text{dS m}^{-1}$ ) conforme proposta de Wolt (1994); e 3) o cálculo realizado pelo vMINTEQ versão 3.0, de acordo com os íons analisados e a Equação 15. A atividade do  $\text{Al}^{3+}$  foi calculada pela equação de Davies (Equação 14).

A distribuição dos pontos resultantes da relação entre a força iônica calculada e a CE medida da solução do solo é apresentada na Figura 9. Nota-se que, para uma mesma medida de CE, a força iônica tende a ser maior na seguinte ordem: Minteq > Wolt > Sposito. Em média, para cada incremento de  $0,100 \text{ dS m}^{-1}$  na CE mensurada, a força iônica determinada aumenta em 1,0; 1,3 e  $1,4 \text{ mmol L}^{-1}$ , respectivamente. Além disso, quanto maior a CE, maior tende a ser a discrepância entre os modelos testados, sendo que as equações propostas por Sposito (2008) e Wolt (1994) se mantêm muito próximas, ao passo que o cálculo realizado pelo *software* resulta em valores menores. A diferença entre os métodos que indicaram a menor e maior força iônica variou entre 15 e 62%. Esse é um indicativo de que existem bem mais íons em solução do que os analisados e utilizados como dados de entrada do programa. Indica também de que o método “Minteq” seria o método menos adequado para prever a força iônica da solução em estudo.



**Figura 9.** Relação entre a condutividade elétrica medida e a força iônica da solução de um Latossolo Vermelho em amostras utilizadas para teste de três diferentes equações para obtenção da força iônica. Minteq = calculada pelo software vMINTeq versão 3.0, a partir dos dados de entrada. Sposito = equação proposta por Sposito (2008), de Marion & Babcock (1976). Wolt = equação proposta por Wolt (1994), sendo a média de diferentes trabalhos.

Porém, apesar dessas diferenças, a atividade do  $Al^{3+}$  foi pouco afetada pelo método utilizado para estimar a força iônica da solução, conforme pode ser observado na Tabela 8. Independentemente da condição de acidez e de pastejo, observa-se que valores muito similares foram encontrados, não se diferenciando estatisticamente ( $p > 0,05$ ) em nenhuma das situações avaliadas. Essa similaridade é ainda maior entre as equações sugeridas por Sposito (2008) e Wolt (1994), com diferença máxima de 0,03 unidades no logaritmo (e, em números absolutos, representa apenas 1,05 vezes), o que pode ser considerado de baixa implicação para o estudo da dinâmica do Al. Assim, após esse teste, padronizou-se o uso da equação de Marion & Babcock (1976) para os estudos da tese, por ter o respaldo mais recente na publicação de Sposito (2008). No entanto, salienta-se que estudos mais completos nessa temática são necessários, visto a escassez de literatura acerca do tema, utilizando-se também o número de interações necessárias (conforme demonstrado na Figura 5) para o cálculo da especiação no programa, com as diferentes equações para obtenção da força iônica da solução para determinação daquela mais acurada/adequada.

**Tabela 8.** Logaritmo da atividade do  $Al^{3+}$  na solução da camada superficial de um Latossolo Vermelho utilizando três diferentes métodos para determinar a sua força iônica, em sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hibernal e condições de acidez do solo

Reaplicação de calcário	Determinação da força iônica da solução		
	Minteq <sup>(1)</sup>	Sposito <sup>(2)</sup>	Wolt <sup>(3)</sup>
<b>----- Logaritmo da atividade do <math>Al^{3+}</math>, com pastejo moderado (mol L<sup>-1</sup>) -----</b>			
Com	-8,04 Ab	-8,04 Ab	-8,07 Ab
Sem	-6,39 Aa	-6,82 Aa	-6,82 Aa
<b>----- Logaritmo da atividade do <math>Al^{3+}</math>, sem pastejo (mol L<sup>-1</sup>) -----</b>			
Com	-7,79 Ab	-7,59 Ab	-7,59 Ab
Sem	-6,29 Aa	-6,46 Aa	-6,47 Aa

<sup>(1)</sup> Calculada pelo software vMINTEQ versão 3.0, a partir dos dados de entrada. <sup>(2)</sup> Calculada pela equação proposta por Sposito (2008), de Marion & Babcock (1976). <sup>(3)</sup> Calculada pela equação proposta por Wolt (1994), sendo a média de diferentes trabalhos.

Teste de Tukey ( $p < 0,05$ ): letras maiúsculas diferenciam os métodos para determinar a força iônica da solução do solo, dentro de cada reaplicação de calcário e manejo da pastagem hibernal; letras minúsculas diferenciam a reaplicação de calcário, dentro de cada método para determinar a força iônica da solução do solo e manejo da pastagem hibernal.

### 4.3. Modelo de matéria orgânica dissolvida no vMINTEQ

Conforme abordado no Item 2.4.3, a escolha do modelo de MO dissolvida, em que os dados analisados de COD são inseridos e utilizados para simular a complexação com os metais em solução, é de especial importância para o estudo da dinâmica do Al. Por isso, testes preliminares foram feitos com os três modelos disponíveis na interface do vMINTEQ: Gaussian DOM, SHM e NICA-Donnan.

O **modelo Gaussian DOM** é o mais antigo dos três, herdado do antigo MINTEQA2 na sua versão 3.11 (Allison & Perdue, 1994) e tendo a última atualização na versão 4.0 (Herndon, 1998). Nesse modelo, a concentração dos ligantes individuais da complexa mistura que é a MO dissolvida é distribuída de forma normal (daí o nome do modelo, que remete à distribuição de Gauss) em relação às suas constantes termodinâmicas. Ele leva em conta a dependência do pH para as cargas da MO, assim como a competição entre os múltiplos componentes que podem se ligar a ela, e está descrito em Grimm et al. (1991). Apesar de a distribuição gaussiana poder ser bi ou até trimodal, ou seja, indicando que há mais de um tipo de sítio de ligação “concorrendo” pelo metal (Herndon, 1998), o que acontece na maioria das vezes é a utilização da

distribuição unimodal, com a inserção de um único valor de COD, devido à falta de informação do usuário a respeito dos sítios de ligação da MO em solução.

Por essas razões, o **modelo SHM** (*Stockholm Humic Model*) foi criado e é o mais recente de todos os modelos. Ele visa uma abordagem mais realística da complexação entre substâncias húmicas e metais do que aquela do modelo Gaussian DOM, permitindo a simulação de complexos entre metais e compostos orgânicos na forma mono e bidentada. A configuração padrão do vMINTEQ assume que nenhum ácido húmico está dissolvido e que 82,5% do COD medido em solução são ácidos fúlvicos que possuem um conteúdo de C de 50%, resultando numa razão entre MO dissolvida e COD de 1,65. Esses valores padrões foram obtidos no estudo de Sjöstedt et al. (2010), sendo a média de valores mensurados em lagos e rios da Suécia. A parte mais interessante do modelo SHM é que, mesmo com suas configurações padrões, ele diferencia entre complexos monodentados e bidentados nos seus dados de saída, o que não ocorre com o modelo Gaussian DOM. Ainda, se o usuário dispõe de dados da fase sólida, o modelo simula as mesmas informações para complexos tanto da fase líquida quanto da sólida, além da carga líquida das substâncias húmicas nessas duas fases.

Por fim, o **modelo NICA-Donnan**, apesar de ter sido desenvolvido antes (Kinniburgh et al., 1999), é classificado como uma alternativa ao modelo SHM, sendo também um modelo mais realístico do que o modelo Gaussian DOM para avaliar a complexação entre substâncias húmicas e metais. No entanto, é um modelo com foco mais generalista, sendo utilizado principalmente quando da presença de outros tipos de MO, como lignina e algas. As configurações padrões são as mesmas do modelo SHM, sendo permitida também a interface com a fase sólida. Por outro lado, nos seus dados de saída, as informações podem se referir a qual grupo funcional o metal está ligado. Por exemplo, os grupos funcionais 1 e 2 se referem ao grupamento carboxílico e fenólico, respectivamente. Além disso, também fornece informações se o metal está realmente complexado organicamente ou apenas com uma fraca interação de natureza eletrostática com a MO.

Todas as informações não referenciadas descritas aqui a respeito dos modelos foram obtidas no manual do usuário do vMINTEQ versão 3.0 (Gustafsson, 2012).

Para este estudo preliminar, foram selecionadas amostras dos tratamentos de pastejo intensivo, pastejo moderado e sem pastejo, nos três blocos do experimento (Item 3.2), nos anos de 2001 e 2007. As amostras foram coletadas na camada de 0-7,5 cm e tiveram sua solução extraída pelo método de amostras deformadas, com metodologia adaptada de Elkhatib et al. (1987) (ver Item 5.2.3 para maiores informações). As análises realizadas foram as mesmas descritas no estudo preliminar anterior, cuja metodologia detalhada consta no Item 5.2.3. Objetivou-se analisar tanto o impacto da escolha do modelo na atividade do  $Al^{3+}$  (Tabela 9), quanto na distribuição das espécies do Al em solução (Figura 10).

**Tabela 9.** Logaritmo da atividade do  $Al^{3+}$  na solução de um Latossolo Vermelho utilizando três diferentes modelos de matéria orgânica dissolvida no vMINTEQ, em amostras utilizadas para teste, de um sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte em diferentes épocas e manejos da pastagem hiberna

Manejo da pastagem hiberna	Modelo de matéria orgânica dissolvida		
	Gaussian DOM	SHM	NICA-Donnan
----- Logaritmo da atividade do $Al^{3+}$ em 2001 (mol L <sup>-1</sup> ) -----			
Pastejo intensivo	-7,10 Aa	-8,74 Ba	-8,14 Ba
Pastejo moderado	-7,22 Aa	-8,51 Ba	-8,17 Ba
Sem pastejo	-7,20 Aa	-8,27 Ba	-7,89 Ba
----- Logaritmo da atividade do $Al^{3+}$ em 2007 (mol L <sup>-1</sup> ) -----			
Pastejo intensivo	-7,26 Ab	-9,18 Bb	-8,94 Bb
Pastejo moderado	-6,99 Aab	-8,96 Cb	-8,29 Bb
Sem pastejo	-6,40 Ba	-7,48 Aa	-6,68 Ba

Teste de Tukey ( $p < 0,05$ ): letras maiúsculas diferenciam os modelos de matéria orgânica dissolvida, dentro de cada manejo da pastagem hiberna e ano; letras minúsculas diferenciam o manejo da pastagem hiberna, dentro de cada modelo de matéria orgânica dissolvida e ano.

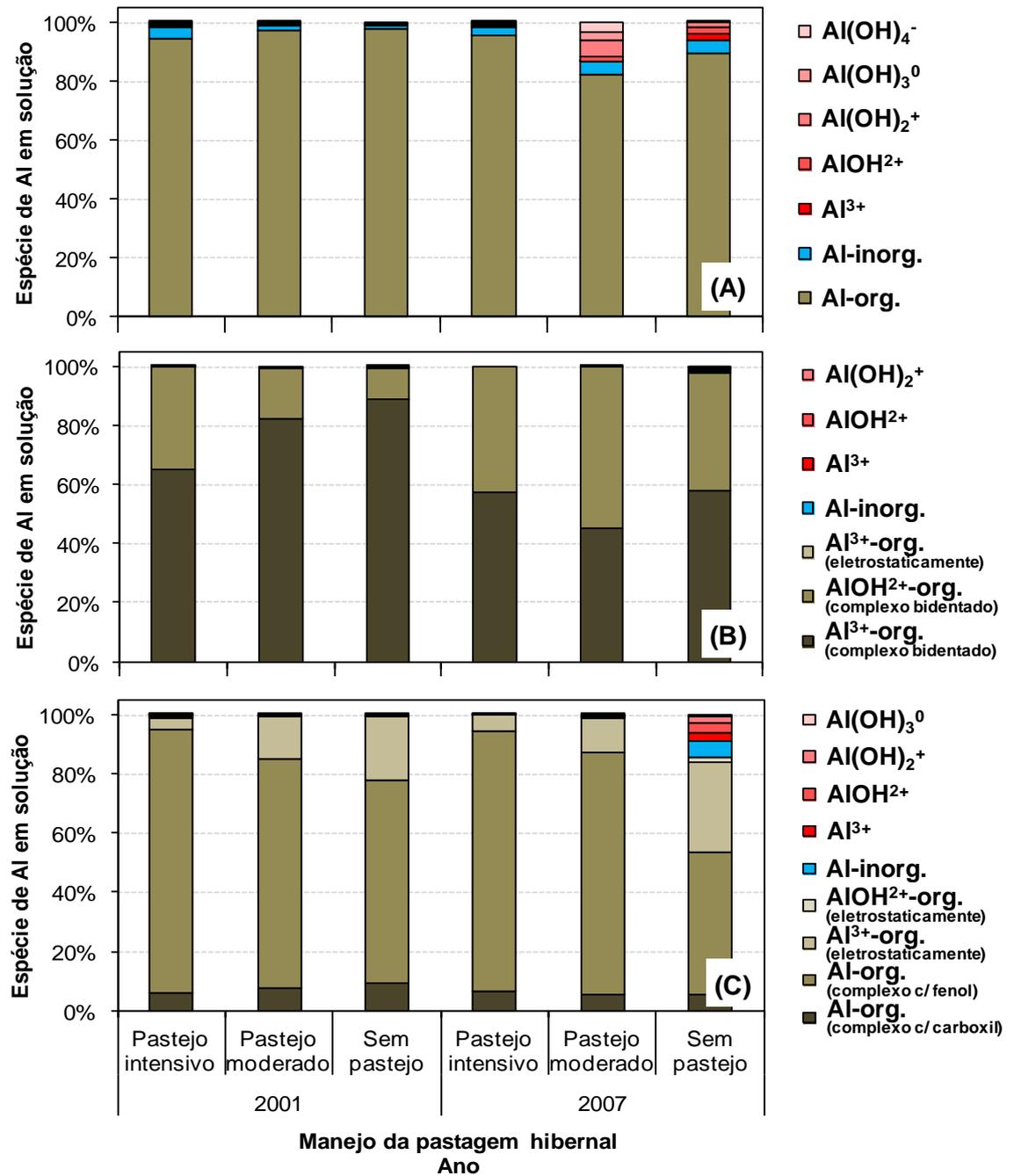
Ao contrário da escolha da equação para estimar a força iônica (Item 4.2), os modelos para estimar a MO dissolvida resultaram em valores muito diferentes da atividade do  $Al^{3+}$  em solução (Tabela 9). A diferença maior ocorreu entre o modelo Gaussian DOM e SHM, em que no caso das amostras de 2007 com pastejo moderado, chegou a quase duas unidades medidas como logaritmo. Isso, em números absolutos, representa uma diferença de aproximadamente 100 vezes (Tabela 9). Sendo a atividade do  $Al^{3+}$  em solução uma das medidas mais importantes para mensuração da fitotoxidez desse elemento (Item 2.3), essas discrepâncias necessitam ser levadas em conta, embora pouco (ou nada)

se discuta a respeito nos artigos científicos que abordam a dinâmica do Al em solução de solos de áreas agrícolas (Salet et al., 1999; Nolla & Anghinoni, 2006; Brown et al., 2008; Alleoni et al., 2010; Spera et al., 2014).

Além das diferenças na atividade do  $Al^{3+}$ , a distribuição das espécies de Al em solução também foi fortemente afetada pela escolha do modelo de MO dissolvida no vMINTEQ (Figura 10). Com exceção da área sem pastejo no ano de 2007 para o modelo NICA-Donnan (Figura 10c), os modelos SHM e NICA-Donnan predisseram majoritariamente formas de Al ligado a compostos orgânicos (Al-org.): entre 97,3 e 99,9% (Figura 10b, c) do total das espécies de Al em solução, ao passo que o modelo Gaussian DOM as estimou entre 82,4 e 98,0% (Figura 10a). Nesse teste, fica claro que a abordagem mais realística prometida pelo SHM e pelo NICA-Donnan implica numa reatividade muito maior da MO dissolvida. Isso acarreta, para os mesmos dados de entrada no programa, em resultados bem distintos (Tabela 9 e Figura 10).

No entanto, ao trabalhar com amostras que são aproximações da solução do solo, obtidas em laboratório e com possível superestimação do COD (ver estudo específico, Item 7), necessita-se ter certa precaução. Além disso, o detalhamento do tipo de ligação fornecida pelos modelos SHM (ligação eletrostática, complexo monodentado ou complexo bidentado) e NICA-Donnan (ligação eletrostática, complexo com o grupamento fenol ou complexo com o grupamento carboxil), apesar de em um primeiro momento, parecerem interessantes, também necessitam ser vistos com cautela. Isto porque, no presente caso, a única informação que se tem a respeito da MO dissolvida é o COD. Nada se sabe a respeito da qualidade dessa MO, assim como a proporção de C em sua estrutura. Os valores utilizados para a realização desses cálculos e dessas aproximações, além de serem médias de muitas amostras, foram obtidos em condições edafoclimáticas muito diferentes (rios e lagos de países temperados no caso do SHM, por exemplo) (Sjöstedt et al., 2010) em relação as do presente trabalho.

Por essas razões, optou-se por utilizar uma abordagem mais “conservadora” para o estudo das espécies de Al em solução do presente trabalho. Assim, o modelo Gaussian DOM foi utilizado para modelar a MO dissolvida, medida através do COD.



**Figura 10.** Distribuição das espécies de alumínio na solução de um Latossolo Vermelho utilizando o modelo de matéria orgânica dissolvida Gaussian DOM (A), SHM (B) e NICA-Donnan (C) no vMINTEQ, em amostras utilizadas para teste de um sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hiberna e em duas épocas.

## **5. CAPÍTULO IV – ESTUDO 1: FORMAS DE ALUMÍNIO DO SOLO E SUA FITOTOXIDEZ EM UM SISTEMA INTEGRADO DE PRODUÇÃO DE SOJA E BOVINOS DE CORTE EM SEMEADURA DIRETA DE LONGO PRAZO: IMPACTOS DO TEMPO E DA INTENSIDADE DE PASTEJO**

### **5.1. Introdução**

A fitotoxidez de Al é uma das maiores preocupações existentes para a produção de alimentos em solos ácidos. Esse elemento se caracteriza por ser o cátion mais abundante do complexo sortivo de solos com tal caráter, sendo que o dano às plantas é altamente dependente da sua biodisponibilidade, sobretudo na fase líquida do solo (Foy, 1984; Von Uexküll & Mutert, 1995; Eswaran et al., 1997; Delhaize et al., 2007). Nesse sentido, para compreensão da fitotoxidez real do Al, torna-se de suma importância a avaliação das espécies de Al presentes em solução, assim como das frações da fase sólida do solo responsáveis pela solubilização do mesmo (Matus et al., 2006; Álvarez et al., 2012).

Recentemente, muitos estudos voltados para a área agrônômica vêm sendo desenvolvidos visando a identificação de espécies e frações do Al (Brown et al., 2008; Zambrosi et al., 2007a, 2007b, 2008; Alleoni et al., 2010; Spera et al., 2014), pois o que vem se observando nos sistemas agrícolas é uma falta de resposta das plantas às melhorias nas condições de acidez do solo em condições de semeadura direta, sobretudo de longo prazo. Esse comportamento vem sendo atribuído principalmente ao aumento do teor de MO do solo (Bayer & Mielniczuk, 1997; Bayer et al., 2000, 2002; Liu et al., 2006; Franzluebbers &

Stuedemann, 2008; Sá et al., 2009; Segnini et al., 2013) e, conseqüentemente, aumento das suas cargas negativas e complexação do Al na fase sólida orgânica. Além disso, com a diminuição dos processos erosivos, devido ao mínimo revolvimento do solo, ocorre um acúmulo de nutrientes ao longo de seu perfil (Sá et al., 2009; Costa et al., 2010; Martins et al., 2014a). Esse acúmulo interfere no equilíbrio entre as fases sólida e líquida do solo, refletindo em maiores conteúdos de íons dissolvidos na solução (força iônica) (Salet, 1994), o que irá interferir diretamente também na dinâmica do Al, definindo sua atividade (Menzies, 2003; Rossiello & Jacob Neto, 2006).

No entanto, ainda são escassos os trabalhos que avaliam os efeitos dos atributos químicos do solo ao longo do tempo em áreas de produção agrícola, em semeadura direta, onde ocorre a inserção do componente animal, constituindo um SIPA. Estudos que contemplem a dinâmica do Al em sistemas de produção são importantes para embasar cientificamente critérios para recomendação de calagem tendo-se como base o conhecimento local gerado, tanto em atributos de solo como na resposta das culturas (Anghinoni & Salet, 2000). No contexto dos SIPA, sabe-se que o animal em pastejo modifica os fluxos no sistema solo-planta-atmosfera, atuando como um catalisador dos processos, reciclando o material orgânico e determinando a dinâmica dos elementos entre os compartimentos (Carvalho et al., 2010; Anghinoni et al., 2013; Moraes et al., 2014).

Além disso, o SIPA, comparativamente a um sistema puramente agrícola, auxilia na manutenção de um solo menos ácido ao longo do tempo, com maior saturação por bases, menor saturação por alumínio (Martins et al., 2014a) e, em alguns casos, maior pH até a profundidade de 40 cm (Martins et al., 2016a). Esses resultados acarretam numa maior disponibilidade de nutrientes do solo nos SIPA (Martins et al., 2014a) e são atribuídos principalmente à capacidade de ciclagem e reciclagem desses sistemas (Anghinoni et al., 2015; Assmann et al., 2015). Por outro lado, os teores de MO do solo são inversamente influenciados pela intensidade de pastejo promovida no SIPA (quanto maior a intensidade de pastejo, menor o teor de MO), sendo observadas diferenças principalmente nas camadas superficiais (Martins et al., 2014a; Assmann et al., 2014). Porém, ao longo dos anos, a grande maioria dos experimentos com SIPA demonstram haver produtividades semelhantes ou

superiores àquelas de áreas sem a inserção do componente animal (Moraes et al., 2014; Kunrath et al., 2015b).

Nesse contexto, hipotetiza-se que, embora a entrada do componente animal impacte os atributos químicos do solo, a biodisponibilidade do Al é semelhante entre áreas puramente agrícolas e áreas de SIPA, independentemente da intensidade de pastejo utilizada. Assim, as frações e espécies de Al ligadas à MO aumentariam com o tempo de adoção da semeadura direta, sem que a sua atividade na solução atinja o limite crítico de fitotoxidez. Para verificar esta hipótese, o presente estudo teve como objetivo verificar o impacto tanto da intensidade de pastejo, quanto do tempo de adoção de um sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo, nas formas de Al das fases sólida e líquida do solo, bem como a produtividade das culturas e de carne bovina.

## **5.2. Material e métodos**

A descrição e caracterização do protocolo experimental a que se refere o presente estudo foram apresentadas no Item 3. Em função disso, descreve-se, a seguir, as etapas relativas ao presente trabalho.

### **5.2.1. Obtenção das amostras de solo**

Para as análises deste estudo, usou-se o banco de solos do experimento, que se encontra armazenado no Laboratório de Pesquisa em Fertilidade do Solo da UFRGS. Dele, utilizaram-se amostragens trienais, que foram realizadas no período de 2001 a 2010, após a colheita da soja (comumente maio), nas quinze parcelas experimentais (Figura 6). As camadas amostradas foram 0,0-2,5; 2,5-5,0; 5,0-7,5; 7,5-10,0; 10,0-12,5; 12,5-15,0; 15,0-17,5; 17,5-20,0; 20,0-25,0; 25,0-30,0; 30,0-35,0 e 35,0-40,0 cm, sendo abertas de seis a oito trincheiras em cada parcela do experimento. Para as camadas de 0,0-20,0 cm, utilizou-se como equipamento de coleta uma pá; e, para as camadas de 20,0-40,0 cm, utilizou-se um trado holandês. Com o auxílio de uma régua e espátula, as camadas foram estratificadas a partir da amostra coletada na pá e no trado. A metodologia de coleta seguiu aquela recomendada e descrita por

CQFS RS/SC (2004). Após a coleta, as amostras foram armazenadas em sacos plásticos e levadas até o laboratório, onde foram secas em estufa de ar forçado ( $\approx 40^\circ\text{C}$ ), moídas, passadas em peneira de 2 mm para obtenção da fração terra fina seca ao ar (TFSA) e armazenadas em potes plásticos. Apesar das amostras terem sido coletadas em todos os tratamentos, para este estudo utilizaram-se apenas aquelas das parcelas de pastejo intensivo, pastejo moderado e sem pastejo (Figuras 6 e 7).

Para determinação das formas de Al na fase sólida (Item 5.2.2), as amostras foram compostas de modo a representar as camadas de 0,0-7,5; 7,5-15,0 e 15,0-30,0 cm. Já, para a extração da solução do solo (Item 5.2.3), o mesmo procedimento foi realizado, mas apenas para a camada de 0,0-7,5 cm. Para isto, utilizou-se um cachimbo volumétrico calibrado de 3 cm<sup>3</sup>.

#### 5.2.2. Análises da fase sólida do solo

O fracionamento do Al na fase sólida do solo foi realizado para identificar duas frações deste elemento. A fração trocável foi extraída com KCl 1 mol L<sup>-1</sup> (Al<sub>KCl</sub>), enquanto a fração não trocável + trocável foi extraída com CuCl<sub>2</sub> 0,5 mol L<sup>-1</sup> (Al<sub>CuCl<sub>2</sub></sub>), obtendo-se a fração não trocável pela subtração da Al<sub>CuCl<sub>2</sub></sub> pela Al<sub>KCl</sub>. A metodologia foi definida após os testes preliminares descritos no Item 4.1 e está exemplificada na Figura 8.

#### 5.2.3. Extração e análises da solução do solo

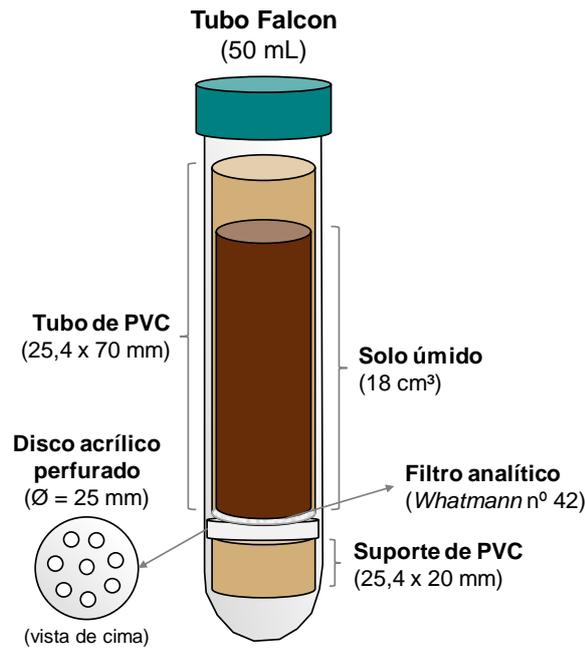
A extração da solução foi realizada pelo método da centrifugação rápida, descrito por Elkhatib et al. (1987), com algumas modificações descritas a seguir. Foram cortados cilindros de policloreto de vinila (PVC) ( $\varnothing = 25,4$  mm) com aproximadamente 7 cm de altura. A extremidade inferior do cilindro foi fechada com a colagem, com adesivo plástico incolor para PVC, de um papel filtro analítico *Whatman* nº 42 (faixa azul). Após a secagem da cola, preencheu-se o cilindro com 18 cm<sup>3</sup> de solo da camada de 0,0-7,5 cm. O preenchimento foi realizado de modo a não compactar a amostra.

Após, os cilindros foram colocados em recipientes de 50 mL, plásticos e descartáveis, contendo 8 mL de água destilada. Essa quantidade foi calculada

para atingir a umidade equivalente à capacidade de campo (CC), previamente determinada como sendo de  $0,41 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  para a camada em análise, de acordo com Costa (2013). Os cilindros foram tapados na sua extremidade superior com filme plástico para evitar a evaporação e deixados em repouso durante 16 horas para absorção da água através da força de capilaridade e equilíbrio das fases sólida, líquida e gasosa do solo. Esse procedimento foi repetido quatro vezes para cada amostra em análise, visando obter o volume de solução necessário para as análises posteriores.

Os cilindros com o solo já umedecido foram então alocados em tubos tipo Falcon de 50 mL, contendo um suporte (cilindro de PVC 20 x 25,4 mm) e um disco de acrílico perfurado ( $\varnothing = 25 \text{ mm}$ ). Os conjuntos (Figura 11) foram alocados em centrífuga (*NT 820, Novatecnica, Piracicaba, SP, Brasil*) e a centrifugação foi realizada a 2500 RPM (equivalente a 1300 g) durante 30 minutos, além do tempo de aceleração de 60 segundos e do tempo de frenagem de 120 segundos. A solução extraída, que ficou alocada na extremidade inferior dos tubos, foi recolhida em frascos plásticos, misturando-se a solução dos quatro tubos por amostra do solo. A umidade do solo relativa ao período pré- e pós-extração representou a solução do solo no potencial mátrico equivalente à água disponível do solo, entre o ponto de murcha permanente (PMP) e a CC.

Imediatamente após as extrações da solução do solo (Itens 5.3.4 e 5.3.5), uma amostra ( $\geq 3,0 \text{ mL}$ ) foi separada, visando evitar contaminação para as análises posteriores, e a leitura do pH e da CE foi realizada. Para estas leituras utilizou-se peagâmetro (*DM-2, Digimed, São Paulo, SP, Brasil*) e condutivímetro (*DM-3, Digimed, São Paulo, SP, Brasil*) portáteis, visando diminuir o tempo entre a extração e a leitura, que foram realizadas no máximo 15 minutos após a extração. Concomitantemente, outra parte da amostra ( $> 0,5$  e  $\leq 2,0 \text{ mL}$ ) foi destinada para a determinação do COD, após filtragem em membrana de politereftalato de etileno com poros de  $0,22 \mu\text{m}$ . O COD foi determinado pelo método de Moore (1985), misturando-se as amostras de solução com mistura sulfocrômica, na proporção 1:1, e posterior incubação em estufa por 4 horas, a  $60^\circ\text{C}$ . A leitura foi realizada em espectrofotômetro (*UV-1600, Pró-Análise, Porto Alegre, RS, Brasil*), no comprimento de onda de 580 nm. O tempo máximo que as amostras permaneceram a  $4^\circ\text{C}$  (para diminuir a atividade microbiana) entre a extração e a análise do COD foi de 12 horas.



**Figura 11.** Desenho esquemático do conjunto para extração da solução em amostras deformadas de solo pelo método da centrifugação.

Por fim, uma terceira parte da amostra da solução do solo ( $\geq 5,0$  mL) também foi filtrada com a mesma membrana, acondicionada em recipientes plásticos estéreis e mantida a  $-18^{\circ}\text{C}$ . Posteriormente, após o descongelamento da alíquota  $\geq 5,0$  mL, foram determinados os teores totais de Al, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, P e Zn, por espectrometria de emissão atômica por plasma acoplado indutivamente (*ICP-AES Perkin Elmer, Akron, Ohio, USA*), e de  $\text{Cl}^{-}$ ,  $\text{F}^{-}$ ,  $\text{NO}_3^{-}$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ , por cromatografia iônica (*S135, Sykam Ion Chromatograph, Germany*). O  $\text{NH}_4^{+}$  foi analisado por destilação por arraste de vapor pelo método de Kjeldahl (Tedesco et al., 1995).

De posse desses dados, a especiação iônica da solução foi realizada com o auxílio do *software* vMINTEQ versão 3.0 (Gustafsson, 2012). Para o cálculo dos coeficientes de atividade, optou-se pela utilização da equação de Davies (Equação 14). A força iônica foi estimada a partir da CE, após testes com três diferentes métodos (Item 4.2), pela equação de Marion & Babcock (1976) (Tabela 7), conforme proposta de Sposito (2008). O modelo de MO dissolvida utilizado, também após a realização de testes (Item 4.3), foi o Gaussian DOM.

#### 5.2.4. Determinação do rendimento de grãos da soja e da produção de pasto e carne

Utilizou-se, neste estudo, o rendimento de grãos da soja de nove safras (2001/02, 2002/03, 2003/04, 2004/05, 2005/06, 2006/07, 2007/08, 2008/09 e 2009/10), com a coleta manual de 10 m lineares (em cinco locais aleatórios de 2 m) em cada parcela, previamente à colheita mecanizada de toda a área. A pesagem dos grãos ocorreu imediatamente após a trilha, ajustando-se a umidade para 130 g kg<sup>-1</sup>. A produção total do pasto foi estimada também durante nove ciclos de pastejo hibernar (2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008 e 2009), pela taxa de acúmulo monitorada com cortes a cada 28 dias, utilizando-se três gaiolas de exclusão de pastejo por parcela, conforme metodologia de Klingman et al. (1943). Todos os cortes foram realizados em área de 0,25 m<sup>2</sup> e acima do mantilho. As amostras foram secas em estufa de circulação forçada de ar a 50°C até peso constante. A produção total de matéria seca (PTMS) foi estimada pelo somatório das produções dos subperíodos (taxa de acúmulo x número de dias do subperíodo), somada à massa do início do pastejo. A determinação da produção de carne bovina foi realizada para os mesmos períodos hibernais da produção do pasto, por pesagem dos animais (permanentes e de ajuste) antes da sua entrada e após sua saída da área experimental, até o término do período de pastejo.

#### 5.2.5. Análises estatísticas

Os resultados foram submetidos a testes para verificação da normalidade dos dados (variância constante e independência e normalidade dos erros) e, posteriormente, à análise de variância (ANOVA) que, quando significativa ( $p < 0,05$ ), foi procedida do teste de Tukey para comparação de médias ( $p < 0,05$ ). Os seguintes modelos estatísticos foram utilizados na ANOVA:

a) *Atributos da solução do solo e atividade e distribuição do AI:*

$$Y_{ijk} = \mu + B_i + P_j + \text{Erro a (ij)} + A_k + \text{Erro b (ik)} + P_j A_k + \text{Erro c (ijk)}$$

Onde:  $\mu$  = média geral do experimento; B = bloco ( $i = 1, 2, 3$ ); P = manejo da pastagem hibernar ( $j = 1, 2, 3$ ); A = Anos após a adoção do sistema ( $k = 1, 2, 3, 4$ ) e Erro = erro experimental.

*b) Atributos de acidez, carbono orgânico total e frações de alumínio da fase sólida do solo:*

$$Y_{ijk} = \mu + B_i + P_j + \text{Erro a (ij)} + C_k + P_j C_k + \text{Erro b (ik)} + A_l + P_j A_l + C_k A_l + P_j C_k A_l + \text{Erro c (ijkl)}$$

Onde:  $\mu$  = média geral do experimento; B = bloco ( $i = 1, 2, 3$ ); P = manejo da pastagem hiberna ( $j = 1, 2, 3$ ); C = Camada de solo ( $k = 1, 2, 3$ ); A = Anos após a adoção do sistema ( $l = 1, 2$ ) e Erro = erro experimental.

*c) Produção média anual de soja, pasto e carne:*

$$Y_{ijk} = \mu + B_i + P_j + \text{Erro a (ij)}$$

Onde:  $\mu$  = média geral do experimento; B = bloco ( $i = 1, 2, 3$ ); P = manejo da pastagem hiberna ( $j = 1, 2, 3$ ) e Erro = erro experimental.

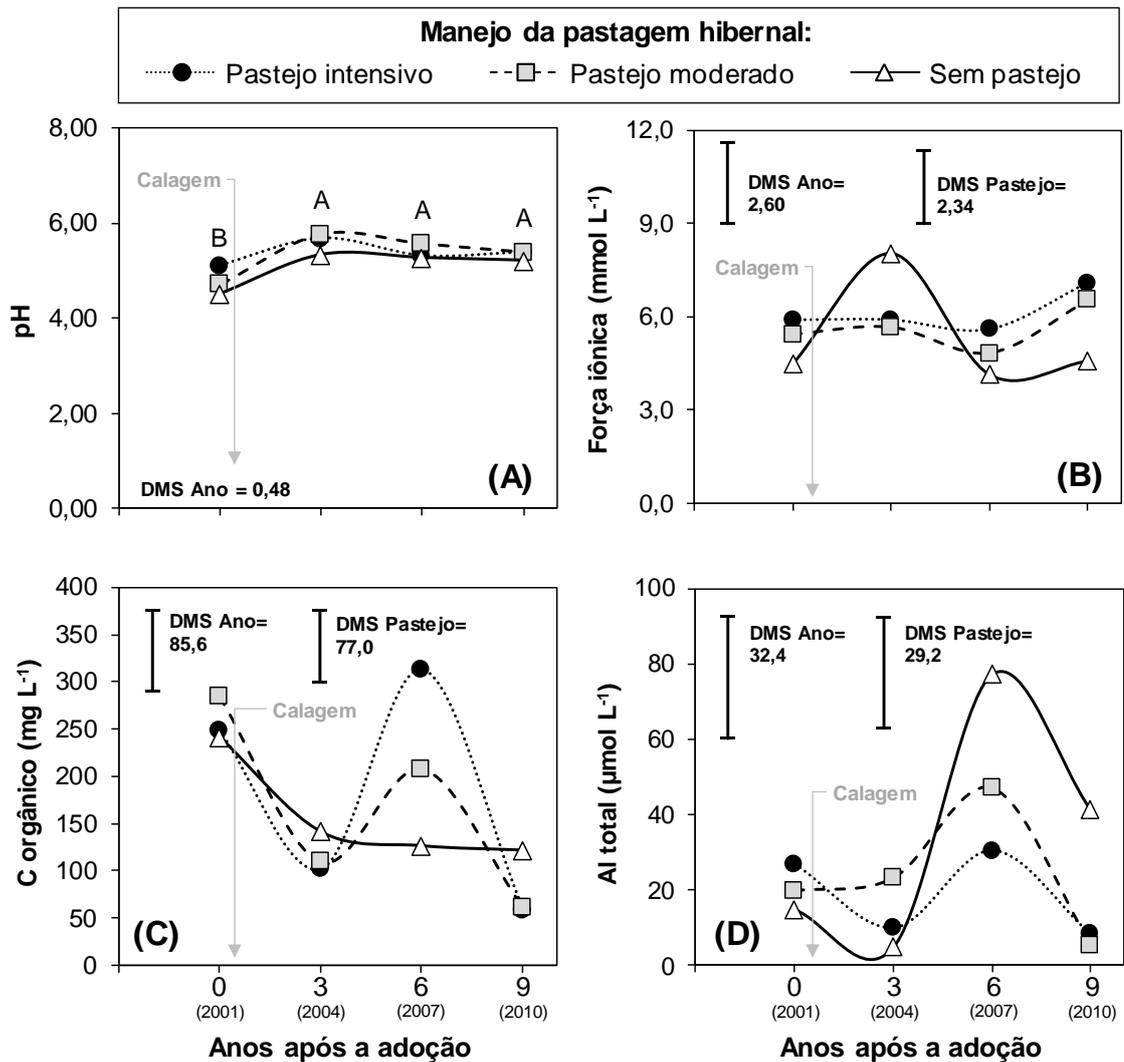
### 5.3. Resultados

#### 5.3.1. Evolução temporal dos principais atributos químicos e espécies e atividade de alumínio na solução do solo ao longo do tempo

Na solução, o pH e o COD, que coordenam a dinâmica do Al, foram afetados pelo tempo e intensidade de pastejo (Figura 12). No pH, não foram observadas diferenças em relação à presença do animal (com ou sem pastejo), assim como a sua magnitude (pastejo intensivo ou moderado), mas sim do tempo. Menores valores foram encontrados no início do experimento (incluir valor médio) (Figura 12A), em maio de 2001, seis meses antes da primeira aplicação superficial de calcário na área (Item 3.2). O COD apresentou diferenças entre os pastejos apenas aos seis anos, aumentando com a intensidade de pastejo (Figura 12C).

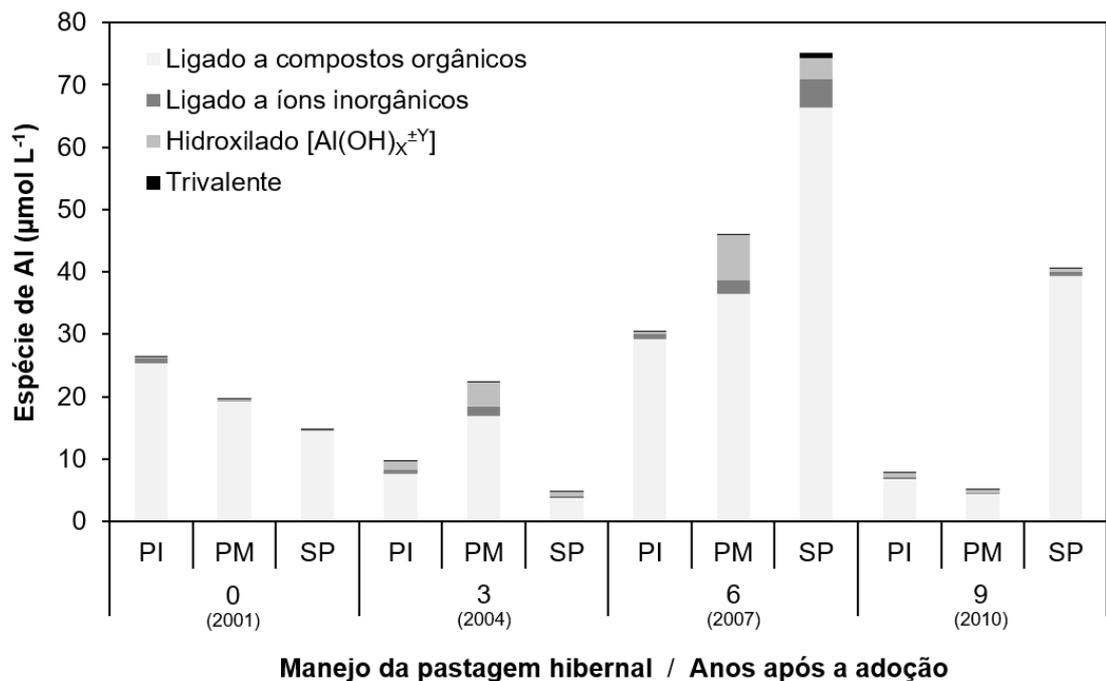
A força iônica da solução do solo (Figura 12B) foi igual entre as intensidades de pastejo em duas das quatro avaliações (no início e após seis anos), sendo maior nas áreas sem pastejo e de pastejo intensivo aos três e nove anos, respectivamente. Comportamento similar (diferença entre as intensidades de pastejo em duas das quatro avaliações) foi observado para o Al total em solução (Figura 12D). Nota-se claramente a influência do tempo na ocorrência das diferenças de Al dissolvido entre os manejos. Essa diferença, embora mude

de magnitude, é consistente aos seis e aos nove anos após a instalação do experimento: menores valores de Al nas áreas com pastejo (em média, 39 e 7  $\mu\text{mol L}^{-1}$  aos 6 e 9 anos após a adoção do sistema, respectivamente), independentemente da intensidade, comparativamente a áreas sem pastejo (77 e 41  $\mu\text{mol L}^{-1}$  aos 6 e 9 anos após a adoção do sistema, respectivamente) (Figura 12D).



**Figura 12.** Evolução temporal do pH (A), da força iônica (B), do carbono orgânico (C) e do Al total (D) da solução da camada superficial de um Latossolo Vermelho em sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hibernal no subtropical brasileiro. Camada de solo analisada: 0,0-7,5 cm. A acidez do solo foi corrigida após a coleta do solo no ano zero (2001, implantação do experimento), com aplicação superficial de calcário. Teste de Tukey ( $p < 0,05$ ): DMS = diferença mínima significativa; letras maiúsculas diferenciam os anos, na média dos pastejo; letras iguais ou ausência de informação estatística indicam que não houve diferença ( $p > 0,05$ ).

A variação nos principais atributos da solução do solo (Figura 12) acarretaram em diferenças na especiação do Al (Figura 13). A espécie preponderante, independentemente do manejo da pastagem hiberna e do tempo, foi aquela ligada a compostos orgânicos (em média,  $86\pm 2\%$ ), especialmente na primeira avaliação (em média,  $97\pm 1\%$ ). Porém, as formas hidroxiladas apresentaram uma importância relativamente alta aos três anos após a adoção do SIPA, provavelmente devido à calagem (aumento de OH-) realizada na implantação (em média,  $17\pm 4\%$ , comparado a apenas  $5\pm 2\%$  dos demais anos avaliados), assim como as formas ligadas a íons inorgânicos (principalmente aos ânions sulfato e fosfato) (em média,  $7\pm 1\%$ , comparado a apenas  $3\pm 1\%$  dos demais anos avaliados), que acompanharam a tendência apresentada para a força iônica da solução (Figura 12B).



**Figura 13.** Evolução temporal da concentração das espécies de alumínio na solução da camada superficial do solo em sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hiberna no subtrópico brasileiro. Camada de solo analisada: 0,0-7,5 cm. A acidez do solo foi corrigida após a coleta do solo no ano zero (2001, implantação do experimento), com aplicação superficial de calcário. PI = Pastejo intensivo; PM = Pastejo moderado; SP = Sem pastejo.

A proporção de  $Al^{3+}$  aumentou ao longo do tempo, principalmente nas áreas com pastejo aos nove anos após a adoção do SIPA (média de 0,8% nas três primeiras avaliações e 2,9% na última) ( $p < 0,05$ ). Nas áreas sem pastejo, essa proporção, mesmo poucos anos após a calagem, se manteve inalterada e

foi, em média, de 1,2% (Tabela 10). Apesar disso, no sexto ano maiores proporções de  $Al^{3+}$  foram observadas na ausência do pastejo; ao passo que no nono ano o cenário se inverteu, com maiores proporções nas áreas pastejadas (Tabela 10), apesar do menor teor de Al total em solução (Figura 12D).

A atividade do  $Al^{3+}$  também foi afetada pelos manejos e pelo tempo, sendo maior na área de pastejo moderado no terceiro ano e na área sem pastejo no sexto ano. Nas demais épocas, não houve diferença ( $p>0,05$ ) entre os manejos. Ao contrário da proporção de  $Al^{3+}$  em solução, a atividade desta espécie foi afetada pelo tempo apenas nas áreas sem pastejo, chegando aos mais altos valores no sexto e nono ano (Tabela 10). Apesar disso, em nenhum manejo foi verificada atividade superior a  $10^{-6}$  mol  $L^{-1}$ , valor tido como crítico para ocorrer a fitotoxidez do Al (Shann & Bertsch, 1993; Kinraide, 1997).

**Tabela 10.** Evolução temporal da proporção da espécie  $Al^{3+}$  e do logaritmo de sua atividade na solução da camada superficial de um Latossolo Vermelho em sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hibernal no subtropical brasileiro

Manejo da pastagem hibernal	Anos após a adoção			
	0 (2001)	3 (2004)	6 (2007)	9 (2010)
----- Proporção de $Al^{3+}$ (%) -----				
Pastejo intensivo	0,6 Ab	1,3 Ab	0,4 Bb	3,3 Aa
Pastejo moderado	0,7 Ab	1,0 Ab	0,5 Bb	2,4 Aa
Sem pastejo	0,8 Aa	1,5 Aa	1,6 Aa	1,0 Ba
----- Logaritmo da atividade do $Al^{3+}$ (mol $L^{-1}$ ) -----				
Pastejo intensivo	-7,11 Aa	-7,34 ABa	-7,26 Ba	-6,93 Aa
Pastejo moderado	-7,22 Aa	-6,99 Aa	-6,99 Ba	-7,24 Aa
Sem pastejo	-7,20 Bbc	-7,56 Bc	-6,40 Aa	-6,74 Aab

Camada de solo analisada: 0,0-7,5 cm. A acidez do solo foi corrigida após a coleta do solo no ano zero (2001, implantação do experimento), com aplicação superficial de calcário. Teste de Tukey ( $p<0,05$ ): letras maiúsculas diferenciam os pastejos, dentro de cada ano; letras minúsculas diferenciam os anos, dentro de cada pastejo ( $p>0,05$ ).

### 5.3.2. Atributos de acidez, carbono orgânico total e frações de alumínio da fase sólida do solo no início e após nove anos

Apesar dos atributos químicos da fase sólida do solo contarem com três diferentes fontes de variação analisadas (manejo da pastagem hibernal, camada de solo e tempo), apenas as variáveis saturação por Al e C orgânico total apresentaram efeito significativo ( $p<0,05$ ) para a interação tripla desses

fatores (Tabela 11). O que se observou preponderantemente foi o efeito ( $p < 0,05$ ) da interação entre o manejo da pastagem hiberna e o tempo (independentemente da camada de solo analisada) e entre a camada de solo e o tempo (independentemente do manejo da pastagem hiberna avaliado), para o pH, saturação por bases (Tabela 11) e as frações de Al da fase sólida (Figura 14).

O pH permaneceu abaixo de 5,5 e não se diferenciou entre os diferentes manejos da pastagem hiberna em todas as situações analisadas, denotando a alta acidez do solo nas duas coletas realizadas. Além da estratificação ao longo do perfil do solo, com menores valores nas camadas mais profundas, o pastejo intensivo foi o único que apresentou um pH mais ácido, na média das camadas, após 9 anos de adoção do sistema e 8,5 anos da calagem superficial. Na média dos manejos, menores valores na camada superficial do solo também foi observado nesta data, em comparação à coleta realizada antes do estabelecimento do experimento (Tabela 11).

Por outro lado, tanto a saturação por bases como por Al sofreram influência do tempo e do manejo da pastagem. Apesar das diferenças desses atributos no início do experimento, o comportamento após nove anos foi consistente: solo mais ácido, com menor saturação por bases e maior saturação por Al, nas áreas sem pastejo. O processo de reacidificação do solo foi tão maior quando da ausência do animal que a saturação por bases foi igual àquela do início do experimento e a saturação por Al apresentou-se superior em todas as camadas (Tabela 11).

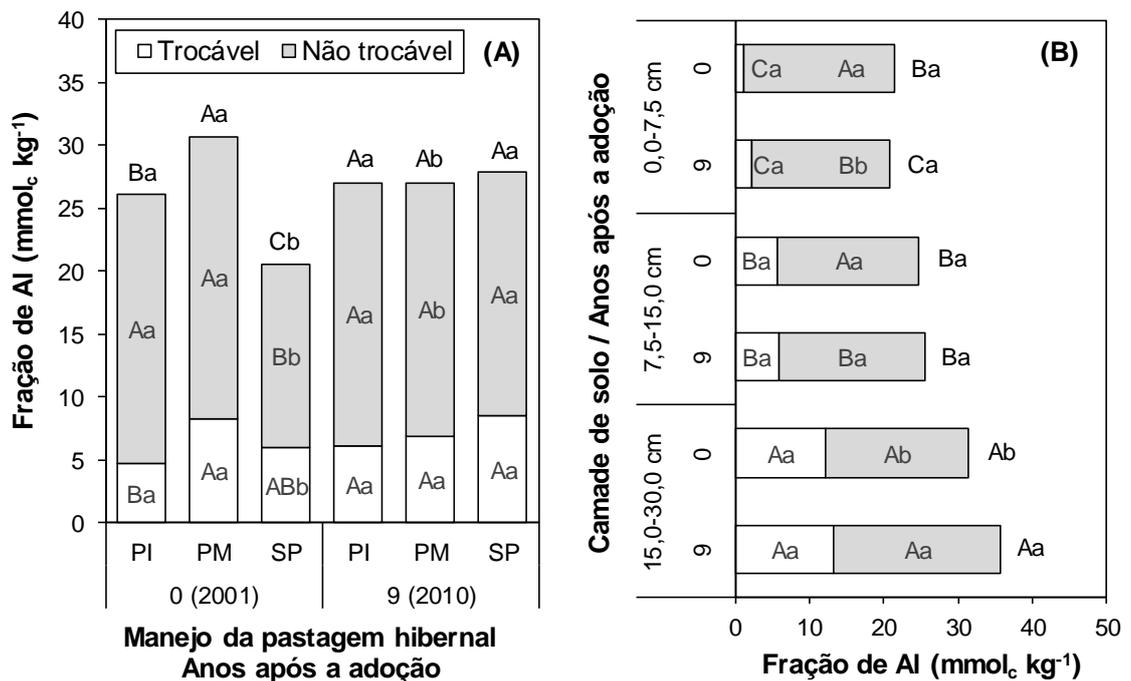
O C orgânico total do solo, que também apresentava diferenças entre as áreas no início do experimento (no geral, menores teores no tratamento sem pastejo até 15 cm), após nove anos o pastejo moderado e o sem pastejo se igualaram, com o pastejo intensivo apresentando o menor teor de C até a profundidade de 15 cm, não havendo diferença entre os manejos na camada de 15,0-30,0 cm (Tabela 11). Esses dados corroboraram com outros anteriormente encontrados na mesma área experimental em relação aos atributos de acidez (Martins et al., 2014a, 2016a) e e C orgânico (Souza et al., 2009; Assmann et al., 2014).

**Tabela 11.** Atributos de acidez e carbono orgânico total em diferentes camadas de um Latossolo Vermelho no início e após nove anos da adoção de sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hibernal no subtropical brasileiro

Camada de solo (cm)	Anos após a adoção	Manejo da pastagem hibernal			Média
		Pastejo intensivo	Pastejo moderado	Sem pastejo	
<b>pH em água (1:1)</b>					
0,0-7,5	0 (2001)	5,3	5,1	5,0	5,2 Aa
	9 (2010)	4,9	4,9	5,0	4,9 Ab
7,5-15,0	0 (2001)	4,8	4,6	4,7	4,7 Ba
	9 (2010)	4,7	4,7	4,6	4,7 Ba
15,0-30,0	0 (2001)	4,6	4,5	4,4	4,5 Ca
	9 (2010)	4,5	4,6	4,5	4,5 Ba
Média	0 (2001)	4,9 Aa	4,7 Aa	4,8 Aa	
	9 (2010)	4,7 Ab	4,7 Aa	4,7 Aa	
<b>Saturação por bases (%)</b>					
0,0-7,5	0 (2001)	57	50	49	52 Ab
	9 (2010)	69	66	56	64 Aa
7,5-15,0	0 (2001)	42	31	36	36 Bb
	9 (2010)	54	56	38	49 Ba
15,0-30,0	0 (2001)	31	23	23	26 Ca
	9 (2010)	34	31	25	30 Ca
Média	0 (2001)	44 Ab	35 Bb	36 ABa	
	9 (2010)	52 Aa	51 Aa	40 Ba	
<b>Saturação por alumínio (%)</b>					
0,0-7,5	0 (2001)	3 Aa	7 Aa	5 Ab	5
	9 (2010)	5 Ba	5 Ba	18 Aa	9
7,5-15,0	0 (2001)	14 Ba	27 Aa	19 ABb	20
	9 (2010)	15 Ba	16 Bb	45 Aa	25
15,0-30,0	0 (2001)	26 Bb	41 Aa	36 ABb	34
	9 (2010)	42 Ba	42 Ba	57 Aa	47
Média	0 (2001)	14	25	20	
	9 (2010)	21	21	40	
<b>Carbono orgânico total (g kg<sup>-1</sup>)</b>					
0,0-7,5	0 (2001)	28 Aa	27 Ab	24 Bb	26
	9 (2010)	24 Bb	29 Aa	29 Aa	27
7,5-15,0	0 (2001)	19 Aa	18 ABb	17 Bb	18
	9 (2010)	17 Bb	20 Aa	20 Aa	19
15,0-30,0	0 (2001)	17 Aa	16 Aa	15 Aa	16
	9 (2010)	14 Ab	16 Aa	16 Aa	15
Média	0 (2001)	21	20	19	
	9 (2010)	18	22	22	

A acidez do solo foi corrigida imediatamente após a coleta do solo no ano zero (2001, implantação do experimento), com aplicação superficial de calcário. Teste de Tukey ( $p < 0,05$ ): letras maiúsculas diferenciam os manejos da pastagem (na linha, dentro de cada ano e camada de solo) ou as camadas de solo (na coluna, dentro de cada ano e independentemente do manejo da pastagem hibernal); letras minúsculas diferenciam os anos, dentro de cada manejo da pastagem e camada de solo.

Para o fracionamento do Al (Figura 14), nota-se que as frações também já eram diferentes entre as áreas no início do experimento, com as áreas sem pastejo apresentando menores teores da fração não trocável e total (trocável + não trocável), na média das diferentes camadas analisadas. No entanto, após nove anos, todos os manejos se igualaram, para todas as frações analisadas (Figura 14A). Nesse sentido, torna-se importante avaliar como cada manejo evoluiu individualmente, no tempo e a partir da sua condição inicial.



**Figura 14.** Alumínio trocável e não trocável de um Latossolo Vermelho no início e após nove anos da adoção de sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte no subtropical brasileiro, em diferentes manejos da pastagem hibernar na média das camadas de solo (A) e em diferentes camadas de solo na média dos manejos da pastagem hibernar (B). A acidez do solo foi corrigida após a coleta do solo no ano zero (2001, implantação do experimento), com aplicação superficial de calcário. Teste de Tukey ( $p < 0,05$ ): (A) letras maiúsculas diferenciam os manejos da pastagem, dentro de cada ano e fração de Al, e letras minúsculas diferenciam os anos, dentro de cada manejo da pastagem e fração de Al; (B) letras maiúsculas diferenciam as camadas de solo, dentro de cada ano e fração de Al, e letras minúsculas diferenciam os anos, dentro de cada camada de solo e fração de Al.

Em relação à fração trocável, o único tratamento que alterou os seus teores foi a área sem pastejo, aumentando-os ao longo do tempo. Já na fração não trocável, enquanto o tratamento sem pastejo seguiu a mesma tendência da fração trocável (aumento), as áreas de pastejo moderado tiveram um

decréscimo. O mesmo comportamento foi observado na soma das duas frações. O manejo de pastejo intensivo foi o único que permaneceu inalterado ao longo do tempo. Nota-se, na Figura 14B, que a principal camada responsável pelos maiores teores de Al é a subsuperficial (15,0-30,0 cm), que apresentou maiores teores nas duas épocas de avaliação. No entanto, a fração responsável por esses maiores teores é a trocável, pois a não trocável pouco se altera ao longo do perfil do solo (aumento máximo de 1,2 vezes, em comparação à trocável que aumentou até quase 12 vezes).

Além das diferenças observadas entre os objetos de estudo, é importante ressaltar a grande preponderância da fração de Al não trocável (complexada com a MO) sobre a trocável (teoricamente, biodisponível) (Figura 14), principalmente na camada superficial (Figura 14B). Isto corrobora com os dados de especiação da solução da camada superficial do solo, onde demonstrou-se que grande parte do Al está ligado a compostos orgânicos (Figura 13).

### 5.3.3. Produção média anual de soja, pasto e carne após nove anos

Apesar das diferenças observadas devido ao impacto do manejo da pastagem hiberna nos atributos químicos das fases líquida e sólida do solo, conforme apresentado anteriormente (Itens 5.3.1 e 5.3.2), o rendimento de grãos de soja não foi afetado ( $p > 0,05$ ) pelos tratamentos, sendo, em média, de 2,54 Mg ha<sup>-1</sup>. A PTMS de pasto também não diferiu entre os manejos, sendo igual nas áreas pastejadas e não pastejadas. Já em relação à produção de carne bovina, em média 73 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> a mais foi produzido quando da utilização de alta intensidade de pastejo (pastejo intensivo), comparativamente às áreas com pastejo moderado (Tabela 12).

**Tabela 12.** Produção média anual de grãos de soja, matéria seca de pasto (aveia preta + azevém) e carne bovina em sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hiberna no subtropical brasileiro

Produção do sistema (média anual)	Manejo da pastagem hiberna		
	Pastejo intensivo	Pastejo moderado	Sem pastejo
Grãos de soja (Mg ha <sup>-1</sup> )	2,54 A	2,50 A	2,57 A
Matéria seca de pasto (Mg ha <sup>-1</sup> )	6,62 A	6,78 A	6,35 A
Carne bovina (kg ha <sup>-1</sup> )	294 A	221 B	-

Dados médios de nove safras de soja e nove ciclos de pastejo. Teste de Tukey ( $p < 0,05$ ): letras maiúsculas diferenciam os pastejos, na linha; letras iguais ou ausência de informação estatística indicam que não houve diferença ( $p > 0,05$ ).

#### 5.4. Discussão

Nos últimos anos, com a expansão da semeadura direta (FEBRAPDP, 2013) e consolidação de áreas de longo prazo com ausência de revolvimento do solo, vem-se observando uma dinâmica distinta do AI e de seus efeitos tóxicos às plantas agrícolas (Salet et al., 1999; Brown et al., 2008; Alleoni et al., 2010). Apesar disso, ainda se desconhece qual o impacto da inserção do componente animal no sistema de produção agrícola, constituindo um SIPA. Essa temática ganha importância, uma vez que a FAO vem reconhecendo esses sistemas como uma das alternativas mais promissoras para a intensificação sustentável da produção de alimentos (FAO, 2010b); e, sabe-se, que ocorrem muitas modificações nos atributos químicos do solo quando da adoção do SIPA, sobretudo no longo prazo (Carvalho et al., 2010; Ferreira et al., 2009; Costa et al., 2014; Martins et al., 2014a, 2016a).

No presente estudo, verificou-se que a inserção do animal provoca, no longo prazo, alterações na dinâmica e disponibilidade do AI, mensurada tanto pelas espécies de AI em solução (Figura 13 e Tabela 10) como pelas frações desse elemento na fase sólida do solo (Figura 14A), em comparação às áreas sem pastejo em que a pastagem hiberna é utilizada apenas como cultura de cobertura. Apesar dos atributos da solução do solo que influenciam a dinâmica do AI (pH, força iônica e C orgânico) não terem apresentado um comportamento consistente ao longo dos anos (Figura 12A, B e C), provavelmente por características intrínsecas de alta variabilidade desta fase do solo (Wolt, 1994;

Essington, 2003), o teor total desse elemento na solução do solo foi maior nas áreas sem pastejo ao longo do tempo após o início do experimento (Figura 12D), corroborando com a maior saturação por Al também observada na fase sólida do solo (Tabela 11) e com os resultados dos trabalhos de Martins et al. (2014a, 2016a). Além disso, a ausência do pastejo resultou em aumento, com o tempo, das frações trocável e não trocável do Al (Figura 14A).

A maior saturação por Al nas áreas sem pastejo, em comparação às pastejadas (Tabela 11), deve-se, sobretudo, à perda de cátions básicos ( $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$ ), que acarreta também numa menor saturação por bases. De acordo com Martins et al. (2014a), na mesma área experimental, as perdas de Ca por lixiviação foram da ordem de 172, 101 e 279  $kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$  para os manejos de pastejo intensivo, pastejo moderado e sem pastejo, respectivamente. A perda de cátions básicos é um dos processos responsáveis pela solubilização do Al dos minerais para o complexo de troca e/ou fase líquida do solo (Lindsay & Walthall, 1996) e também pode ser acompanhada por decréscimo no pH quando o ânion acompanhante do cátion, na lixiviação, for o nitrato (Bolan & Hedley, 2003). A importância do processo de perda de cátions básicos torna-se evidente quando se compara os teores de Al trocável após nove anos (Figura 14A), que foram iguais entre os manejos, mas mesmo assim resultaram em diferentes saturações desse elemento no complexo sortivo (Tabela 11). De acordo com Coventry et al. (2003), uma das estratégias para se diminuir as taxas de acidificação do solo é justamente a inserção de espécies ou modificações de manejo, como o pastejo de espécies forrageiras, que estimulam o contínuo crescimento da parte aérea e das raízes das plantas até camadas mais profundas de solo, como já foi observado no presente experimento (Souza et al., 2008), aumentando a ciclagem e diminuindo as perdas de nutrientes do sistema (Martins et al., 2014a, 2016a).

Os valores de pH são muito similares entre os diferentes manejos da pastagem hiberna, variando entre 5,21 e 5,58 para a solução do solo (Figura 12A) e 4,71 e 4,73 para a fase sólida do solo (Tabela 11). Esse é um indicativo de que outros fatores, para além do pH, estão controlando a disponibilidade do Al, como os compostos orgânicos, conforme também demonstrado por Brown et al. (2008). Isso é verificado quando se analisa a proporção de  $Al^{3+}$  em solução, aos nove anos após a adoção do sistema, que é menor nas áreas sem pastejo

(Tabela 10), apesar do maior teor de Al total em solução (Figura 12D), mas que também é acompanhado de teor maior de COD (Figura 12C). Por outro lado, apesar do aumento de C orgânico total da fase sólida do solo, verificado nas áreas sem pastejo devido ao maior resíduo deixado pela pastagem hiberna ao fim do ciclo (Assmann et al., 2014) (Tabela 11), esse foi o único tratamento que apresentou aumento, no tempo, nos teores de Al de todas as frações analisadas (Figura 14A), assim como mudanças na atividade do  $Al^{3+}$  em solução (Tabela 10). Assim, também é possível que o Al dissolvido da fase mineral do solo, pelo processo de reacidificação, fique mais “imobilizado” pelos compostos orgânicos nas áreas sem pastejo e, conseqüentemente, indisponível para participar de outros processos como a neoformação de minerais 2:1 com hidróxi-Al nas entrecamadas (Rich, 1968; Barnhisel & Bertch, 1989; Meunier, 2007). Essa fração de Al não é contemplada na metodologia de fracionamento utilizada no presente estudo, mas já existem evidências de que poderia estar ocorrendo nos tratamentos com pastejo do experimento (Bertolazi et al., 2015).

Embora, pelos resultados obtidos se possa afirmar que as áreas sem pastejo favorecem a dissolução do Al da fase sólida mineral do solo (Figuras 12D e 14A e Tabela 11), verifica-se que a presença de espécies fitotóxicas é baixa (Figura 13 e Tabela 10), devido à complexação com compostos orgânicos, mantendo a atividade do  $Al^{3+}$  (Tabela 10) em patamares abaixo daqueles considerados como tóxicos às plantas, que é  $\geq 10^{-6} \text{ mol L}^{-1}$  (Shann & Bertsch, 1993; Kinraide, 1997). Por isso, não há diferenças na produção média anual, tanto dos grãos de soja quanto da PTMS da pastagem, nos diferentes manejos testados (Tabela 12). Em relação à soja, a produtividade média obtida nas nove safras analisadas foi maior do que a média da região que, no mesmo período, foi de apenas  $1,96 \text{ Mg ha}^{-1}$  (CONAB, 2016). Para a carne, a tendência seguiu aquela já observada em diversos trabalhos (Oliveira et al., 2014; Rocha et al., 2011; Aguinaga et al., 2006), com maior produção nas áreas de pastejo intensivo devido à maior carga de bovinos utilizada para manter o pasto na altura de 10 cm.

Assim, fica claro que a inserção do animal no período hiberna, não impacta negativamente a dinâmica da acidez e do Al do solo ao longo do tempo. Pelo contrário, acaba resultando em maior saturação por bases, menor saturação por Al (Tabela 11) e similar disponibilidade de Al mensurado nas fases

líquida (Figura 13 e Tabela 10) e sólida do solo (Figura 14A), mantendo valores de pH iguais aos da área sem pastejo (Figura 12A e Tabela 11), mesmo com menor acúmulo de C que ocorre principalmente quando da adoção do pastejo intensivo (Tabela 11). Esses resultados são relevantes, pois o SIPA constitui-se como uma alternativa para extensas áreas do sul do Brasil, aumentando a eficiência do uso da terra e a diversificação das atividades nas propriedades rurais (Carvalho et al., 2015a). No entanto, estudos mais aprofundados necessitam serem realizados abordando especificamente a dinâmica do Al na reacidificação do solo após a calagem, avaliando-se qual o processo preponderante de dreno de Al que ocorre nos diferentes manejos da pastagem hiberna: se uma possível neoformação de minerais ou a mera complexação com compostos orgânicos.

### **5.5. Conclusões**

O tempo de adoção do sistema e o manejo da pastagem hiberna influenciam as formas de Al tanto das fases sólida como líquida do solo. A partir do sexto ao nono ano de adoção, ocorre, nas áreas com pastejo (independentemente da intensidade avaliada), menor disponibilidade de Al total em solução e maior saturação por bases e menor saturação por Al na fase sólida do solo, em relação às áreas sem pastejo. No entanto, o pH é similar entre áreas com e sem pastejo. Apesar dessa dinâmica diferenciada, o alto aporte de material orgânico da pastagem nas áreas sem pastejo garante que a espécie preponderante do Al no solo seja aquela ligada a compostos orgânicos (75 a 98% na fase líquida e 61 a 95% na fase sólida), mantendo as espécies fitotóxicas e a atividade do Al trivalente em patamares abaixo daqueles considerados críticos (em média,  $10^{-7,1}$  mol L<sup>-1</sup>), não afetando a produtividade da soja e da aveia preta + azevém.

## **6. CAPÍTULO V – ESTUDO 2: O PAPEL DA CALAGEM E DO PASTEJO HIBERNAL NAS ESPÉCIES E FRAÇÕES DE ALUMÍNIO DO SOLO E NA PRODUTIVIDADE DA SOJA EM SEMEADURA DIRETA DE LONGO PRAZO**

### **6.1. Introdução**

Em solos ácidos (pH <5,0), a presença de Al no complexo sortivo é o principal fator limitante para a produção de alimentos (Foy, 1998). A origem natural do Al nesses solos provém do processo avançado de intemperismo (Von Uexküll & Mutert, 1995). O que ocorre é a dissolução dos minerais primários e secundários devido ao aumento da atividade do H<sup>+</sup> no solo (Coleman & Thomas, 1967; Lindsay, 1979) que ocorre como resultante de inúmeros processos que envolvem principalmente o ciclo do C e do N (Bolan & Hedley, 2003), liberando o Al para a solução do solo e tornando-o potencialmente fitotóxico. Por tal razão, a prática da calagem, visando aumentar o pH do solo e neutralizar o Al, é indispensável para a produção de alimentos em tais condições (Sposito, 2008).

No entanto, o que vem se observando em estudos recentes que contemplam sistemas de produção em semeadura direta (ausência de revolvimento do solo), com acúmulo de C orgânico, é a baixa ou até mesmo a ausência de resposta das culturas à calagem e melhoria dos atributos de acidez do solo – especialmente quando não há déficit hídrico –, tanto em sistemas puramente agrícolas (Caires et al., 2005, 2008, 2010; Brown et al., 2008; Joris et al., 2013), como em áreas com integração entre a lavoura e a pecuária (Martins et al., 2014b). A explicação para tal resposta está justamente na dinâmica do Al, que é muito influenciada por reações que envolvem compostos orgânicos. De

acordo com Vance et al. (1996), a complexação do Al por esses compostos é de primordial importância em regular os níveis do  $Al^{3+}$ , a forma mais tóxica às plantas. Diversos trabalhos já verificaram a influência do acúmulo de C orgânico no comportamento do Al fitotóxico, comparando áreas com e sem preparo do solo (Salet, 1998; Salet et al., 1999) e áreas de semeadura direta com e sem aplicação de calcário (Brown et al., 2008; Alleoni et al., 2010). Trabalhando com dois Latossolos do Brasil, Alleoni et al. (2010) verificaram que a proporção de  $Al^{3+}$  permanece a mesma em áreas com e sem calagem, havendo preponderância do Al nas suas formas hidroxiladas e ligado a compostos orgânicos, respectivamente. Porém, ainda se desconhece o efeito que a inserção do componente animal, caracterizando um SIPA, possui sobre a dinâmica do Al em tais condições.

Os SIPA são reconhecidos como um dos caminhos seguros de intensificação sustentável para a produção de alimentos no futuro (FAO, 2010), pois se caracterizam pela exploração de sinergismos e propriedades emergentes que resultam das novas interações entre os componentes solo, planta, animal e atmosfera (Carvalho et al., 2010). A inserção do animal em pastejo modifica os fluxos no *continuum* solo-planta-atmosfera, pois o mesmo atua como um catalisador dos processos (Moraes et al., 2014a). Em relação à temática da acidez do solo, os resultados a respeito da resposta da cultura da fase lavoura à calagem ainda são escassos. Martins et al., (2014b), trabalhando com a cultura da soja, verificaram que, no geral, não há resposta significativa de aumento na produtividade devido à reaplicação superficial de calcário em semeadura direta de longo prazo. Nos atributos de solo, trabalhos já verificaram que o pastejo hibernar, em áreas de lavouras de verão em semeadura direta, resulta numa menor reacidificação (Martins et al., 2014a, 2016a) e correção da acidez do solo até camadas mais profundas quando da aplicação superficial de calcário (Flores et al., 2008; Martins et al., 2014b), em comparação às áreas sem pastejo.

Por outro lado, para essa mesma comparação, verifica-se que o C orgânico do solo é menor, sobretudo nas camadas superficiais (Assmann et al., 2014), o que poderia acarretar numa menor complexação do Al por compostos orgânicos e conseqüente maior atividade do  $Al^{3+}$  nas áreas pastejadas, mesmo que estas apresentem maiores valores de pH e/ou cátions básicos. Além disso, desconhece-se o efeito da calagem no C orgânico do solo em áreas de SIPA.

Outros trabalhos, realizados em áreas agrícolas, verificaram que o aumento do pH, propiciado pela aplicação de calcário, podem ocasionar um aumento da decomposição da MO (Caires et al., 2006c), que pode ser revertido com o passar do tempo (Briedis et al., 2012).

Nesse contexto, o objetivo do presente estudo é verificar o impacto da presença do animal em pastejo no período de inverno e da reaplicação superficial de calcário em um sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte em semeadura direta de longo prazo, nas formas de AI das fases sólida e líquida do solo, bem como a produtividade da cultura da fase lavoura.

## **6.2. Material e métodos**

A descrição e caracterização do protocolo experimental a que se refere o presente estudo foram apresentadas no Item 3. Em função disso, descrevem-se, a seguir, as etapas relativas ao presente trabalho, que explorou a temática da reaplicação superficial de calcário realizada em subparcelas (Figura 6) no ano de 2010.

### **6.2.1. Coleta das amostras de solo**

As amostras de solo, assim como no Estudo 1, também foram obtidas do banco de solos do experimento, seguindo as mesmas camadas e modo de amostragem, conforme descrito no Item 5.2.1. O período de amostragem foi, semestralmente, dos 12 (maio de 2011) até os 30 meses (novembro de 2012) após a reaplicação superficial de calcário (que ocorreu em maio de 2010) (Item 3.2). No entanto, apesar das amostras terem sido coletadas em todos os tratamentos, para o presente estudo utilizaram-se apenas aquelas das parcelas de pastejo moderado (20 cm de altura de manejo do pasto) e sem pastejo (Figura 6 e 7). As amostras foram compostas, para as análises da fase sólida (Item 6.2.2), de modo a representar as camadas de 0,0-7,5; 7,5-15,0 e 15,0-30,0. Já, para a extração da solução do solo (Item 6.2.3), o mesmo procedimento foi realizado, mas apenas para a camada superficial de 0,0-7,5 cm. Para isto, utilizou-se um cachimbo volumétrico calibrado de 3 cm<sup>3</sup>.

### 6.2.2. Análises do solo das fases sólida e líquida

Na fase sólida do solo, com a fração TFSA, realizou-se o fracionamento do Al como descrito no Item 5.2.2 e Figura 8. Além disso, também se determinou pH em água (relação 1:1), conforme metodologia de Tedesco et al. (1995), e o C orgânico total do solo em analisador elementar (*NC Soil Analyser, Thermo Scientific, Waltham, Massachusetts, USA*).

A extração da solução do solo foi realizada pelo método da centrifugação rápida, descrito por Elkhatib et al. (1987), com algumas modificações. Tais modificações assim como as análises realizadas na fase líquida do solo foram as mesmas descritas no Item 5.2.3.

### 6.2.3. Determinação do rendimento de grãos da soja

A determinação do rendimento de grãos da soja foi feita em três safras (2010/11, 2011/12 e 2012/13), correspondendo aos períodos de 6 a 12, 18 a 24 e 30 a 36 meses após a reaplicação superficial de calcário. A colheita foi realizada manualmente por ocasião da maturação da cultura, nas áreas de pastejo moderado e sem pastejo e com e sem a reaplicação do calcário. Uma área total de 4,5 m<sup>2</sup> foi colhida por parcela (cinco pontos representativos de 2 m lineares). Posteriormente, as amostras foram trilhadas, limpas, pesadas e tiveram sua umidade determinada e peso padronizado para a umidade de 130 g kg<sup>-1</sup>.

### 6.2.4. Análises estatísticas

Os resultados foram submetidos a testes para verificação da normalidade dos dados (variância constante e independência e normalidade dos erros). Após essas análises, os resultados do pH da fase líquida e sólida e da atividade do Al<sup>3+</sup> foram submetidos à análise de correlação e de regressão até segunda ordem. As análises foram inicialmente realizadas para verificar a existência do efeito de blocos. Quando esse efeito não foi significativo ( $p > 0,05$ ), optou-se por utilizar as regressões geradas sem bloqueamento. Sempre que a função-resposta tenha sido significativa ( $p < 0,05$ ), optou-se por apresentar os

resultados pela equação de regressão de maior coeficiente de determinação ( $R^2$ ) associado ao significado biológico do resultado.

Já, os resultados de atributos químicos da solução do solo (aos 30 meses após a reaplicação do calcário: pH, C orgânico e Al total), do C orgânico e do fracionamento de Al da fase sólida do solo (também aos 30 meses após a reaplicação de calcário) e do rendimento de grãos da soja (nas três safras analisadas), foram submetidos à análise de variância (ANOVA) que, quando significativa ( $p < 0,05$ ), foi seguida do teste de Tukey para comparação de médias ( $p < 0,05$ ). Os seguintes modelos estatísticos foram utilizados na ANOVA:

a) *Atributos químicos da solução do solo:*

$$Y_{ijk} = \mu + B_i + P_j + \text{Erro a (ij)} + C_k + \text{Erro b (ik)} + P_j C_k + \text{Erro c (ijk)}$$

Onde:  $\mu$  = média geral do experimento; B = bloco ( $i = 1, 2, 3$ ); P = manejo da pastagem hiberna ( $j = 1, 2$ ); C = Reaplicação superficial de calcário ( $k = 1, 2$ ) e Erro = erro experimental.

b) *Frações de Al e C orgânico da fase sólida do solo:*

$$Y_{ijkl} = \mu + B_i + P_j + \text{Erro a (ij)} + S_k + P_j S_k + \text{Erro b (ik)} + C_l + P_j C_l + S_k C_l + P_j S_k C_l + \text{Erro c (ijkl)}$$

Onde:  $\mu$  = média geral do experimento; B = bloco ( $i = 1, 2, 3$ ); P = manejo da pastagem hiberna ( $j = 1, 2$ ); S = Camada de solo ( $k = 1, 2, 3$ ); C = Reaplicação superficial de calcário ( $k = 1, 2$ ); e Erro = erro experimental.

c) *Rendimento de grãos da soja:*

$$Y_{ijkl} = \mu + B_i + P_j + \text{Erro a (ij)} + C_k + P_j C_k + \text{Erro b (ik)} + M_l + P_j M_l + C_k M_l + P_j C_k M_l + \text{Erro c (ijkl)}$$

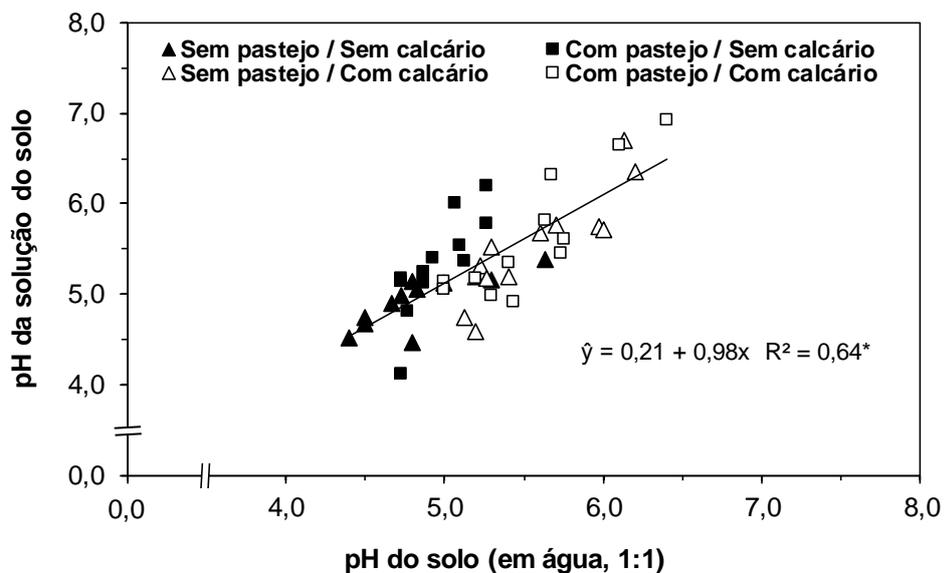
Onde:  $\mu$  = média geral do experimento; B = bloco ( $i = 1, 2, 3$ ); P = manejo da pastagem hiberna ( $j = 1, 2$ ); C = Reaplicação superficial de calcário ( $k = 1, 2$ ); M = Safra ( $k = 1, 2, 3, 4$ ) e Erro = erro experimental.

### 6.3. Resultados e discussão

#### 6.3.1. Atributos de acidez do solo e da sua solução e atividade e espécies do alumínio

A reaplicação superficial de calcário realizada em maio de 2010 (nove anos após o início do experimento) resultou em melhorias das condições de

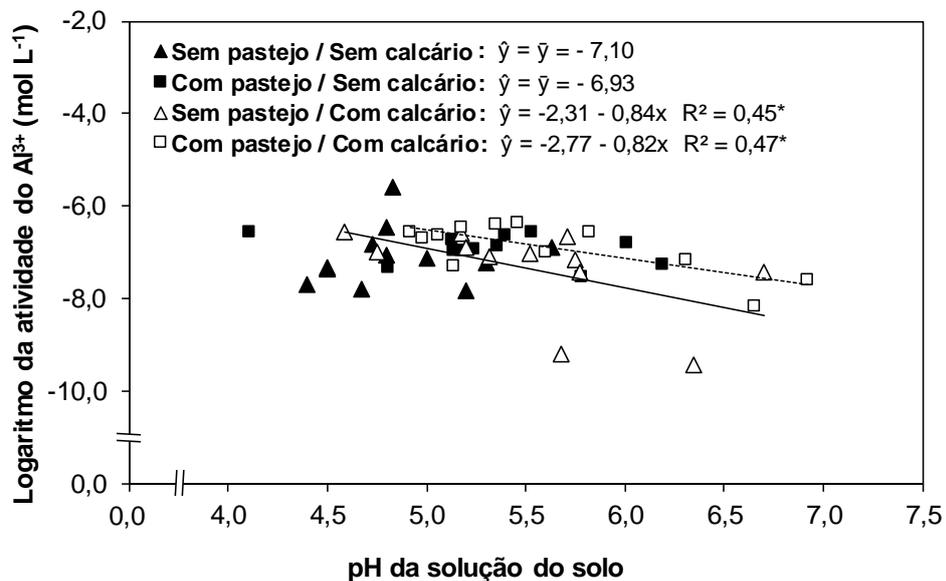
acidez do solo nas áreas com e sem pastejo, conforme relatado por Martins et al. (2014b) e observado na Figura 15. Nas amostragens realizadas semestralmente de maio de 2011 até novembro de 2012 (12, 18, 24 e 30 meses após a reaplicação do calcário), os valores de pH do solo das áreas com reaplicação de calcário ficaram entre 5,00 e 6,40, enquanto aquelas que não receberam a reaplicação ficaram entre 4,40 e 5,63. Além disso, a correção do solo refletiu diretamente também no pH da fase líquida (solução) do solo, que apresentou uma alta relação com o pH da fase sólida do solo, independentemente do manejo da pastagem hiberna e da calagem (Figura 15). A equação de ajuste da regressão demonstrou resultado similar ao já obtido por Vieira et al. (2009), onde o pH da solução do solo é, geralmente, levemente superior ao pH em água (1:1) da fase sólida (Tedesco et al., 1995).



**Figura 15.** Relação entre o pH da fase sólida e líquida (solução) da camada superficial de um Latossolo Vermelho afetada pelo pastejo da pastagem hiberna e pela reaplicação superficial de calcário realizada aos nove anos após o início de um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno em semeadura direta de longo prazo, no subtropical brasileiro. Pontos se referem a quatro épocas (12, 18, 24 e 30 meses após a reaplicação de calcário, que ocorreu em maio de 2010) de amostragem da solução do solo na camada de 0,0-7,5 cm. Toda a área recebeu calcário em novembro de 2001 (início do experimento). \* = significativo ( $p < 0,05$ ).

Apesar disso, a atividade do  $Al^{3+}$  em solução só apresentou relação ( $p < 0,05$ ) com o pH da solução do solo nas áreas que tiveram a reaplicação superficial de calcário, independentemente do manejo da pastagem hiberna (Figura 16). Essa relação ocorreu de forma diferenciada entre áreas com e sem

pastejo, sendo observadas, para um mesmo valor de pH, atividades menores em áreas com pastejo. Já nas áreas sem calcário, a atividade do  $\text{Al}^{3+}$  foi, na média dos valores de pH, de  $10^{-7,10}$  e  $10^{-6,93}$  mol L<sup>-1</sup> para os manejos sem e com pastejo, respectivamente. Mas, no geral, as áreas com e sem calcário e com e sem pastejo mantiveram a atividade do  $\text{Al}^{3+}$  abaixo do limiar de fitotoxidez, de  $10^{-6}$  (Shann & Bertsch, 1993; Kinraide, 1997), com exceção de uma única amostragem da área sem pastejo e sem calcário, que foi  $10^{-5,61}$  mol L<sup>-1</sup> (Figura 16).



**Figura 16.** Relação entre o pH e a atividade do alumínio trivalente na solução da camada superficial de um Latossolo Vermelho afetada pelo pastejo da pastagem hibernal e pela reaplicação superficial de calcário realizada aos nove anos após o início de um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno em semeadura direta de longo prazo, no subtropical brasileiro. Pontos se referem a quatro épocas (12, 18, 24 e 30 meses após a reaplicação de calcário, que ocorreu em maio de 2010) de amostragem da solução do solo na camada de 0,0-7,5 cm. Toda a área recebeu calcário em novembro de 2001 (início do experimento). \* = significativo ( $p < 0,05$ ).

A falta de relação entre a atividade do  $\text{Al}^{3+}$  e o pH da solução do solo nas áreas sem calcário é um indicativo de que, nessas áreas, não há preponderância da influência da atividade protônica nas espécies de Al do meio e a hidrólise do Al não é o principal processo responsável pelo controle da fitotoxidez do  $\text{Al}^{3+}$ , podendo haver uma importante contribuição da complexação da fase sólida orgânica do solo (Vance et al., 1996). A ausência de relação entre pH e atividade do  $\text{Al}^{3+}$  também foi verificada por Alleoni et al. (2010) e Brown et

al. (2008), que estudaram a influência da calagem em áreas de semeadura direta de longo prazo, sobretudo para áreas com pH menores do que 5,5 – como é o caso de grande parte das amostras das áreas sem reaplicação de calcário (Figuras 15 e 16).

Conforme resultados obtidos no presente estudo (dados não apresentados) e também por Martins et al. (2014b), o período de avaliação que resultou em maiores diferenças nos atributos de acidez do solo entre áreas com e sem calagem foi aos 30 meses após a reaplicação superficial do calcário. Por isso, os atributos da solução do solo que afetam as espécies do Al em solução são apresentados, para essa época, na Tabela 13. Verifica-se que tanto nas áreas com pastejo como sem pastejo, o pH da solução aumentou pela calagem. No entanto, nas áreas sem a reaplicação de calcário, a tendência de maior acidez das áreas sem pastejo, conforme abordado por Martins et al. (2014a), Martins et al. (2016a) e no Item 5 (Estudo 1) do presente trabalho, é novamente confirmada.

**Tabela 13.** Atributos químicos da solução da camada superficial de um Latossolo Vermelho afetados pelo pastejo da pastagem hibernal e pela reaplicação superficial de calcário realizada aos nove anos após o início de um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno em semeadura direta de longo prazo, no subtropical brasileiro

Manejo da pastagem hibernal	Reaplicação superficial de calcário	
	Sem	Com
----- pH -----		
Com pastejo	5,3 Ab	6,0 Aa
Sem pastejo	4,9 Bb	5,9 Aa
----- C orgânico (mg L <sup>-1</sup> ) -----		
Com pastejo	23 Ba	22 Ba
Sem pastejo	53 Aa	62 Aa
----- Al total (µmol L <sup>-1</sup> ) -----		
Com pastejo	4 Bb	12 Ba
Sem pastejo	12 Ab	18 Aa

Amostragem realizada aos 30 meses após a reaplicação de calcário, na camada de 0-7,5 cm. Toda a área recebeu calcário em novembro de 2001 (início do experimento). Teste de Tukey ( $p < 0,05$ ): letras maiúsculas diferenciam o manejo da pastagem, dentro de cada reaplicação de calcário; letras minúsculas diferenciam a reaplicação de calcário, dentro de cada manejo da pastagem; letras iguais ou ausência de informação estatística indicam que não houve diferença ( $p > 0,05$ ).

Maiores valores de C orgânico da solução do solo foram observados nas áreas sem pastejo independentemente da calagem (Tabela 13). Sabe-se

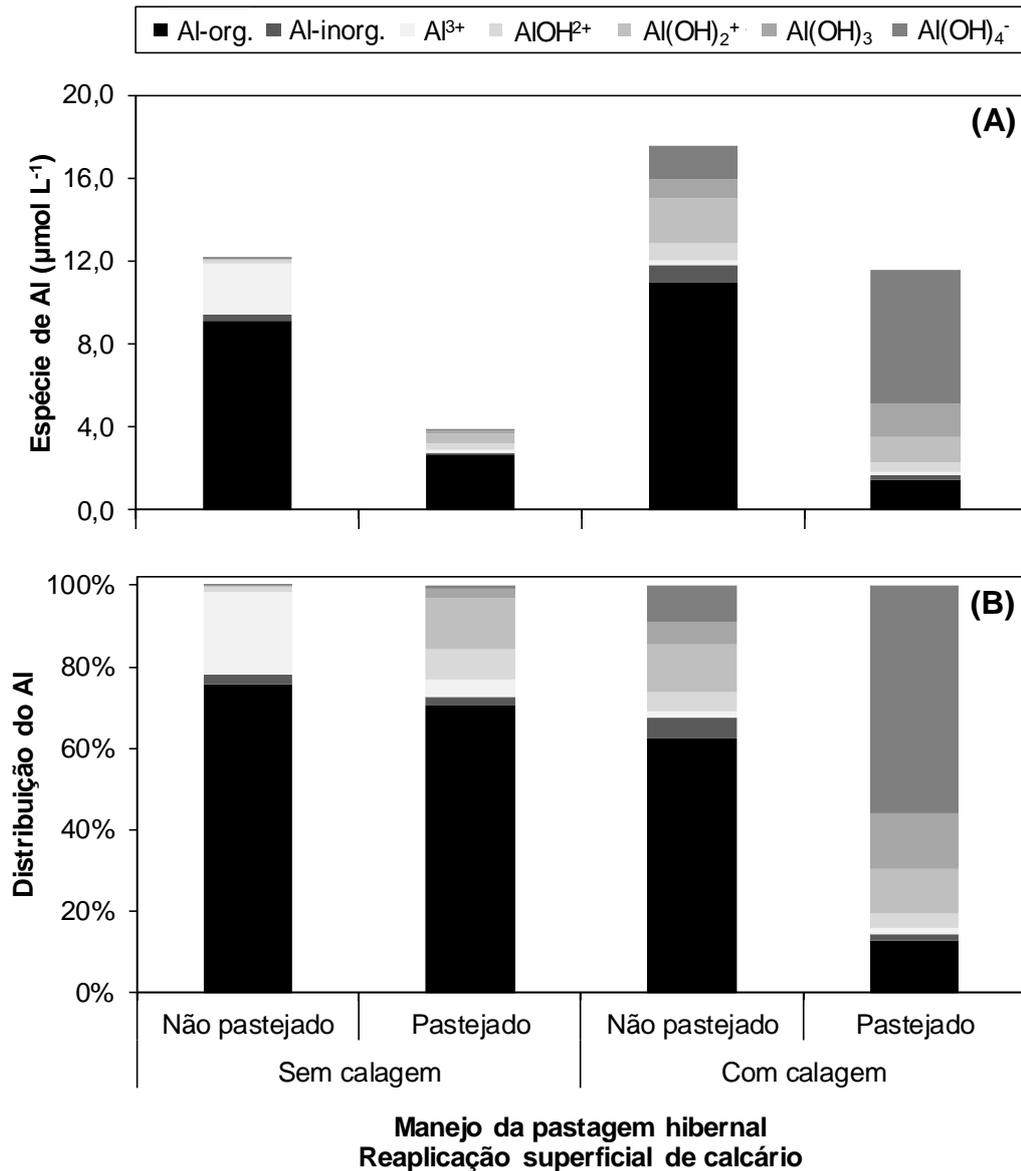
que os atributos da fase líquida do solo são extremamente variáveis tanto no espaço como no tempo (Wolt, 1994) e, em especial, o C orgânico dissolvido, considerado um dos atributos mais dinâmico e suscetível a grandes variações temporais (Bolan et al., 2004). Assim, é provável que os maiores valores observados nas áreas sem pastejo sejam resultados da época de amostragem (final do ciclo da pastagem), quando essas áreas se encontram com alta cobertura vegetal de plantas já senescentes e em decomposição, colaborando para o maior teor de C orgânico na solução – ao contrário do que ocorre com as áreas com pastejo (Kunrath et al., 2015a).

Em relação ao Al total dissolvido na fase líquida do solo (Tabela 13), independentemente da calagem, também se verificou tendência similar à observada no Item 5, nas últimas amostragens do Estudo 1, com maiores teores nas áreas sem pastejo. Por outro lado, independentemente do pastejo e ao contrário do que se esperava, maiores teores de Al total em solução foram observados nas áreas com reaplicação superficial de calcário em relação àquelas que receberam o corretivo apenas há onze anos (sem reaplicação superficial de calcário), mesmo com o maior pH (Tabela 13). Isso pode ser devido a algum mecanismo de controle da dissolução do Al da fase sólida do solo, como: 1) maior decomposição da MO devido ao aumento do pH (Caires et al., 2006c), levando à liberação do Al a ela complexado; ou 2) maior preenchimento das cargas negativas do solo com cátions básicos como o Ca e Mg, aportados pelo corretivo, deslocando o Al do complexo sortivo (McLaren & Cameron, 1996; Sparks, 2003) e disponibilizando-o na solução do solo. Assim, como discutido a respeito da relação entre a atividade do  $\text{Al}^{3+}$  e o pH da solução do solo nas áreas sem calcário (Figura 16), esse também pode ser um indicativo de que o principal componente que está controlando a dissolução do Al da fase sólida para a fase líquida não é o mineral e, sim, o orgânico (Vance et al., 1996; Brown et al., 2008; Alleoni et al., 2010).

Por fim, em relação à concentração e distribuição das espécies de Al na solução do solo (Figura 17), verifica-se que há predominância (> 70%) do Al ligado a compostos orgânicos nas áreas sem a reaplicação superficial de calcário (Figura 17B). No entanto, assim como observado por Alleoni et al. (2010), essa espécie perde importância nas áreas com calagem recente, pela formação de espécies hidroxiladas do Al:  $\text{AlOH}^{2+}$ ,  $\text{Al(OH)}_2^+$ ,  $\text{Al(OH)}_3$  e  $\text{Al(OH)}_4^-$ . Essa

formação ocorre devido ao aumento do pH propiciado pela calagem do solo (Figura 15), uma vez que o Al possui potencial iônico considerado como moderado a elevado ( $> 0,03$  e  $< 0,1$ ) e tende a polarizar fortemente a água da camada de hidratação, promovendo um processo chamado de hidrólise (Essington, 2003; Tiecher, 2015). A hidrólise do Al é progressiva, visando manter o equilíbrio de dissociação (Nordstrom & May, 1996) e tendo, portanto, relação direta com o pH do meio. Salienta-se que tal processo é de tamanha importância e preponderância que acarreta em mudança na distribuição das espécies de Al (Figura 17B). Isso ocorre mesmo em situações com teores similares de C orgânico dissolvido (Tabela 13), resultado do aumento do pH e, possivelmente, também do aumento do teor total de Al e mesmo de Ca e Mg, oriundos do material corretivo, que pode “saturar” os sítios de complexação da MO dissolvida.

A questão da “troca” na distribuição das espécies quando da aplicação do calcário, passando da preponderância do Al ligado a compostos orgânicos para o Al hidroxilado, é uma questão que merece atenção. Isto, porque o Al ligado a compostos orgânicos é tido como não tóxico às plantas (Reddy et al., 1995; Haynes & Mokolobate, 2001), ao passo que as espécies hidroxiladas apresentam certo grau de fitotoxidez que, no geral, diminui conforme mais hidroxilas são incorporadas ao Al (Bloom & Erich, 1995). Assim, em sistemas de produção com ausência de revolvimento do solo e que acumulam carbono, como a semeadura direta, é preciso ponderar a respeito da real necessidade de calagem, uma vez que mesmo em valores baixos de pH (4,5 a 5,5) (Figura 15), a atividade do  $Al^{3+}$  é baixa (Figura 16), devido à alta complexação do mesmo pelos compostos orgânicos e a calagem poder vir a “liberar” este Al complexado (da fase líquida mas, principalmente, da fase sólida do solo,[]), aumentando o Al total em solução (Tabela 13) e tornando-o potencialmente fitotóxico (espécies hidroxiladas, representadas na Figura 17).



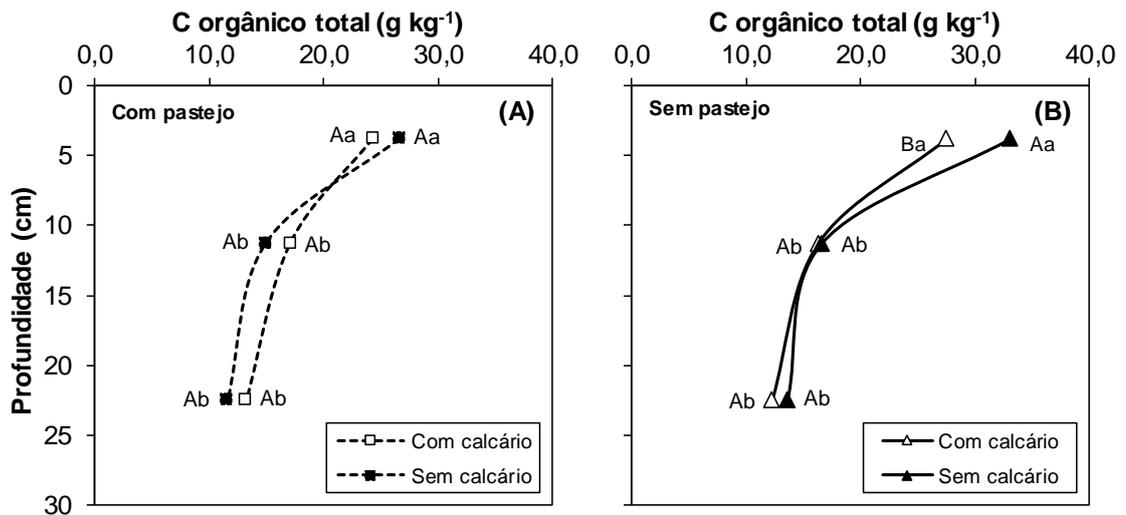
**Figura 17.** Concentração (A) e distribuição (B) das espécies de alumínio na solução da camada superficial de um Latossolo Vermelho afetada pelo pastejo da pastagem hiberna e pela reaplicação superficial de calcário realizada aos nove anos após o início de um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno em semeadura direta de longo prazo, no subtropical brasileiro. Al-org.: Al ligado a compostos orgânicos. Al-inorg.: Al ligado a íons inorgânicos. Amostragem realizada aos 30 meses após a reaplicação de calcário (novembro de 2012), na camada de 0,0-7,5 cm. Toda a área recebeu calcário em novembro de 2001 (início do experimento).

Outra espécie de Al que foi influenciada pela calagem e pelo manejo da pastagem hiberna foi, justamente, a sua forma mais fitotóxica e já abordada anteriormente: o Al<sup>3+</sup>. Nota-se que o teor total dessa espécie (Figura 17A) e a sua proporção (Figura 17B) foram mais relevantes nas áreas sem pastejo e sem reaplicação de calcário, resultado do baixo pH e do alto teor de Al total da solução

do solo, mesmo com o COD sendo superior ao das áreas com pastejo (Tabela 13). No entanto, com a correção do solo, a participação do  $Al^{3+}$  diminuiu a níveis mínimos (Figura 17A e B), menores até mesmo do que o das áreas com pastejo e com calagem. Este pode ser um indicativo de que a calagem teria mais efeito em áreas sem pastejo, indo ao encontro do fato de que os SIPA têm como premissa um maior equilíbrio e menor dependência da entrada de insumos materiais (Anghinoni et al., 2013; Moraes et al., 2014a). Porém, vale novamente salientar que a atividade do  $Al^{3+}$ , medida que melhor se correlaciona com a resposta das plantas à fitotoxicidade desse elemento (Pavan et al., 1982; Parker et al., 1988; Alva & Edwards, 1990) e por isso também chamada de “concentração real” ou ainda “disponibilidade biológica” (Salet, 1998), com uma única exceção (Figura 16), não atingiu o nível crítico em nenhuma das situações avaliadas.

#### 6.3.2. Carbono orgânico e frações de Al da fase sólida do solo

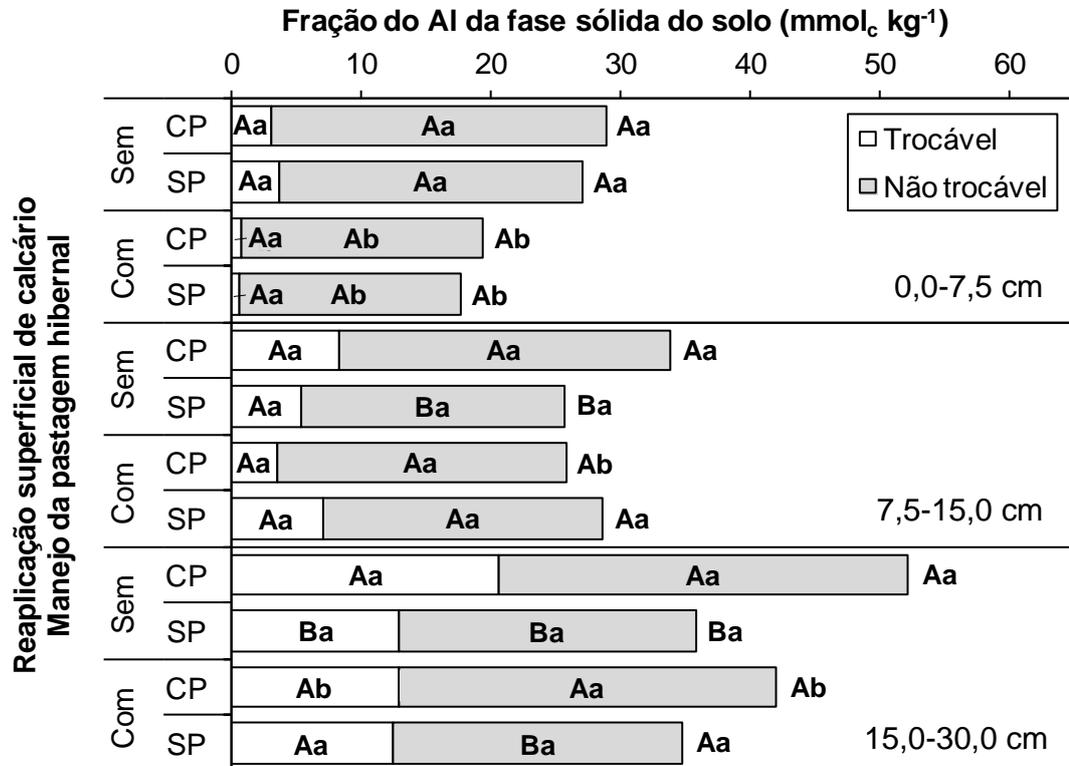
O aumento do pH pela calagem pode vir a aumentar a decomposição da MO pela maior atividade da microbiota do solo (Caires et al., 2006c), sendo essa uma das possíveis explicações para os resultados observados de Al na solução (Tabela 13). Investigou-se, assim, os teores de C total do solo após 30 meses da reaplicação superficial do calcário (Figura 18). Notou-se que, independentemente da estratificação dos valores no perfil do solo (com maiores teores na camada de 0-7,5 cm), a diferença na camada superficial do solo existente entre os manejos da pastagem hiberna, já reportada por Assmann et al. (2014), só existe nas áreas sem reaplicação de calcário, com maiores valores na área sem pastejo. Nessas áreas (Figura 18B), onde a calagem ocorreu há 30 meses, o C orgânico do solo diminuiu na camada superficial, chegando a patamares similares das áreas com pastejo (Figura 18A). Assim, é provável que a MO particulada, grande responsável pelos maiores teores de C orgânico observado nas áreas sem pastejo (Assmann et al., 2014), tenha aumentado a sua taxa de decomposição, determinada pelo aumento do pH do solo propiciado pela calagem (Figura 15 e Tabela 13).



**Figura 18.** Carbono orgânico total da fase sólida de um Latossolo Vermelho em área com (A) e sem pastejo (B) da pastagem hiberna, afetado pela reaplicação superficial de calcário realizada aos nove anos após o início de um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno em semeadura direta de longo prazo, no subtropical brasileiro. Amostragem realizada aos 30 meses após a reaplicação de calcário (novembro de 2012). Toda a área recebeu calcário em novembro de 2001 (início do experimento). Teste de Tukey ( $p < 0,05$ ): letras maiúsculas diferenciam a reaplicação de calcário, dentro de cada manejo da pastagem e camada de solo; letras minúsculas diferenciam a camada de solo, dentro de cada manejo da pastagem e reaplicação de calcário.

Assim como o C orgânico do solo, as frações de Al foram investigadas no perfil do solo aos 30 meses após a reaplicação superficial de calcário (novembro de 2012) (Figura 19). Em geral, nota-se que a calagem não teve influência na fração trocável desse elemento, com exceção da camada mais profunda das áreas com pastejo (15-30 cm), apresentando menores valores nas áreas calcareadas. Este resultado pode ser atribuído à maior descida do efeito corretivo no perfil do solo das áreas pastejadas, conforme verificado por Martins et al. (2014b). Porém, cabe salientar que o mesmo não se observou nas áreas sem pastejo, uma vez que o teor de Al trocável em profundidade já era menor mesmo em áreas sem calagem (Figura 19). Já, em relação à fração não trocável do Al, extraída com  $\text{CuCl}_2$  0,5 mol L<sup>-1</sup>, e também considerada como aquela que se encontra complexada à MO (Salet, 1998; Vieira et al., 2008c; Alleoni et al., 2010; Álvarez et al., 2012), a calagem acarretou em diminuição de seus teores na camada superficial (0,0-7,5 cm), não havendo diferença entre os pastejos. Este é um indicativo de que, ao menos a maior parte do Al neutralizado pela calagem, proveio daquele complexado à MO da fase sólida do solo e não do

trocável, mensurado pelo extrator KCl 1,0 mol L<sup>-1</sup>. Isto corrobora com o fato de que a fase sólida orgânica do solo deve estar regulando os níveis de Al na solução do solo, conforme abordado anteriormente.



**Figura 19.** Frações de alumínio da fase sólida de um Latossolo Vermelho afetadas pelo manejo da pastagem hibernar (CP = com pastejo; SP = sem pastejo) e pela reaplicação superficial de calcário realizada aos nove anos após o início de um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno em semeadura direta de longo prazo, no subtropical brasileiro. Amostragem realizada aos 30 meses após a reaplicação de calcário (novembro de 2012). Toda a área recebeu calcário em novembro de 2001 (início do experimento). Teste de Tukey ( $p < 0,05$ ): letras maiúsculas diferenciam o manejo da pastagem, dentro de cada reaplicação de calcário e camada de solo; letras minúsculas diferenciam a reaplicação de calcário, dentro de cada manejo da pastagem e camada de solo.

A dinâmica da fração não trocável foi preponderante para as diferenças observadas no Al “total” (trocável + não trocável) que, para a camada superficial de 0,0-7,5 cm, também só apresentou diferença entre áreas com e sem reaplicação de calcário (Figura 19). Em profundidade (7,5-30,0 cm), quando houve diferença na fração de Al não trocável, as áreas com pastejo apresentaram sempre maiores teores do elemento nessa fração, caso das áreas sem calcário na camada de 7,5-15,0 cm e de ambas as áreas na camada de

15,0-30,0 cm (Figura 19). Já, as diferenças devido à reaplicação superficial do calcário no Al total mensurado só foram detectadas em profundidade nas áreas com pastejo, provável reflexo também da maior correção da acidez do solo nessas camadas (Martins et al., 2014b). Novamente, as diferenças nos teores de Al não trocável ou total da fase sólida do solo oriundas da calagem, independentemente do pastejo (Figura 19), indicam que a sua correção e aumento do pH do solo está levando à neutralização de formas, teoricamente, não biodisponíveis de Al, associadas e não à diminuição dos teores de C orgânico no solo (Figura 18).

### 6.3.3. Rendimento de grãos da soja

O tratamento sem pastejo apresentou maior rendimento de grãos da soja na primeira safra (2010/2011) e acumulado ao final das três safras (2010/2011-2012/2013) analisadas nas áreas corrigidas, em relação às áreas com pastejo (Tabela 14). Cabe salientar que as safras analisadas foram bastante distintas em relação à disponibilidade hídrica, o que influenciou diretamente nos patamares de produtividade alcançados. Na primeira, segunda e terceira safras analisadas, a precipitação durante o ciclo da soja foi de 98, 41 e 88% daquela esperada pela normal climatológica (CEMETRS, 2013), com nenhum, severo e moderado estresse hídrico durante o período de florescimento. Além disso, nas áreas não corrigidas recentemente, a produtividade acumulada no tratamento sem pastejo também foi superior àquelas com pastejo. É importante salientar que isso ocorreu mesmo com os resultados da fase líquida e sólida do solo terem apontado que a reaplicação superficial de calcário não resultou em redução nos índices de fitotoxidez conhecidos do Al, uma vez que a atividade do  $Al^{3+}$  já era abaixo do valor crítico de  $10^{-6}$  (Shann & Bertsch, 1993; Kinraide, 1997) nas áreas sem correção (Figura 16) e, em geral, não haverem mudanças significativas no Al trocável do solo devido à calagem (Figura 19).

As áreas de SIPA não apresentaram resposta à calagem em nenhuma das safras avaliadas (Tabela 14). Isto, novamente, ressalta o fato dos sistemas integrados promoverem menor dependência da entrada de insumos, como o calcário para correção do solo (Anghinoni et al., 2013; Moraes et al., 2014a), como discutido anteriormente; além de proporcionarem, em comparação às

áreas sem pastejo, “uma colheita a mais” para o produtor (pela produção bovina), aumentando a renda, a eficiência do uso da terra e a diversificação das atividades nas propriedades rurais (Oliveira et al., 2014; Carvalho et al., 2015a).

**Tabela 14.** Rendimento de grãos em três safras de soja afetado pelo manejo da pastagem hibernal e pela reaplicação superficial de calcário realizada aos nove anos após o início de um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno em semeadura direta de longo prazo, no subtropical brasileiro

Manejo da pastagem hibernal	Reaplicação superficial de calcário	
	Sem	Com
<b>-- Safra 2010/2011, 6 a 12 meses após a reaplicação de calcário, Mg ha<sup>-1</sup> --</b>		
Com pastejo	3,03 Aa	3,03 Ba
Sem pastejo	3,10 Ab	3,83 Aa
<b>- Safra 2011/2012, 18 a 24 meses após a reaplicação de calcário, Mg ha<sup>-1</sup>-</b>		
Com pastejo	0,26 Aa	0,27 Aa
Sem pastejo	0,42 Aa	0,41 Aa
<b>-- Safra 2012/13, 30 a 36 meses após a reaplicação de calcário, Mg ha<sup>-1</sup> --</b>		
Com pastejo	2,58 Aa	2,52 Aa
Sem pastejo	2,85 Aa	2,91 Aa
<b>---- Acumulado nas três safras após a reaplicação de calcário, Mg ha<sup>-1</sup> ----</b>		
Com pastejo	5,87 Ba	5,83 Ba
Sem pastejo	6,37 Ab	7,15 Aa

Calcário reaplicado em maio de 2010. Toda a área recebeu calcário em novembro de 2001 (início do experimento). Teste de Tukey ( $p < 0,05$ ): letras maiúsculas diferenciam o manejo da pastagem, dentro de cada reaplicação de calcário e safra; letras minúsculas diferenciam a reaplicação de calcário, dentro de cada manejo da pastagem e safra.

Em relação à resposta observada nas áreas sem pastejo, tanto em relação à reaplicação de calcário como em relação às áreas com pastejo (Tabela 14), algumas considerações podem ser feitas. O maior rendimento de grãos dessas áreas vem sendo observado em alguns anos no experimento e, recentemente, verificou-se que esse manejo (nas áreas sem reaplicação superficial de calcário) acarreta em maior armazenamento de água e consequente menor estresse hídrico às plantas, sobretudo em anos de seca (Martins et al., 2016b) – embora a resposta observada no presente estudo tenha sido significativa apenas na safra em que a chuva ocorreu de acordo com a normal climatológica (CEMETRS, 2013; Martins et al., 2014b). Em relação à resposta à calagem, a mesma pode ter ocorrido devido à: 1) suprimimento de nutrientes que estavam deficitários, como o Ca e o Mg, já que no sem pastejo acarreta em maiores perdas (Martins et al., 2014a), ou outros que estavam

imobilizados na MO do solo, já que a calagem aumentou a sua decomposição nas áreas sem pastejo (Figura 18); e 2) os níveis reais de fitotoxidez de Al são menores do que os relatados em literatura e utilizados para balizar o presente trabalho (atividade do  $\text{Al}^{3+}$  de  $10^{-6}$  mol  $\text{L}^{-1}$ ), com a maior proporção de  $\text{Al}^{3+}$  das áreas sem pastejo e sem calcário (Figura 17) sendo realmente prejudicial à soja. Nesse sentido, estudos futuros são necessários para identificar melhor a causa da resposta diferenciada da soja à calagem nos SIPA.

#### **6.4. Conclusões**

A ausência do pastejo no período hibernar acarreta em menores valores de pH e maior teor de Al total na solução do solo, independentemente da calagem. No entanto, a atividade do  $\text{Al}^{3+}$  não se diferencia entre sistemas com ou sem pastejo, devido à alta complexação desse elemento pelos compostos orgânicos. Essa complexação torna-se menos importante quando é realizada a correção da acidez do solo, devido à formação de espécies hidroxiladas de Al oriundas das formas que estavam ligadas à MO, seja na fase líquida ou sólida do solo. Em relação ao rendimento de grãos da soja, somente ocorre resposta à calagem nas áreas sem pastejo – ou seja, o sistema integrado com pastejo no inverno apresentou produção similar em áreas com acidez corrigida e não corrigida.

## **7. CAPÍTULO VI – ESTUDO 3: IMPACTOS DA DESTRUIÇÃO DA ESTRUTURA E DA SECAGEM DO SOLO NAS ESPÉCIES E NA ATIVIDADE DO ALUMÍNIO EM SOLUÇÃO**

### **7.1. Introdução**

Métodos para obter a solução do solo são aqueles que visam simular a condição mais próxima possível do que ocorre *in situ*, com condições de umidade variável, respeitando-se o limite para o preenchimento de parte dos poros com a fase gasosa (ar) (Wolt, 1994). Apesar disso, grande parte dos estudos agronômicos que buscam compreender a dinâmica do Al em sistemas de produção vem sendo realizados com extratos aquosos (Zambrosi et al., 2007b, 2008; Alleoni et al., 2010; Spera et al., 2014), provavelmente pelo maior volume de líquido obtido para as análises. No entanto, trabalhos antigos já demonstraram a inadequação dos extratos aquosos como representantes apropriados de solução do solo (Burgess, 1922; USSLS, 1954). Nesse sentido, são poucas as pesquisas com fins agronômicos que estudaram a dinâmica do Al de áreas agrícolas e trabalharam realmente com aproximações da solução do solo – e não extratos aquosos (Salet, 1998; Salet et al., 1999; Nolla & Anghinoni, 2006). No entanto, ainda se desconhece o efeito que a destruição da estrutura e a secagem do solo podem ter sobre as espécies de Al em solução.

A extração da solução do solo para sua posterior análise pode ser realizada tanto no campo como no laboratório. No campo, a forma clássica de

extração é feita com o uso de lisímetros ou cápsulas porosas de cerâmica, que são equipamentos alocados no solo e, através da sucção de uma bomba a vácuo, a solução é coletada (Wolt, 1994; Essington, 2003). No entanto, essas extrações são altamente dependentes das condições meteorológicas, com o solo se encontrando em diferentes teores de umidade e acarretando em uma menor ou maior dissolução dos íons e, conseqüentemente, diferentes equilíbrios entre as fases líquida e sólida. Por isso, métodos em laboratório vêm sendo propostos para análise da solução do solo em uma umidade padrão, pré-determinada, majoritariamente na CC (umidade em que o solo cessa sua drenagem por gravidade, ou seja, a quantidade de água que o solo consegue reter) (Wolt, 1994). Dentre eles, são citados: 1) o método da coluna (Adams, 1974) que, apesar de ser considerado padrão, é muito trabalhoso, demorado e seu sucesso depende muito da experiência e prática do operador (Wolt, 1994); e 2) o método da centrifugação, que começou a ser desenvolvido no início do século XX por Cameron (1911), fornecendo valores bastante próximos ao método da coluna e, por isso, sendo o mais utilizado atualmente. O método da centrifugação é relativamente mais simples e rápido se comparado ao método da coluna (Davies & Davies, 1963; Gillman, 1976). Além disso, o equipamento necessário (centrífuga) é comum em grande parte dos laboratórios que visam o estudo do solo, por ser necessário no emprego de muitas outras metodologias de análise (Wolt, 1994; Sparks, 2003).

Entretanto, ainda existem dissonâncias em relação ao manuseio do solo até a extração da sua solução. Grande parte dos trabalhos utiliza o solo moído passado em peneiras de 2 mm (desestruturado), o que pode se constituir em um grande ruído metodológico quando se trabalha com sistemas conservacionistas de manejo do solo como a semeadura direta. Em tais sistemas, é justamente a maior estruturação e estado de agregação do solo que são responsáveis por muito dos benefícios, em relação ao preparo convencional, como maior estoque de C lábil, maior retenção de água e maior ciclagem de nutrientes (Lal, 2015). Além disso, é bastante comum que também se trabalhe com solo previamente seco a 40°C (TFSA) e posteriormente reumedecido. No entanto, a secagem e a destruição da estrutura do solo podem provocar alterações na atividade microbiana da fauna edáfica, o que alteraria os teores de um importante atributo para determinação das espécies do AI na solução do solo:

o COD (Bartlett & James, 1980; Menzies & Bell, 1988; Qian & Wolt, 1990; Haynes & Swift, 1991; Wolt, 1994), devido principalmente à lise de células microbianas (Koopmans & Groenenberg, 2011). Apesar das evidências, Pérez et al. (2004) não detectaram alterações do COD em solução em amostras que foram secas e reumedecidas, em comparação àquelas que não passaram por esse processo, em solos cuja mineralogia continha óxidos de Fe e Al.

No entanto, além do manuseio do solo previamente à obtenção da sua solução via centrifugação em laboratório poder afetar os teores de COD, também pode afetar o seu pH. Sabe-se que a secagem e o armazenamento do solo também levam a mudanças de pH que podem ser significativas, mas não fáceis de serem previstas, e as respostas observadas são inconsistentes e variam muito de solo para solo (Bartlett & James, 1980; Slatery & Burnett, 1992; Jones & Edwards, 1993; Pérez et al., 2004), variando de acordo com a mineralogia e o teor de MO da amostra. Assim, necessita-se estudar especificamente as diferentes situações e mudanças no pH, em áreas com diferentes históricos de uso, já que o Al é um elemento cuja hidrólise tem relação direta com a atividade protônica do meio (Essington, 2003; Sparks, 2003; Tiecher, 2015), também podendo haver alterações nas espécies preditas.

Nesse contexto, hipotetiza-se que a destruição da estrutura e a secagem do solo, previamente à extração de sua solução, cause alterações no pH e no COD, afetando as espécies e a atividade de Al preditas por programas de especiação iônica. Assim, o objetivo do presente trabalho é verificar alterações na especiação e na atividade do Al com a extração da solução da camada superficial de um Latossolo realizada com amostras deformadas (moídas e secas) e indeformadas e com diferentes históricos de manejo.

## **7.2. Material e métodos**

A descrição e caracterização do protocolo experimental a que se refere o presente estudo foram apresentadas no Item 3. A coleta relativa ao presente trabalho foi realizada em novembro de 2012, ao final do ciclo da pastagem, em áreas com e sem reaplicação superficial de calcário e com pastejo moderado (20 cm de altura do pasto) e sem pastejo (Figuras 6 e 7). Descrevem-se, a seguir, as etapas relativas ao presente trabalho.

### 7.2.1. Obtenção da solução do solo em amostras deformadas

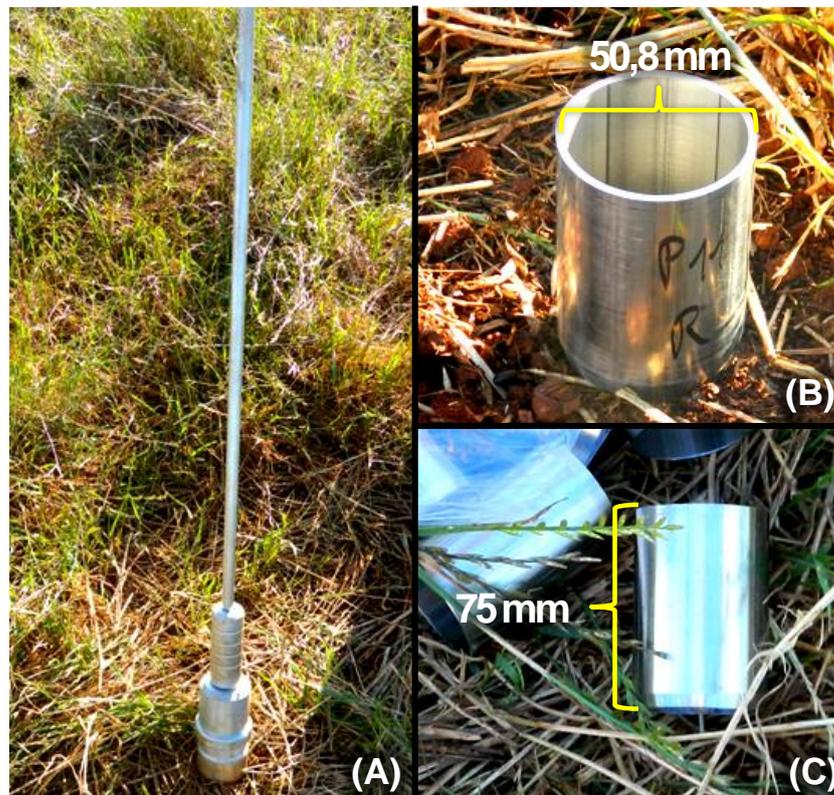
As amostras de solo foram coletadas seguindo a metodologia utilizada para o banco de solos do experimento, assim como nos Estudos 1 e 2, nas mesmas camadas e com o mesmo modo de amostragem, conforme descrito no Item 5.2.1. Após a coleta do solo, as amostras foram armazenadas em sacos plásticos e levadas até o laboratório, onde foram secas em estufa de ar forçado ( $\approx 40^{\circ}\text{C}$ ), moídas, passadas em peneira de 2 mm. As três primeiras camadas coletadas (0,0-2,5; 2,5-5,0 e 5,0-7,5 cm) foram compostas, para as análises da solução do solo, de modo a representar a camada de 0,0-7,5 cm. Para isto, utilizou-se um cachimbo volumétrico calibrado de 3 cm<sup>3</sup>. A extração da solução do solo foi realizada pelo método da centrifugação rápida, proposto e descrito por Elkhatib et al. (1987), com algumas modificações especificadas no Item 5.2.3.

A base desse método é preencher um tubo com solo, preferencialmente com a umidade do campo (se desejada uma umidade maior e for adicionada água à amostra, é necessário um tempo mínimo para equilíbrio), após passá-lo em peneira de 2 mm. A passagem na peneira é justificada para proporcionar melhor acomodação do solo no tubo. Uma acomodação uniforme do solo no tubo é um dos aspectos mais importantes dessa metodologia. Este tubo é fechado em uma das suas aberturas com um papel filtro e, no caso de aplicação de altas pressões via centrifugação, uma placa perfurada precisa ser alocada abaixo do tubo com solo, na porção em que o filtro foi colocado, para evitar o rompimento deste. Esse conjunto é então colocado dentro de um tubo específico para a centrífuga em questão. Variações no método consistem de mudanças no tamanho do aparato e no material para que o mesmo suporte as diferentes pressões empregadas (Adams et al., 1980; Elkathib et al., 1987; Ross & Bartlett, 1990; Wolt, 1994).

### 7.2.2. Obtenção da solução do solo em amostras indeformadas

A coleta das amostras indeformadas de solo foi realizada diretamente no campo com anel volumétrico (Figura 20) de 38 cm<sup>3</sup> ( $\varnothing = 50,8$  mm, Figura

20B). Esse anel foi especialmente desenvolvido para o presente trabalho, juntamente com um batedor adequado (Figura 20A), e possui altura de 75 mm (Figura 20C). O solo foi coletado na camada superficial de 0,0-7,5 cm, com quatro repetições por parcela que foram retiradas junto à mesma trincheira aberta para a amostragem deformada do solo (Item 7.2.1). Após as coletas, as amostras foram embaladas com filme plástico, acondicionadas em caixas de isopor com gelo e levadas para o laboratório, onde foram imediatamente armazenadas a 4°C por três dias.

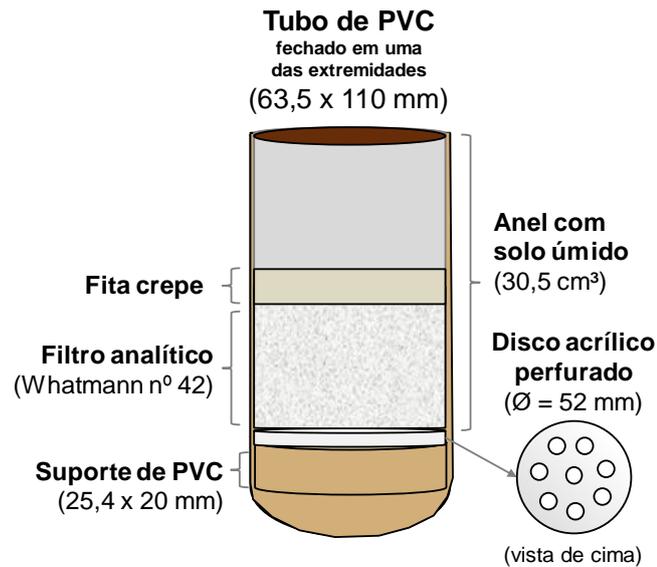


**Figura 20.** Batedor (A) e anéis desenvolvidos com medidas específicas de diâmetro (B) e altura (C) para a coleta de amostras indeformadas de solo para posterior extração da solução.

Após as amostras serem retiradas do refrigerador, os anéis foram limpos na sua superfície externa e tiveram o excesso de solo retirado da superfície inferior. Então, fixou-se, nessa superfície, um papel filtro analítico *Whatman* nº 42 (faixa azul) com auxílio de fita crepe. As amostras foram umedecidas, por capilaridade, para padronização da umidade ( $CC = 0,41 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ). Como elas apresentavam variações desconhecidas no teor de umidade, adicionou-se volume de água destilada equivalente a cerca de 80% da CC (50

mL) em copos plásticos e descartáveis de 400 mL. Após colocar os anéis dentro dos copos, procedeu-se a leitura do nível da água dentro dos copos a cada 10 minutos, marcando-se com uma caneta com tinta permanente. O processo foi repetido até que não houvesse mais o decréscimo do nível dentro do copo, indicando o término da absorção por capilaridade (próximo da umidade na CC). Neste momento, o excesso de água foi descartado dos copos e os anéis foram tapados na sua extremidade superior com filme plástico, para evitar a evaporação e deixados em repouso durante 16 horas para equilíbrio das fases sólida, líquida e gasosa do solo.

Para a extração da solução do solo, foi adotada a metodologia proposta por Nolla (2003), com as modificações apresentadas na Figura 21. Esse método consiste em uma adaptação da metodologia descrita no Item 5.2.1, onde os tubos Falcon de 50 mL (Figura 11) foram substituídos por um tubo de PVC ( $\varnothing = 63,5$  mm) com altura de 11 cm, que tem sua superfície inferior fechada com uma tampa, sendo o conjunto torneado para padronização do diâmetro; e os cilindros de PVC substituídos pelos anéis volumétricos utilizados na amostragem (Figura 20); além do suporte ( $\varnothing = 50,8$  mm) e o disco de acrílico perfurado ( $\varnothing = 52$  mm) (Figura 21). Os anéis foram colocados nos tubos de PVC, posicionando-o no mesmo sentido que o solo se encontrava no campo (camada superficial na porção superior), contendo o suporte e a placa de acrílico perfurada (Figura 21). Os conjuntos foram alocados na centrífuga (*NT 820, Novatecnica, Piracicaba, SP, Brasil*) e a centrifugação foi realizada a 2500 RPM (equivalente a 1300 g) durante 30 minutos, além do tempo de aceleração de 60 segundos e do tempo de frenagem de 120 segundos. A solução extraída, que ficou alocada na extremidade inferior dos tubos, foi recolhida em frascos plásticos, misturando-se a solução de quatro repetições.



**Figura 21.** Desenho esquemático do conjunto para extração da solução em amostras indeformadas de solo pelo método da centrifugação.

### 7.2.3. Análises realizadas na solução do solo

As análises realizadas, tanto em laboratório como posteriormente no *software* vMINTEQ versão 3.0 (Gustafsson, 2012), foram as mesmas descritas no Item 5.2.3, tanto para a solução obtida de amostras deformadas quanto indeformadas de solo.

### 7.2.4. Análises estatísticas

Os resultados foram submetidos a testes para verificação da normalidade dos dados (variância constante e independência e normalidade dos erros) e, posteriormente, à análise de variância (ANOVA) que, quando significativa ( $p < 0,05$ ), foi efetuada pelo teste de Tukey para comparação de médias ( $p < 0,05$ ). O seguinte modelo estatístico foi utilizado na ANOVA:

$$Y_{ijk} = \mu + B_i + P_j + \text{Erro a (ij)} + C_k + P_j C_k + \text{Erro b (ik)} + M_l + P_j M_l + C_k M_l + P_j C_k M_l + \text{Erro c (ijkl)}$$

Onde:  $\mu$  = média geral do experimento; B = bloco ( $i = 1, 2, 3$ ); P = manejo da pastagem hiberna ( $j = 1, 2$ ); C = Reaplicação superficial de calcário ( $k = 1, 2$ ); M = Método de manuseio do solo previamente à extração da solução ( $k = 1, 2$ ) e Erro = erro experimental.

### 7.3. Resultados e discussão

#### 7.3.1. Carbono orgânico dissolvido

O COD sofreu alteração ( $p < 0,05$ ) com o manuseio das amostras do solo previamente à extração da sua solução, com maiores teores nas amostras que tiveram sua estrutura deformada e submetidas à secagem. No entanto, essa alteração só foi detectada nas áreas sem pastejo, quer seja com ou sem reaplicação de calcário (Tabela 15). Além disso, pela alteração não ter ocorrido nas áreas com pastejo, isso implicou em diferenças entre o manejo da pastagem hibernal, com maiores valores para áreas sem pastejo, que ocorrem quando da desestruturação e secagem do solo. Ou seja, numa situação mais próxima da realidade do que ocorre a campo (amostra indeformada), não há diferença entre áreas com e sem pastejo, no que diz respeito ao COD (Tabela 15).

**Tabela 15.** Carbono orgânico dissolvido (COD) na solução de um Latossolo Vermelho afetado pelo manuseio das amostras e pelo manejo da pastagem hibernal em um sistema com produção de soja no verão, em áreas com e sem histórico recente de calagem, no subtropical brasileiro

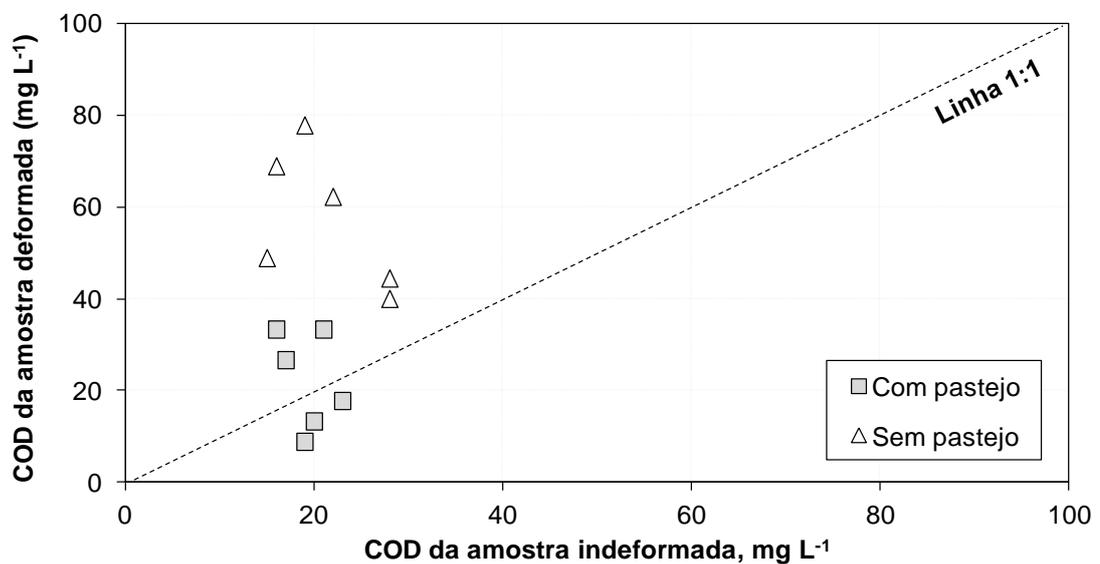
Manejo da pastagem hibernal	Amostragem / Secagem		Média
	Deformada / Com	Indeformada / Sem	
----- COD (mg L <sup>-1</sup> ), sem reaplicação de calcário <sup>(2)</sup> -----			
Com pastejo <sup>(1)</sup>	23,0 B	17,3	20,1
Sem pastejo	52,6 Aa	19,7 b	36,1
Média	37,8	18,5	28,1
----- COD (mg L <sup>-1</sup> ), com reaplicação de calcário <sup>(2)</sup> -----			
Com pastejo <sup>(1)</sup>	21,5 B	21,3	21,4
Sem pastejo	61,5 Aa	23,0 b	42,2
Média	41,5	22,2	31,8

<sup>(1)</sup> Pastejo de bovinos de corte com idade e peso vivo inicial ao redor de 12 meses e 200 kg. <sup>(2)</sup> Após 30 meses da reaplicação superficial do calcário.

Teste de Tukey ( $p < 0,05$ ): letras maiúsculas diferenciam o manejo da pastagem, dentro de cada manuseio do solo e reaplicação de calcário; letras minúsculas diferenciam o manuseio do solo, dentro de cada manejo da pastagem e reaplicação de calcário; ausência de informação estatística indica que não houve diferença ( $p > 0,05$ ).

Como se pode observar na Figura 22, as amostras das áreas sem pastejo, independentemente da reaplicação de calcário, são aquelas situadas mais longe do segmento com relação 1:1, situação em que não haveria efeito do manuseio das amostras. Por outro lado, as amostras com pastejo concentram-

se mais perto desse segmento (1:1) e, apesar da aparente separação em dois grupos, a reaplicação de calcário não teve qualquer relação com o comportamento do COD nas amostras, quer sejam deformadas ou indeformadas. Além disto, parte das amostras das áreas com pastejo apresentaram teores maiores de COD quando se preservou a estrutura do solo e não se realizou o processo de secagem, ao passo que todas as amostras das áreas sem pastejo apresentaram maiores teores de COD na metodologia em que o solo foi moído, seco e reumedecido para extração de sua solução (Figura 22).



**Figura 22.** Relação entre o carbono orgânico dissolvido (COD) na solução de um Latossolo Vermelho de amostras deformadas e indeformadas de solo, em áreas com diferentes manejos da pastagem hiberna e sem e com reaplicação superficial de calcário há 30 meses, em um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno, no subtropical brasileiro.

Uma série de trabalhos já demonstrou que a concentração de COD aumenta em solução quando o solo é seco, comparativamente àquele que é mantido na sua umidade de campo (Christ & David, 1994; Courchesbe et al., 1995; Peltovuori & Soenne, 2005; Klitzke & Lang, 2007). No entanto, o resultado obtido no presente estudo demonstra que o teor de C orgânico do solo pode superestimar o COD quando da utilização da metodologia de extração da solução em amostras deformadas de solo, já que as áreas sem pastejo historicamente apresentam maiores teores se comparados às áreas com

pastejo, sobretudo nas camadas superficiais, conforme demonstrado no Estudo 2 (Item 6.3.2) e também por Assmann et al. (2014).

Por outro lado, de acordo com Koopmans & Groenenberg (2011), o processo majoritariamente responsável pelo maior teor de COD em amostras previamente secas é a lise de células microbianas. Essa afirmação foi baseada no fato de que esse maior teor é acompanhado de uma maior proporção de compostos hidrofílicos de cadeia curta, e não compostos húmicos, corroborando com os resultados de Christ & David (1994). No entanto, apesar de a biomassa microbiana não ter sido avaliada no presente estudo (ocorrida ao término do ciclo da pastagem hiberna), os tratamentos com e sem pastejo não apresentam, historicamente, diferenças entre si (Souza et al., 2010a; Anghinoni et al., 2015). Porém, cabe salientar que a cobertura vegetal no momento da coleta se diferencia bastante entre as áreas com e sem pastejo, apresentando, respectivamente, 3,2 e 5,3 Mg MS ha<sup>-1</sup> (dados médios de 14 anos), sendo que, enquanto as áreas com pastejo ainda se encontravam com plantas vivas, as sem pastejo já estavam em período de senescência (Kunrath et al., 2015a). Isto, também poderia influenciar os teores de COD em solução, aumentando-os devido ao processo mais avançado de decomposição da pastagem nas áreas sem pastejo.

### 7.3.2. pH da solução

O pH da solução do solo foi maior nas áreas com pastejo (Tabela 16). Esses resultados corroboram com os Estudos 1 (Item 5) e 2 (Item 6) e com os demais trabalhos na temática de acidez do solo realizados na área experimental (Martins et al., 2014a, 2016a). No entanto, o que há de se destacar para o objetivo do presente estudo, é a diferença observada entre os diferentes manuseios do solo previamente à extração da solução. Amostras deformadas com secagem apresentaram maiores valores de pH do que aquelas que tiveram sua estrutura preservada e não foram secas, independentemente do pastejo e da reaplicação de calcário (Tabela 16). Além disso, cabe destacar que a diferença, além de significativa do ponto de vista estatístico, também foi grande em números absolutos, atingindo 1,0 unidade de pH, em média (5,5 para 4,5).

**Tabela 16.** Valores de pH da solução de um Latossolo Vermelho afetados pelo manuseio das amostras e pelo manejo da pastagem hibernal em um sistema com produção de soja no verão, independentemente do histórico recente de calagem, no subtropical brasileiro

Manejo da pastagem hibernal	Amostragem / Secagem	
	Deformada / Com	Indeformada / Sem
Com pastejo <sup>(1)</sup>	5,6 Aa	5,1 Ab
Sem pastejo	5,4 Ba	4,0 Bb

<sup>(1)</sup> Pastejo de bovinos de corte com idade e peso vivo inicial ao redor de 12 meses e 200 kg. <sup>(2)</sup> Após 30 meses da reaplicação superficial do calcário.

Teste de Tukey ( $p < 0,05$ ): letras maiúsculas diferenciam o manejo da pastagem, independentemente do manuseio e da reaplicação de calcário; letras minúsculas diferenciam o manuseio do solo, independentemente do manejo da pastagem e da reaplicação de calcário; ausência de informação estatística indica que não houve diferença ( $p > 0,05$ ).

As respostas acerca de mudanças no pH da solução, devido ao manuseio prévio do solo, ainda não são claras. Não existe um consenso entre os diferentes trabalhos realizados e tampouco indicativos do que pode causar tamanha variabilidade de respostas. De acordo com Bartlett & James (1980), o processo de secagem do solo causa mudanças imediatas principalmente no que diz respeito às características químicas de superfície e solubilização da MO. Além disso, segundo esses autores, pode demorar até 30 dias para que uma amostra reumedecida atinja o mesmo equilíbrio e composição de sua equivalente úmida e, até esse momento, muitas alterações nos atributos químicos da solução podem ocorrer, resultado da dinâmica dos processos que ocorrem no sistema. Assim, sempre se necessita avaliar a situação em sua especificidade e buscar entender porque está ocorrendo o consumo de  $H^+$  ou a liberação de  $OH^-$ , acarretando no aumento do pH. Alguns autores observam diminuições no pH quando da secagem do solo para extração de sua solução (Courchesne et al., 1995; Koopmans & Groenenberg, 2011), ao passo que outros relatam o contrário (Bartlett & James, 1980; Comfort et al., 1991), similar ao que foi obtido no presente estudo. Pérez et al. (2004), trabalhando com solos brasileiros com distintos históricos de uso também não encontraram um padrão para as mudanças de pH devido ao manuseio do solo previamente à extração da solução, assim como Jones & Edwards (1993) trabalhando com solos de três locais distintos na Escócia.

Nota-se que o pH foi muito maior nas áreas sem pastejo, comparativamente às áreas com pastejo (1,4 e 0,5 unidades, na média das áreas com e sem calagem) (Tabela 16), que também apresentaram um maior teor de

COD nas amostras deformadas (Tabela 15), o que leva a crer que o maior pH realmente tem ligação com a dissolução de compostos orgânicos – sejam oriundos da mineralização da MO (Menzies & Bell, 1988; Qian & Wolt, 1990) ou da lise de células microbianas (Cohen, 1973; Bartlett & James, 1980; Koopmans & Groenenberg, 2011). No entanto, independentemente disto, na situação avaliada, nota-se que a metodologia “mais próxima do real”, com amostras indeformadas e sem o processo de secagem do solo, acarretam em um pH baixo que, por sua vez, em adição aos menores teores de COD observados nas áreas sem pastejo (Tabela 15 e Figura 22), deve ter influência direta nas espécies e na atividade do Al (Item 7.3.3).

### 7.3.3. Teor total, atividade e especiação do alumínio da solução

O teor de Al total em solução foi maior nas amostras indeformadas e sem secagem somente na área sem reaplicação de calcário, independentemente do manejo da pastagem hiberna (Tabela 17). Independentemente da calagem e do manuseio do solo, houve maior teor de Al total nas áreas sem pastejo (média de  $8,5 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) em comparação às áreas com pastejo (média de  $5,8 \mu\text{mol L}^{-1}$ ). Esse comportamento teve reflexo direto na atividade da espécie mais tóxica do Al ( $\text{Al}^{3+}$ ), que foi maior e no limiar da fitotoxidez ( $10^{-6} \text{ mol L}^{-1}$ ) (Shann & Bertsch, 1993; Kinraide, 1997) com a solução extraída em amostras indeformadas e sem secagem, nas áreas sem reaplicação de calcário, independentemente do manejo da pastagem (Tabela 17).

O menor teor de Al total dissolvido nas amostras deformadas (Tabela 17) pode ter relação direta com o maior pH da solução do solo também observado nessas amostras (Tabela 16). No entanto, como o aumento do pH em tais amostras ocorreu tanto em áreas recentemente corrigidas como não, isso não explicaria a diferença entre elas na resposta observada para o Al total. Ao contrário do COD e assim como para o pH, os resultados acerca dos teores de metais encontrados em solução com diferentes manuseios do solo previamente à sua extração, são bastante discrepantes. Em relação ao Al, Koopmans & Groenenberg (2011) não observaram diferenças entre as metodologias, assim como Pérez et al. (2004) em solos sob pastagem antiga ou com cultivo de milho apenas com adubos orgânicos. Pérez et al. (2004) também encontraram

respostas similares ao presente estudo (menores teores de Al total em solução em amostras não deformadas) apenas em solos de floresta secundária e sob cultivo de milho em preparo convencional. A única característica similar entre as áreas que apresentaram a mesma resposta é o teor de argila, maior e similar ao solo do presente estudo nas áreas que apresentaram a mesma resposta.

**Tabela 17.** Teores de alumínio total e atividade de sua forma trivalente na solução de um Latossolo Vermelho afetados pelo manuseio das amostras de solo e pelo manejo da pastagem hiberna em um sistema com produção de soja no verão, em áreas com e sem histórico recente de calagem, no subtropico brasileiro

Manejo da pastagem hiberna	Amostragem / Secagem		Média
	Deformada / Com	Indeformada / Sem	
<b>----- Al total (<math>\mu\text{mol L}^{-1}</math>), sem reaplicação de calcário -----</b>			
Com pastejo	2,7	9,5	6,1
Sem pastejo	6,4	10,1	8,3
Média	4,6 b	9,8 a	7,2
<b>----- Al total (<math>\mu\text{mol L}^{-1}</math>), com reaplicação de calcário -----</b>			
Com pastejo	4,8	6,3	5,6
Sem pastejo	8,5	8,9	8,7
Média	6,7	7,6	7,2
<b>--- Logaritmo da atividade do <math>\text{Al}^{3+}</math> (<math>\text{mol L}^{-1}</math>), sem reaplicação de calcário ---</b>			
Com pastejo	-6,82	-6,13	-6,48
Sem pastejo	-6,46	-5,85	-6,16
Média	-6,64 b	-5,99 a	-6,32
<b>--- Logaritmo da Atividade do <math>\text{Al}^{3+}</math> (<math>\text{mol L}^{-1}</math>), com reaplicação de calcário ---</b>			
Com pastejo	-6,85	-7,23	-7,04
Sem pastejo	-6,77	-6,59	-6,68
Média	-6,81	-6,91	-6,86

Teste de Tukey ( $p < 0,05$ ): letras maiúsculas diferenciam o manejo da pastagem, dentro de cada manuseio do solo e reaplicação de calcário; letras minúsculas diferenciam o manuseio do solo, dentro de cada manejo da pastagem e reaplicação de calcário os anos; ausência de informação estatística indica que não houve diferença ( $p > 0,05$ ).

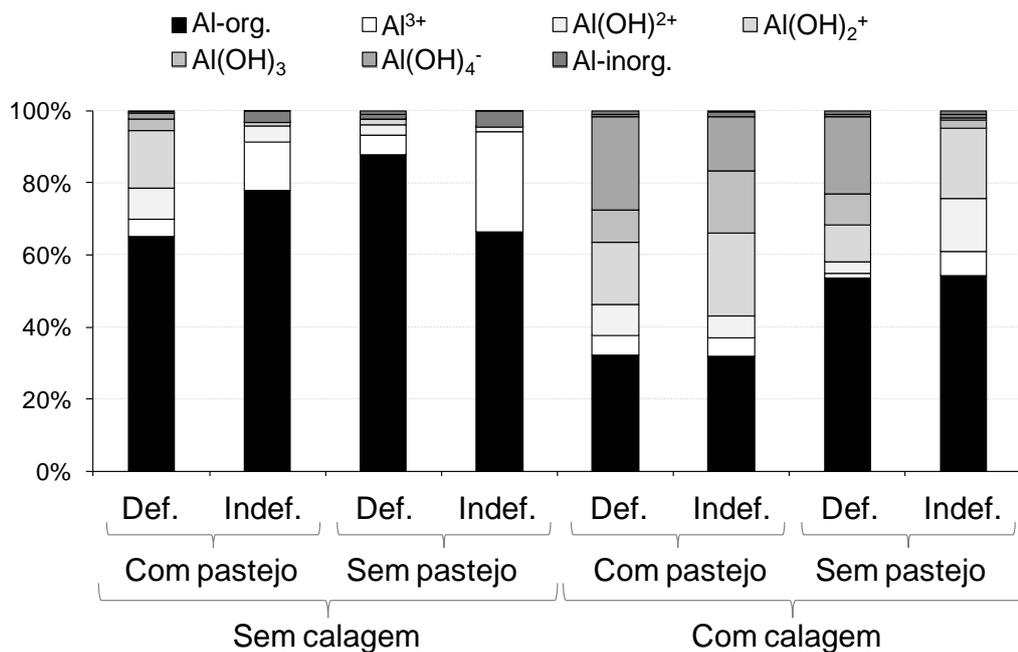
Uma das possíveis explicações para o menor teor de Al total em solução, nas amostras deformadas e secas (Tabela 17), é a desidratação que pode acarretar na conversão de óxidos de Al amorfos em formas mais cristalinas com menor solubilidade (Tack et al., 2006), dada a presença relativamente significativa ( $20 \text{ g kg}^{-1}$ ) de óxidos de Al na fração argila da fase sólida do solo em estudo (Item 3.1). Essa hipótese é suportada pelos resultados de Comfort et al. (1991), que verificaram menores concentrações de óxidos amorfos em solos que passaram pelo processo de secagem. Além disso, óxidos mais cristalinos

possuem uma menor e menos ativa área superficial específica, se comparado a óxidos menos cristalinos, sendo menos capazes de se ligar com compostos orgânicos, por exemplo (Jardine & Zelazny, 1996). Isto, também explicaria os maiores teores de COD verificados nas amostras deformadas (Tabela 15).

Como esperado, a especiação do Al foi afetada pelo manuseio do solo previamente à extração de sua solução, sobretudo em áreas que não tiveram a sua acidez corrigida (Figura 23). A proporção do Al ligado a compostos orgânicos seguiu a tendência das alterações verificadas no COD em áreas sem reaplicação de calcário (Tabela 15), não havendo, no entanto, impacto nas áreas com reaplicação de calcário. A influência mais clara da metodologia utilizada é sobre o Al trivalente, a espécie mais fitotóxica (Kinraide, 1997), que teve sua proporção aumentada com amostras indeformadas e sem secagem, em maior ou menor grau, em todas as situações avaliadas. Uma constatação importante é que, mesmo com maiores teores de Al total em solução, as áreas sem pastejo acarretam em uma proporção de  $Al^{3+}$  similar com as áreas com pastejo nas amostras deformadas e secas (Figura 23), devido justamente ao aumento no COD (Tabela 15). Esse é um exemplo claro de como a possível fitotoxidez de Al pode ser erroneamente quantificada dependendo do método de extração da solução do solo.

O manuseio do solo previamente à extração da solução é um assunto ainda pouco explorado no que tange à compreensão da dinâmica do Al em sistemas de produção agropecuária. Em primeiro lugar, cabe salientar que grande parte das pesquisas acerca do tema foi realizada com soluções nutritivas e, daquelas poucas que trabalharam com solo, utilizaram metodologia de extração de extratos aquosos (Zambrosi et al., 2007b, 2008; Brown et al., 2008; Alleoni et al., 2010; Álvarez et al., 2012; Spera et al., 2014), e não sua solução. Isto, por si só, já pode acarretar em grandes discrepâncias na especiação e determinação da atividade do Al, já que extratos aquosos são considerados representativos da solução do solo apenas em condições de alta salinidade (Wolt, 1994). Nesse sentido, apenas algumas pesquisas que realmente trabalharam com aproximações da solução do solo (umidade entre PMP e CC), como as realizadas no Sul do Brasil por Salet (1998), Salet et al. (1999) e Nolla & Anghinoni (2006). Destas, um número ainda menor trabalhou com amostras indeformadas, como foi o caso de Nolla & Anghinoni (2006) que estudaram a

ligação entre Al e P em um sistema puramente agrícola em semeadura direta. Embora esses autores também tenham verificado uma predominância de complexos entre Al e compostos orgânicos em condições de semeadura direta, que diminuem com o aumento do pH devido à formação de espécies hidroxiladas, a concentração relativa atingiu patamares máximos de 60%, contra valores que chegam a 70 a 85% em outros trabalhos (Salet et al., 1999; Alleoni et al., 2010).



**Figura 23.** Distribuição das espécies de alumínio na solução de um Latossolo Vermelho de amostras deformadas e indeformadas de solo, em áreas com diferentes manejos da pastagem hiberna e sem e com reaplicação superficial de calcário há 30 meses, em um sistema com produção de soja no verão, no subtropical brasileiro.

Além disso, outra importante implicância do manuseio do solo previamente à extração de sua solução é a estimativa da atividade do Al<sup>3+</sup>, que ocorreu na área sem histórico recente de calagem, no presente estudo (Tabela 17). Pelo fato de muitas vezes ser confundida com outros estresses abióticos e não existir um único sintoma que seja adequado para ser utilizado como um bom indicador (Menziez, 2003), muitos autores vêm utilizando a atividade do Al<sup>3+</sup> como um dos melhores atributos para constatação de sua fitotoxidez (Pavan et al., 1982; Cameron et al., 1986; Wright & Wright, 1987; Parker et al., 1988; Alva & Edwards, 1990; Kopittke et al., 2016). O valor de atividade (em mol L<sup>-1</sup>) de 10<sup>-6</sup> (ou 1 μmol L<sup>-1</sup>) é tido como padrão (Shann & Bertsch, 1993; Kinraide, 1997) e

vem sendo utilizado em trabalhos da área (Brown et al., 2008; Alleoni et al., 2010). Assim, o controle mínimo de fatores que possam interferir em tal estimativa, como a obtenção da solução do solo mais próxima do real (sem desestruturação e prévia secagem e reumedecimento do solo) é de suma importância.

Nesse contexto, embora se reconheça a menor fitotoxidez do Al em sistemas que acumulam MO, como a semeadura direta (Salet et al., 1999; Brown et al., 2008), pela alta produtividade das culturas em níveis de Al tidos como tóxicos no preparo convencional (Caires et al., 1998, 2002a, b, 2003, 2005, 2006a, b, 2008b, 2011; Pottker & Ben, 1998; Anghinoni & Salet, 2000; Kaminski et al., 2000; Moreira et al., 2001; Schoninger et al., 2010), sobretudo em anos de adequada precipitação hídrica (Caires et al., 2008; Joris et al., 2013; Martins et al., 2014b), são necessários mais estudos para compreensão da dinâmica do Al em condições mais próximas do que ocorre no campo. Isto, porque, conforme observado no presente estudo, pode haver uma subestimação das espécies fitotóxicas de Al (Figura 23), assim como da atividade do  $Al^{3+}$  (Tabela 17) devido ao aumento dos teores de COD e de pH que a desestruturação e a secagem e reumedecimento do solo provocam (Tabelas 15 e 16), além dos menores teores de Al total em solução (Tabela 17), sobretudo em áreas sem histórico recente de calagem e com altos teores de MO.

#### **7.4. Conclusões**

A especiação do Al é alterada pela desestruturação, secagem e reumedecimento do solo para extração de sua solução. Especialmente em áreas sem histórico recente de correção da acidez, a proporção das espécies fitotóxicas é diminuída com tal manuseio prévio, devido principalmente ao aumento do pH e diminuição do Al total; mas, também, ao aumento do COD que ocorreu apenas em áreas sem pastejo. Tais alterações interferem também na atividade do  $Al^{3+}$ , que é menor e abaixo do limite de fitotoxidez em amostras deformadas e secas, quando comparado a amostras indeformadas e que não passaram pelo processo de secagem, podendo levar a interpretações errôneas.

## 8. CONCLUSÕES GERAIS

O pastejo no período hibernar, constituindo um sistema integrado de produção agropecuária no subtropical brasileiro, modifica a dinâmica e as formas do alumínio no solo, tanto na fase sólida quanto na fase líquida, em relação a áreas que não são pastejadas. Nesses sistemas, observa-se influência do tempo de adoção e da reaplicação superficial de calcário no solo que já havia sido corrigido há nove anos.

Em relação ao tempo, o necessário para os sistemas se diferenciarem é, no mínimo, seis anos. Após esse período e até os nove anos após, apesar de não haver grandes diferenças no pH, as áreas com pastejo apresentam menores teores de Al total na solução do solo, acompanhados de uma maior saturação por bases e menor saturação por Al na fase sólida do solo. Já, após dez anos de adoção dos sistemas, o pastejo hibernar diferencia-se também com maiores valores de pH do que áreas sem pastejo, independentemente da calagem.

Independentemente disso, a forma preponderante de Al nas fases líquida e sólida do solo é aquela ligada a compostos orgânicos, especialmente quando da não correção recente do solo (pH abaixo de 5,0), em função dos altos teores de matéria orgânica do Latossolo Vermelho em estudo, sobretudo na camada superficial. Por sua vez, a correção do solo leva à formação de formas hidroxiladas (ou neutralização) de Al que não é oriundo de espécies ou frações biodisponíveis, mas sim, daquelas responsáveis por sua complexação (ligado a compostos orgânicos). E, apesar da influência exercida, pelos objetos de estudo em questão (pastejo, tempo e calagem), tanto nas formas de Al quanto na acidez do solo como um todo, os níveis da atividade do  $Al^{3+}$  na solução do solo se

mantêm abaixo daqueles considerados como tóxicos, na grande maioria das situações. Isto, acarreta em produtividades muito similares entre os diferentes manejos da pastagem hiberna (com ou sem pastejo). Em relação à produtividade da soja, a única exceção ocorre quando da reaplicação superficial do calcário, onde áreas sem pastejo apresentam resposta à calagem no rendimento de grãos, com o sistema integrado apresentando produção similar em áreas corrigidas e não corrigidas.

Apesar dos resultados obtidos, tanto nesta pesquisa como nas demais que já estudaram a dinâmica do Al em sistemas agrícolas, especial atenção deve ser dada ao método de extração da solução do solo. A destruição da estrutura e a secagem do solo leva a resultados distintos nas espécies de Al e na atividade do  $Al^{3+}$ , em relação a amostras que são mantidas indeformadas e sem passar pelo processo de secagem, que ainda é o método padrão da grande maioria dos trabalhos.

## 9. PERSPECTIVAS FUTURAS DE PESQUISA

No sentido de avançar no entendimento da dinâmica da acidez e do alumínio em áreas que contam com a inserção do componente animal (sistema integrado de produção agropecuária), tanto na fase líquida como na fase sólida do solo, e que levem a uma maior compreensão das respostas observadas na produtividade das culturas, servindo de subsídio para futuras recomendações específicas de adubação e calagem para tais sistemas, sugere-se os seguintes aprofundamentos e/ou estudos:

- a) Análise as espécies de alumínio e a atividade do  $Al^{3+}$  em camadas mais profundas do solo;
- b) Aprofundamento na identificação dos compostos orgânicos e grupos funcionais responsáveis pela complexação do alumínio;
- c) Quantificação de diferentes relações entre a resposta das culturas e a acidez do solo, diferenciando-se as condições meteorológicas (safras “normais” vs. safras com estiagem/seca);
- d) Verificação da ocorrência de modificações químicas no solo rizosférico das plantas cultivadas; e
- e) Avaliar, pela análise de caminhos, modelos causais que incluem a contribuição das frações do Al e outros atributos do solo para a atividade do  $Al^{3+}$ .

## 10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRACAL – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS PRODUTORES DE CALCÁRIO AGRÍCOLA, 2012. **Site institucional**. Disponível em: <[http://www.sindical.com.br/fram\\_abracal.htm](http://www.sindical.com.br/fram_abracal.htm)>. Acesso em: 17 maio 2012.
- ADAMS, F. et al. Comparison of column-displacement and centrifuge methods for obtaining soil solution. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 44, p. 733-735, 1980.
- ADAMS, F. Soil Solution. In: CARSON, E. W. (Ed.). **The plant root and its environment**. Charlottesville: University Press of Virginia, 1974. p. 441-481.
- AGUINAGA, A. A. Q. **Relações planta-animal num sistema de integração lavoura-pecuária**. 2005. 103 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.
- AGUINAGA, A. A. Q. et al. Produção de novilhos superprecoces em pastagem de aveia e azevém submetida a diferentes alturas de manejo. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 35, p. 1765-1773, 2006.
- AKITT, J. W et al. <sup>27</sup>Al nuclear magnetic resonance studies of the hydrolysis and polymerisation of the hexa-aquo-aluminum (III) cation. **Journal of the Chemical Society, Dalton Transactions**, Cambridge, v. 5, p. 604-610, 1972.
- ALLEONI, L. R. F. et al. Acidity and aluminum speciation as affected by surface liming in tropical no-till soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 74, p. 1010-1017, 2010.
- ALLISON, J. D.; BROWN, D. S.; NOVO-GRADAC, K. J. **MINTEQA2/PRODEFA2: A geochemical assessment model for environmental systems. Version 3.0 user's manual**. Athens: USEPA Office of Research and Development, 1991. 107 p.
- ALLISON, J. D.; PERDUE, E. M. Modeling metal-humic interactions with MINTEQA2. In: SENESI, N.; MIANO, T. M. (Ed.) **Humic Substances in the**

- Global Environment and Implications on Human Health.** Amsterdam: Elsevier, 1994. p. 927-942.
- ALVA, A. K.; EDWARDS, D. G. Response of lupin cultivars to concentration of calcium and activity of aluminum in dilute nutrient solutions. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v. 13, p. 57-76, 1990.
- ALVA, A. K.; SUMNER, M. E.; MILLER, W. P. Relationship between ionic strength and electrical conductivity of soil solutions. **Soil Science**, Baltimore, v. 152, p. 239-242, 1991.
- ÁLVAREZ, E. et al. Aluminium fractionation and speciation in bulk and rhizosphere of a grass soil amended with mussel shells or lime. **Geoderma**, Amsterdam, v. 173-174, p. 322-329, 2012.
- ANGHINONI, I.; SALET, R. L. Reaplicação de calcário no sistema plantio direto consolidado. In: KAMINSKI, J. (Ed.) **Uso de corretivos da acidez do solo no plantio direto**. Pelotas: Núcleo Regional Sul, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p. 41-60.
- ANGHINONI, I.; CARVALHO, P. C. F.; COSTA, S. E. V. G. A. Abordagem sistêmica do solo em sistemas integrados de produção agrícola e pecuária no subtropical brasileiro. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, v. 8, p. 221-278, 2013.
- ANGHINONI, I. et al. O solo no contexto. In: MARTINS, A. P. et al. (Ed.). **Integração soja-bovinos de corte no sul do Brasil**. Porto Alegre: Gráfica RJR, 2015. p. 53-74.
- ASSMANN, J. M. **Ciclagem e estoque de nutrientes em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto de longa duração**. 2013. 136 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.
- ASSMANN, J. M. et al. Soil carbon and nitrogen stocks and fractions in a long-term integrated crop–livestock system under no-tillage in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 190, p. 52-59, 2014.
- ASSMANN, J. M. et al. Carbon and nitrogen cycling in an integrated soybean–beef cattle production system under different grazing intensities. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 50, p. 967-978, 2015.
- BAGGIO, C. **Comportamento em pastejo de novilhos numa pastagem de inverno submetida a diferentes alturas de manejo**. 2007. 136 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

- BALBINOT JR., A. A. et al. Integração lavoura-pecuária: intensificação de uso de áreas agrícolas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, p. 1925-1933, 2009.
- BALBINOT JUNIOR, A. A. et al. Winter pasture and cover crops and their effects on soil and summer grain crops. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 46, p. 1357-1363, 2011.
- BARBER, S. A. Liming materials and practices. In: PEARSON, R. W.; ADAMS, F. (Ed.). **Soil acidity and liming**. Madison: American Society of Agronomy, 1967. p. 125-160.
- BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C. Fast Root Growth Responses, Root Exudates, and Internal Detoxification as Clues to the Mechanisms of Aluminium Toxicity and Resistance: A Review. **Environmental and Experimental Botany**, New York, v. 48, p. 75-92, 2002.
- BARNHISEL, R. I.; RICH, C. I. Gibbsite formation from aluminum-interlayers in montmorillonite. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 27, p. 632-635, 1963.
- BARNHISEL, R. I.; BERTSCH, P. M. Chlorites and hydroxy-interlayered vermiculite and smectite. Minerals in soil environments. In: DIXON, J. B.; WEED, S. B. (Ed.) **Minerals in Soil Environments**. Madison: Soil Science Society of America, 1989. p. 729-779.
- BARTHAM, G.T. Experimental techniques: the HFRO sward stick. In: HIFRO. **The Hill Farming Research Organization Biennial Report 1984/1985**. Penicuik: HFRO, 1986. p.29-30.
- BARTLET, R. J.; RIEGO, D. C. Toxicity of hydroxy aluminum in relation to pH and phosphorus. **Soil Science**, Baltimore, v. 114, p. 194-201, 1972.
- BARTLETT, R.; JAMES, B. Studying dried stored soil samples – some pitfalls. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 44, p. 721-724, 1980.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 105-112, 1997.
- BAYER, C. et al. Carbon stocks in organic matter fractions as affected by land use and soil management, with emphasis on no-tillage effect. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 32, p. 401-406, 2002.
- BAYER, C. et al. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 54, p. 101-109, 2000.
- BEHR, B.; WENDT, H. Schnelle Ionenreaktionen in Losugen. I. Die Bildung des aluminumsulfatokomplexes. **Zeitschrift für Elektrochemie**, Leipzig, v. 66, p. 223-228, 1962.

- BELL, L. C.; EDWARDS, D. G. Soil acidity and its amelioration. In: PUSHPARAJAH, E. (Ed.) **Proceedings of the ASIALAND Workshop on the Establishment of Experiments for the Management of Acid Soils**. Bangkok: IBSRAM, 1990. p. 9-29.
- BELL, L. W.; MOORE, A. D. Integrated crop-livestock systems in Australian agriculture: Trends, drivers and implications. **Agricultural Systems**, Barking, v. 111, p. 1-12, 2012.
- BERGER, T. et al. The impact of fluoride on Al abundance and speciation in boreal streams. **Chemical Geology**, Amsterdam, v. 409, p. 118-124, 2015.
- BERTOLAZI, V. T et al. Mineralogical alteration under integrated crop-livestock production system. In: WORLD CONGRESS ON INTEGRATED CROP-LIVESTOCK-FOREST SYSTEMS, 2015, Brasília. **Proceedings...** Brasília: Embrapa, 2015. CD-ROM.
- BERTSCH, P. M.; BLOOM, P. R. Aluminum. In: Sparks, D. L. (Ed.) **Methods of Soil Analysis Part 3 – Chemical Methods**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p. 517-550.
- BILLETT, M. F.; FITZPATRICK, E. A.; CRESSER, M. S. Long-term changes in the acidity of forest soils in North-East Scotland. **Soil Use and Management**, Lismore, v. 4, p. 102-107, 1988.
- BIRCHAM, J. S. **Herbage growth and utilization under continuous stocking management**. 1981. 381 f. Tese (Doutorado) - University of Edinburgh, Edinburgh, 1981.
- BLOOM, P. R.; MCBRIDE, M. B.; WEAVER, R. M. Aluminum organic matter in acid soils: salt extractable aluminum. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 43, p. 813-815, 1979.
- BLOOM, P. R.; SKYLLBERG, U. L.; SUMNER, M. E. Soil Acidity. In: TABATABAI, M. A.; SPARKS, D. L. (Ed.) **Chemical Processes in Soils**. Madison: Soil Science Society of America, 2005. p. 411-459.
- BODDEY, R.M. et al. Carbon accumulation at depth in Ferrasols under zero-till subtropical agriculture. **Global Change Biology**, Illinois, v. 16, p. 784-795, 2010.
- BOLAN, N.S.; HEDLEY, M.J. Role of carbon, nitrogen, and sulfur cycles in soil acidification. In: RENGEL, Z. (Ed.). **Handbook of soil acidity**. New York: Marcel Dekker Inc., 2003. p. 29-56.
- BOLAN, N. S.; ADRIANO, D. C.; DE-LA-LUZ, M. Dynamics and environmental significance of dissolved organic matter in soil. In: **3<sup>rd</sup> Australian New Zealand Soils Conference**. Sydney: University of Sydney, 2004. CD-ROM.

- BONAUDO, T. et al. Agroecological principles for the redesign of integrated crop–livestock systems. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v. 57, p. 43-51, 2014.
- BORLAUG, N. E.; DOWSWELL, C. R. The acid lands: one of agriculture's last frontiers. In: MONIZ, A. C. et al. (Ed.). **Plant-soil interactions at low pH**. Campinas/Viçosa: Brazilian Soil Science Society, 1997. p. 5-15.
- BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The nature and properties of soils**. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2002. 960 p.
- BRIEDIS, C. et al. Soil organic matter pools and carbon-protection mechanisms in aggregate classes influenced by surface liming in a no-till system. **Geoderma**, Amsterdam, v. 170, p. 80-88, 2012.
- BROWN, T. T. et al. Lime effects on soil acidity, crop yield and aluminum chemistry in direct-seeded cropping systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, p. 634-640, 2008.
- BURGESS, J. **Metal Ions in Solutions**. Chichester: Ellis Horwood, 1978. 481 p.
- BURGESS, P. S. The soil solution, extracted by Lipman's direct-pressure method, compared with 1:5 water extracts. **Soil Science**, Baltimore, v. 14, p. 191-215, 1922.
- BURROWS, W. D. Aquatic aluminum: Chemistry, toxicology, and environmental prevalence. **CRC Critical reviews in environmental science and technology**, Boca Raton, v. 7, p. 167-216, 1977.
- CAIRES, E. F. et al. Alterações de características químicas do solo e resposta da soja ao calcário e gesso aplicados na superfície em sistema de cultivo sem preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 27-34, 1998.
- CAIRES, E. F. et al. Correção da acidez do solo, crescimento radicular e nutrição do milho de acordo com a calagem na superfície em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 1011-1022, 2002a.
- CAIRES, E. F. et al. Lime and gypsum application on the wheat crop. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 59, p. 357-364, 2002b.
- CAIRES, E. F. et al. Alterações químicas do solo e resposta da soja ao calcário e gesso aplicados na implantação do sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 275-286, 2003.
- CAIRES, E. F. et al. Surface application of lime for crop grain production under no-till system. **Agronomy Journal**, Madison, v. 97, p. 791-798, 2005.
- CAIRES, E. F. et al. Calagem superficial e cobertura de aveia preta antecedendo os cultivos de milho e soja em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 87-98, 2006 a.

- CAIRES, E. F. et al. Soybean yield and quality as a function of lime and gypsum applications. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 63, p. 370-379, 2006 b.
- CAIRES, E. F.; BARTH, G.; GARBUIO, F. J. Lime application in the establishment of a no-till system for grain crop production in Southern Brazil. **Soil Tillage and Research**, Amsterdam, v. 89, p. 3-12, 2006.
- CAIRES, E. F. et al. Effects of soil acidity amelioration by surface liming on no-till corn, soybean, and wheat root growth and yield. **European Journal of Agronomy**, Montrouge Cedex, v. 28, p. 57-64, 2008 a.
- CAIRES, E. F. et al. Soil acidity and aluminum toxicity as affected by surface liming and cover oats residues under a no-till system. **Soil Use and Management**, Lismore, v. 24, p. 302-309, 2008 b.
- CAIRES, E. F.; JORIS, H. A. W.; CHURKA, S. Long-term effects of lime and gypsum additions on no-till corn and soybean yield and soil chemical properties in southern Brazil. **Soil Use and Management**, Lismore, v. 27, p. 45-53, 2011.
- CAMBRI, M. A. **Calagem e formas de alumínio em três localidades sob sistema de plantio direto**. 2004. 95 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.
- CAMERON, F. K. **The Soil Solution: The Nutrient Medium for Plant Growth**. Easton: Chemical Publishing, 1911. 136 p.
- CAMERON, R. S.; RITCHIE, G. S. P.; ROBSON, A. D. Relative toxicities of inorganic aluminum complexes to barley. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 50, p. 1231-1236, 1986.
- CARVALHO, D. B. et al. Fertilidade do solo em integração lavoura-pecuária na região de Guarapuava/PR. **Revista Acadêmica: ciências agrárias e ambientais**, Curitiba, v. 3, p. 57-65, 2005.
- CARVALHO, P. C. F. et al. Managing grazing animals to achieve nutrient cycling and soil improvement in no-till integrated systems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 88, p. 259-273, 2010.
- CARVALHO, P. C. F. et al. Definições e terminologias para Sistema Integrado de Produção Agropecuária. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 5, p. 1040-1046, 2014.
- CARVALHO, P. C. F. et al. A integração soja-pecuária no sul do Brasil. In: MARTINS. A. P. et al. (Ed.). **Integração soja-bovinos de corte no sul do Brasil**. Porto Alegre: Gráfica RJR, 2015a. p. 21-24.
- CARVALHO, P. C. F. et al. Atualidades e perspectivas para os sistemas integrados de produção agropecuária. In: MARTINS. A. P. et al. (Ed.).

- Integração soja-bovinos de corte no sul do Brasil.** Porto Alegre: Gráfica RJR, 2015b. p. 17-20.
- CARVALHO, P. C. F. et al. Integração do componente pastoril em sistemas agrícolas. In: SILVA, S. C.; PEDREIRA, C. G. S.; MOURA, J. C. (Ed.). **Sistemas de Produção, Intensificação e Sustentabilidade da Produção Animal.** Piracicaba: FEALQ, 2015c. p. 33-56.
- CASSOL, L. C. **Relação solo-planta-animal num sistema de integração lavoura-pecuária em semeadura direta com calcário na superfície.** 2003. 157 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.
- CATO, M. P.; VARRO, M. T. **Roman farm management: the treatises of Cato and Varro.** New York: The MacMillan Co., 1913. 365 p.
- CECAGNO, D. **Carbono orgânico do solo em sistema integrado de produção agropecuária.** 2015. 70 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.
- CECAGNO, D. et al. Least limiting water range and soybean yield in a long-term, no-till, integrated crop-livestock system under different grazing intensities. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 156, p. 54-62, 2016.
- CEMETRS – CONSELHO ESTADUAL DE METEOROLOGIA DO RIO GRANDE DO SUL. **Atlas climático do Rio Grande do Sul.** Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária. Disponível em: <<http://www.r3pb.com.br/AtlasCemetRS>>. Acesso em: 27 maio 2013.
- CHAO, T. T.; HARWARD, M. E. Nature of acid clays and relationships to ion activities and ion ratios in equilibrium solutions. **Soil Science**, Baltimore, v. 93, p. 246-253, 1962.
- CHÁVEZ, L. F. et al. Diversidade metabólica e atividade microbiana no solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob intensidades de pastejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Rio de Janeiro, v. 46, p. 1254-1261, 2011.
- CHERNOV, V. A. **The nature of soil acidity.** Madison: Soil Science Society of America, 1964. 178 p.
- COLEMAN, N. T.; THOMAS, G. W. The Basic Chemistry of Soil Acidity. In: PEARSON, R. W.; ADAMS, F. (Ed.). **Soil acidity and liming.** Madison: American Society of Agronomy, 1967. p. 1-42.
- CONAB – COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Séries históricas.** Disponível em: <<http://www.conab.gov.br>>. Acesso em: 12 mai. 2016.

- CONNICK, R. E.; POULSON, R. E. Nuclear magnetic resonance studies of the aluminum fluoride complexes. **Journal of the American Chemical Society**, Washington D.C., v. 79, p. 5153-5157, 1957.
- CONTE, O. **Atributos físicos do solo e demanda de tração em semeadura direta de soja, com diferentes pressões de pastejo em sistemas de integração lavoura-pecuária**. 2007. 91 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.
- CONTE, O. et al. Demanda de tração em haste sulcadora na integração lavoura-pecuária com diferentes pressões de pastejo e sua relação com o estado de compactação do solo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, p. 220-228, 2007.
- CONTE, O. et al. Resistência mecânica do solo e força de tração em hastes sulcadoras de semeadoras-adubadoras em sistema de integração lavoura-pecuária. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 28, p. 730-739, 2008.
- CONTE, O. **Mobilização, atributos do solo e variabilidade espacial em integração lavoura-pecuária**. 2011. 136 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.
- CONTE, O. et al. Evolução de atributos físicos de solo em sistema de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Rio de Janeiro, v. 46, p. 1301-1309, 2011.
- COSTA, S. E. V. G. A. et al. Patterns in phosphorus and corn root distribution and yield in long-term tillage systems with fertilizer application. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 109, p. 41-49, 2010.
- COSTA, S. E. V. G. A. **Intervalo hídrico ótimo no solo e estado hídrico das plantas em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto**. 2013. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.
- COSTA, S. E. V. G. A. Impact of an integrated no-till crop-livestock system on phosphorus distribution, availability and stock. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 190, p. 43-51, 2014.
- COVENTRY, D. R.; SLATTERY, N. J. Acidification of soil associated with lupines grown in crop rotation in Northeastern Victoria. **Australian Journal of Agricultural Research**, Melbourne, v. 42, p. 391-397, 1991.
- COURCHESNE, F.; SAVOIE, S.; DUFRESNE, A. Effects of air-drying on the measurement of soil pH in acidic forest soils of Quebec, Canada. **Soil Science**, Baltimore, v. 160, p. 56-68, 1995.

- CQFS-RS/SC – Comissão de Química e Fertilidade do Solo dos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. Porto Alegre: SBCS-NRS/EMBRAPA-CNPT, 2004. 400 p.
- DAVID, M. B.; DRISCOLL, C. T. Aluminum speciation and equilibria in soil solutions of a Haplorthod in the Adirondack Mountains (New York, U. S. A.). **Geoderma**, Amsterdam, v. 33, p. 297-318, 1984.
- DAVIES, B.E.; DAVIES, R. I. A simple centrifugation method for obtaining small samples of soil solution. **Nature**, London, v. 198, p. 216-217, 1963.
- DELHAIZE, E.; RYAN, P. R. Aluminum toxicity and tolerance in plants. **Plant Physiology**, Lancaster, v. 107, p. 315-321, 1995.
- DELHAIZE, E.; GRUBER, B.D.; RYAN, P.R. The roles of organic anion permeases in aluminium tolerance and mineral nutrition. **FEBS Letters**, Oxford, v. 581, p. 2255-2262, 2007.
- DRABEK, O. L. et al. Possible method of aluminum speciation in forest soils. **Journal of Inorganic Biochemistry**, New York, v. 97, p. 8-15, 2003.
- ELKHATIB, E.A.; HERN, J.L.; STALEY, T.E. A rapid centrifugation method for obtaining soil solution. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 51, p. 578-582, 1987.
- EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2006. 306 p.
- ENCYCLOPEDIA. **Agriculture**. Microsoft® Encarta® Online Encyclopedia. Disponível em: <[http://encarta.msn.com/text\\_761572257\\_\\_\\_3/Agriculture.html](http://encarta.msn.com/text_761572257___3/Agriculture.html) 2005>. Acesso em: 12 mar. 2013.
- ENTZ, M. H.; BELLOTTI, W. D.; POWELL, J. M. Evolution of integrated crop-livestock production systems. In: MCGILLOWAY, D. A. et al. (Ed.). **Grassland: a global resource**. Wageningen: Academic Publishers, 2005. p. 137-148.
- ESSINGTON, M. E. **Soil and water chemistry: an integrative approach**. Boca Raton: CRC Press, 2003. 552 p.
- ESWARAN, H.; REICH, P.; BEINROTH, F. Global distribution of soils with acidity. In: MONIZ, A.C. et al. (Ed.) **Plant-Soil Interactions at Low pH: Sustainable Agriculture and Forestry Production**. Campinas: Brazilian Soil Science Society, 1997. p. 159-164.
- FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **925 million in chronic hunger worldwide**: though improved, global hunger level “unacceptable”. Roma, 14 de setembro de 2010. 2010a.

Disponível em: <<http://www.fao.org/news/story/en/item/45210/icode/>>. Acesso em: 30 out. 2011.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **An international consultation on integrated crop-livestock systems for development: The way forward for sustainable production intensification.** Rome: FAO, 2010b. 64 p.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Towards the future we want: end hunger and make the transition to sustainable agricultural and food systems.** Roma, 2012. 2012. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/015/an894e/an894e00.pdf>>. Acesso em: 03 maio 2013.

FARINA, M. P. W. et al. Aluminum toxicity in corn at near neutral soil pH levels. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v. 2, p. 683-697, 1980.

FEBRAPDP – FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE PLANTIO DIRETO NA PALHA. **Área de plantio direto no Brasil.** [2013]. Disponível em: <[http://www.febrapdp.org.br/ev\\_area\\_pd\\_brasil.pdf](http://www.febrapdp.org.br/ev_area_pd_brasil.pdf)>. Acesso em: 14 ago. 2013.

FELMY, A. R.; GIRVIN, D. C.; JENNE, E. A. **MINTEQ. A computer program for calculating aqueous geochemical equilibria.** Springfield: U. S. Department of Commerce / National Technical Information Service, 1984. 86 p.

FERREIRA, E. V. O. **Dinâmica de potássio em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto sob intensidades de pastejo.** 2009. 73 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

FERREIRA, E. V. O. et al. Concentração do potássio do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 1675-1684, 2009.

FLORES, J. P. C. **Atributos de solo e rendimento de soja em um sistema de integração lavoura-pecuária com diferentes pressões de pastejo em plantio direto com aplicação de calcário na superfície.** 2004. 74 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

FLORES, J. P. C. et al. Atributos físicos do solo e rendimento de soja em sistema plantio direto em integração lavoura-pecuária com diferentes pressões de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 771-780, 2007.

FLORES, J. P. C. **Atributos físicos e químicos do solo e rendimento de soja sob integração lavoura-pecuária em sistemas de manejo.** 2008. 102 f.

Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

- FLORES, J. P. C. et al. Atributos químicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto com aplicação superficial de calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2385-2396, 2008.
- FOLEY, J.A. et al. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, London, v. 478, p. 337-342, 2011.
- FOY, C. D. Physiological effects of hydrogen, aluminum, and manganese toxicities in acid soil. In ADAMS, F. (Ed.) **Soil acidity and liming**. Madison: ASA, CSSA, and SSSA, 1984. p. 57-97.
- FOY, C. D. Plant adaptation to acid, aluminum-toxic soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 19, p. 959-987, 1988.
- FRANZLUEBBERS, A. J.; STUEDEMANN, J. A. Early Response of Soil Organic Fractions to Tillage and Integrated Crop–Livestock Production. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, p. 613-625, 2008.
- FRANZLUEBBERS, A. J.; SULC, R. M.; RUSSELLE, M. P. Opportunities and challenge for integrating North-American crop and livestock systems. In: LEMAIRE, G.; HODGSON, J.; CHABBI, A. (Ed.). **Grassland productivity and ecosystem services**. Wallingford: CABI, 2011. p. 208-218.
- FRASER, M.D. et al. Mixed grazing systems benefit both upland biodiversity and livestock production. **PLoS One**, San Francisco, v. 9, p. 1-8, 2014.
- GARCÍA-RODEJA, E. et al. Aluminium fractionation of European volcanic soils by selective dissolution techniques. **Catena**, Amsterdam, v. 56, p. 155-183, 2004.
- GARDNER, J. C.; FAULKNER, J. A. Use of cover crops with integrated crop-livestock production systems. In: HARGROVE, W. L. (Ed.). **Cover Crops for Clean Water**. Ankeny: Soil and Water Conservation Society, 1991, p. 185-190.
- GILBERT, C. L.; MORGAN, C. W. Food price volatility. **Philosophical Transactions of The Royal Society B**, London, v. 365, p. 3023-3034, 2010.
- GILLMAN, G. P.; BELL, L. C. Soil solution studies on weathered soils from tropical Northern Queensland. **Australian Journal of Soil Research**, Lismore, v. 16, p. 67-77, 1978.
- GILLMAN, G. P. A Centrifuge Method for Obtaining Soil Solution. **Division of Soils Report CSIRO**, Australia, n. 16. 1976.

- GIONGO, V.; BOHNEN, H. Caracterização química superficial de Latossolo cultivado sob sistema convencional e plantio direto no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 5, p. 491-496, 2010.
- GLIESSMAN, S. R. **Agroecology: The Ecology of Sustainable Food systems**. Boca Raton: CRC Press, 2006. 384 p.
- GOOGLE. **Google Earth** (versão 7.1.1.1888). 28°55'57.77"S 54°20'55.31"O. 14/11/2014. Disponível em: <<https://earth.google.com/>>. Acesso em: 08 jan. 2016.
- GOUVELLO, C. **Estudo de baixo carbono para o Brasil**. Brasília: Banco Mundial, 2010. 278 p.
- GRIFFIN, R. A.; JURINAK, J. J. Estimation of activity coefficients from the electrical conductivity of natural aquatic systems and soil extracts. **Soil Science**, Baltimore, v. 116, p. 26-30, 1973.
- GRIMM, D.M. et al. Continuous multi ligand distribution model used to predict the stability constant of copper (II) metal complexation with humic material from fluorescence quenching data. **Environmental Science and Technology**, Boca Raton, v. 25, p. 1427-1431, 1991.
- GUSTAFSSON, J. P. **Verson 3.1 is currently being tested**. 21/12/2013. Disponível em: <<http://vminteq.lwr.kth.se/>>. Acesso em: 11 jan. 2016.
- GUSTAFSSON, J. P. **Visual MINTEQ 3.0 now released**. 18/10/2012. Disponível em: <<http://vminteq.lwr.kth.se/>>. Acesso em: 11 jan. 2016.
- HAGVALL, K.; PERSSON, P.; KARLSSON, T. Speciation of aluminum in soils and stream waters: The importance of organic matter. **Chemical Geology**, Amsterdam, v. 417, p. 32-43, 2015.
- HARGROVE, W. L. The solubility of aluminum-organic matter and its implication in plant uptake of aluminum. **Soil Science**, Baltimore, v. 142, p. 179-181, 1986.
- HARGROVE, W. L.; THOMAS, G. W. Effect of organic matter on exchangeable aluminum and plant growth in acid soils. In: DOWDY, R. H. (Ed.) **Chemistry in the Soil Environment**. Madison: American Society of Agronomy, 1981. p. 151-166.
- HARTWELL, B.L; PEMBER, F.R. The presence of aluminum as a reason for the difference in the effect of so-called acid soil on barley and rye. **Soil Science**, Baltimore, v. 6, p. 259-279, 1918.
- HAVLIN, J. L. et al. **Soil Fertility and Fertilizers**. New Jersey: Prentice Hall, 2004. 528 p.
- HAYNES, R. J.; MOKOLOBATE, M. S. Amelioration of Al toxicity and P deficiency in acid soils by additions of organic residues: a critical review of the

- phenomenon and the mechanisms involved. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 59, p. 47-63, 2001.
- HENDRICKSON, J. R. et al. Principles of integrated agricultural systems: introduction to processes and definition. **Renewable Agriculture and Food Systems**, Cambridge, v. 23, p. 265-271, 2008.
- HERING, J. G. Interaction of organic matter with mineral surfaces. Effects on geochemical processes at the mineral-water interface. In: HUAN, C. P. et al. (Ed.) **Aquatic chemistry: interfacial and interspecies processes**. San Francisco: American Chemical Society, 1995. p. 33-57.
- HERNDON, V. **MINTEQA2/PRODEFA2, A Geochemical Assessment Model for Environmental Systems: User Manual Supplement for Version 4.0**. Athens: U.S. Environmental Protection Agency / National Exposure Research Laboratory Ecosystems Research Division, 1998. 77 p.
- HERRERO, M. et al. Smart investments in sustainable food production: revisiting mixed crop-livestock systems. **Science**, Washington, v. 327, p. 822-825, 2010.
- HILGARD, E.W. **Soils: their formation, properties, composition and relation to climate and plant growth**. New York: Macmillan, 1912. 563 p.
- HORST, W. J. et al. The role of the root apoplast in aluminium-induced inhibition of root elongation and in aluminium resistance of plants: a review. **Annals of Botany**, Oxford, v. 106, p. 185-197, 2010.
- HOUSE, G. J.; BRUST, G. E. Ecology of low-input, no-tillage agroecosystems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 27, p. 331-345, 1989.
- HOYT, P. B.; TURNER, R. C. Effects of organic materials added to very acid soils on pH, aluminum, exchangeable  $\text{NH}_4^+$  and crop yields. **Soil Science**, Baltimore, v. 119, p. 227-237, 1975.
- HUE, N. V. Correcting soil acidity of a highly weathered Ultisol with chicken manure and sewage sludge. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 23, p. 241-264, 1992.
- HUE, N. V.; AMIEN, I. Aluminum detoxification with green manures. **Communication 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**, Madison, v. 50, p. 28-34, 1986.
- JACKSON, W. A. Physiological effects of soil acidity. In: PEARSON, R. W.; ADAMS, F. (Ed.). **Soil acidity & liming**. Madison: American Society of Agronomy, 1967. p. 43-124.

- JARDINE, P. M.; ZELAZNY, L. W. Surface reactions of aqueous aluminum species. In: SPOSITO, G. (Ed.) **The Environmental Chemistry of Aluminum**. Boca Raton: CRC Press, 1996. p. 221-270.
- JENNY, H. Reflections on the soil acidity merry-go-round. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 25, p. 428-432, 1961.
- JOFFE, J.S. **Pedology**. New Brunswick, NJ: Pedology Publications, 1949. 622p.
- JONES, D. L.; EDWARDS, A. C. Effect of moisture content and preparation technique on the composition of soil solution obtained by centrifugation, **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 24, p. 171-186, 1993.
- JONES, D. L.; KOCHIAN, L. V. Aluminum Inhibition of the Inositol 1,4,5-Trisphosphate Signal Transduction Path-way in Wheat Roots: A Role in Aluminum Toxicity? **Plant Cell**, Rockville, v. 7, p. 1913-1922, 1995.
- JORIS, H. A. W. et al. Effects of soil acidity and water stress on corn and soybean performance under a no-till system. **Plant and Soil**, The Hague, v. 365, p. 409-424, 2013.
- JUO, A. S. R.; KAMPRATH, E. J. Copper chloride as an extractant for estimating the potentially reactive aluminum pool in acid soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 43, p. 35-38, 1979.
- KAISER, K., ZECH, W. Defects in estimation of aluminum inhumus complexes of podzolic soils by pyrophosphate extraction. **Soil Science**, Madison, v. 161, p. 452-458, 1996.
- KAMINSKI, J. et al. Resposta de culturas à aplicação de calcário em superfície ou incorporado ao solo em campo nativo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 30, p. 605-609, 2000.
- KEULEN, H.; SCHIERE, H. Crop-livestock systems: old wine in new bottles? In: CROP SCIENCE CONGRESS, 4., 2004, Brisbane. **Proceedings...** Brisbane: Australian Society of Agronomy, 2004. CD-ROM.
- KINNIBURGH, D. G. et al. Ion binding to natural organic matter: competition, heterogeneity, stoichiometry and thermodynamic consistency. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, Amsterdam, v. 151, p. 147-166, 1999.
- KINRAIDE, T. B. Identity of the rhizotoxic aluminum species. **Plant and Soil**, The Hague, v. 134, p. 167-178, 1991.
- KINRAIDE, T. B. Reconsidering the rhizotoxicity of hydroxyl, sulphate, and fluoride complexes of aluminium. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 48, p. 1115-1124, 1997.

- KIRSCHENMANN, F. L. Potential for a new generation of biodiversity in agroecosystems of the future. **Agronomy Journal**, Madison, v. 99, p. 373-376, 2007.
- KLINGMAN, D.L.; MILES, S.R.; MOTT, G.O. The cage method for determining consumption and yield of pasture herbage. **Journal of the American Society of Agronomy**, Madison, v. 35, p. 739-746, 1943.
- KLITZKE, A.; LANG, F. Hydrophobicity of soil colloids and heavy metal mobilization: effects of drying. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 36, p. 1187-1193, 2007.
- KOOPMANS, G.F.; GROENENBERG, J.E. Effects of soil oven-drying on concentrations and speciation of trace metals and dissolved organic matter in soil solution extracts of sandy soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 161, p. 147-158, 2011.
- KOPITTKE, P.M. et al. Kinetics and nature of aluminium rhizotoxic effects: a review. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 67, p. 4451-4467, 2016.
- KOTTEK, M. et al. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, Frankfurt, v. 15, p. 259-263, 2006.
- KUNRATH, T. R. **Impactos de altura de manejo do pasto em sistemas de integração lavoura-pecuária**. 2011. 118 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.
- KUNRATH, T. R. **Sistemas integrados de produção agropecuária : o papel da pastagem na solução do dilema produção versus conservação**. 2014. 130 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.
- KUNRATH, T. R. et al. Management targets for continuously stocked mixed oat x annual ryegrass pasture in a no-till integrated crop–livestock system. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v. 57, p. 71-76, 2014.
- KUNRATH, T. R. et al. Fase pastagem. In: MARTINS. A. P. et al. (Ed.). **Integração soja-bovinos de corte no sul do Brasil**. Porto Alegre: Gráfica RJR, 2015a. p. 31-42.
- KUNRATH, T. R. et al. Fase soja. In: MARTINS. A. P. et al. (Ed.). **Integração soja-bovinos de corte no sul do Brasil**. Porto Alegre: Gráfica RJR, 2015b. p. 43-50.
- LAL, R. Soils and food sufficiency. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, Avignon, v. 29, p. 113-133, 2009.
- LAL, R. Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. **Sustainability**, Basel, v. 7, p. 5875-5895, 2015.

- LANDERS, J.N. How and why the Brazilian zero tillage explosion occurred. In: STOTT, D.E.; MOHTAR, R.H.; STEINHARDT, G.C. (Ed.). **Sustaining the global farm** – Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting, May 24-29, 1999, West Lafayette, IN. International Soil Conservation Organization in cooperation with the USDA and Purdue University, West Lafayette, IN. West Lafayette, IN: USDA-ARS, 2001. p. 29-39.
- LANZANOVA, M. E. et al. Atributos físicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 1131-1140, 2007.
- LEMAIRE, G.; WILKINS, R.; HODGSON, J. Challenges for Grassland Science: managing research priorities. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 108, p. 99-108, 2005.
- LEMAIRE, G. et al. Integrated crop–livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 190, p. 4-8, 2014.
- LINDSAY, W. L. **Chemical equilibria in soils**. New York: Wiley-Interscience, 1979. 449 p.
- LINDSAY, W. L.; WALTHALL, P. M. The solubility of Aluminum in Soils. In: SPOSITO, G. (Ed.) **The Environmental Chemistry of Aluminum**. Boca Raton: CRC Press, 1996. p. 333-361.
- LINHARES, M.Y.L. Religião e história agrária. **Estudos Históricos**, Rio de Janeiro, v. 15, p. 17-26, 1995.
- LIU, X. et al. Effects of agricultural management on soil organic matter and carbon transformation – a review. **Plant, Soil Environment**, Prague, v. 52, p. 531-543, 2006.
- LOPES, M. L. T. **Sistema de integração lavoura-pecuária: desempenho de novilhos superprecoces e rendimento subsequente da cultura de soja**. 2007. 124 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.
- LOW, P. F. The role of aluminum in the titration of bentonite. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 19, p. 135-139, 1955.
- MA, J. F.; FURUKAWA, J. Recent progress in the research of external Al detoxification in higher plants: minireview. **Journal of Inorganic Biochemistry**, New York, v. 97, p. 46-51, 2003.
- MA, J. F.; RYAN, P. R.; DELHAIZE, E. Aluminium tolerance in plants and the complexing role of organics acids. **Trends in Plant Science**, Oxford, v. 6, p. 273-278, 2001.

- MAGISTAD, O.C. The aluminum content of the soil solution and its reaction on the plant growth. **Soil Science**, Baltimore, v. 20, p. 181-213, 1925.
- MARBUT, C.F. Soils of the United States – Part III. In: ATLAS of American Agriculture. Washington, DC: United States Department of Agriculture, 1935. p. 1-98.
- MARION, G. M. et al. Aluminum and silica solution in soils. **Soil Science**, Baltimore, v. 127, p. 76-85, 1976.
- MARION, G. M.; BABCOCK, G. L. Predicting specific conductance and salt concentration in dilute aqueous solutions. **Soil Science**, Baltimore, v. 122, p. 181-187, 1976.
- MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2nd ed. London: Academic Press, 1995. 889 p.
- MARTINS, A. P. **Acidez do solo e reaplicação de calcário em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto**. 2013. 114 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.
- MARTINS, A. P. et al. Soil acidification and basic cation use efficiency in an integrated no-till crop–livestock system under different grazing intensities. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 195, p. 18-28, 2014a.
- MARTINS, A. P. et al. Amelioration of soil acidity and soybean yield after surface lime reapplication to a long-term no-till integrated crop-livestock system under varying grazing intensities. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 144, p. 141-149, 2014b.
- MARTINS, A. P. et al. (Ed.). **Integração soja-bovinos de corte no sul do Brasil**. Porto Alegre: Gráfica RJR, 2015a. 104 p.
- MARTINS, A. P. et al. O protocolo experimental. In: MARTINS, A. P. et al. (Ed.). **Integração soja-bovinos de corte no sul do Brasil**. Porto Alegre: Gráfica RJR, 2015b. p. 23-30.
- MARTINS, A. P. et al. Long-, medium-and short-term dynamics of soil acidity in an integrated crop–livestock system under different grazing intensities. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 104, p. 67-77, 2016a.
- MARTINS, A. P. et al. Soil moisture and soybean physiology in season affected by drought in an integrated crop-livestock system. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, 2016b. (aceito para publicação)

- MATUS, P. et al. Free aluminium extraction from various reference materials and acid soils with relation to plant availability. **Talanta**, Oxford, v. 70, p. 996-1005, 2006.
- MATUS, P. Evaluation of separation and determination of phytoavailable and phytotoxic aluminium species fractions in soil, sediment and water samples by five different methods. **Journal of Inorganic Biochemistry**, New York, v. 101, p.1214-1223, 2007.
- MCBRIDE, M. B. **Environmental chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1994. 406 p.
- MCLAREN, R. G.; CAMERON, K. C. **Soil Science**. New York: Oxford University Press, 1996. 304 p.
- MENZIES, N. W. Toxic Elements in Acid Soils: Chemistry and Measurement. In: RENGEL, Z. (Ed.) **Handbook of Soil Acidity**. New York: Marcel Dekker Inc., 2003. p. 267-296.
- MENZIES, N. W.; BELL, L. C. Evaluation of the influence of sample preparation and extraction technique on soil solution composition. **Australian Journal of Soil Research**, Lismore, v. 26, p. 451-464, 1988.
- MEUNIER, A. Soil hydroxy-interlayered minerals: A re-interpretation of their crystallo chemical properties. **Clays and Clay Minerals**, Long Island, v. 55, p. 380-388, 2007.
- MOORE, T.R. The spectrophotometric determination of dissolved organic carbon in peat waters. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 49, p. 1590-1592, 1985.
- MORAES, A. et al. Integrated crop–livestock systems in the Brazilian subtropics. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v. 57, p. 4-9. 2014a.
- MORAES, A. et al. Research on Integrated Crop-Livestock Systems in Brazil. **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza, v.45, p.1024-1031, 2014b.
- MOREIRA, S. G. et al. Calagem em sistema de semeadura direta e efeitos sobre a acidez do solo, disponibilidade de nutrientes e produtividade de milho e soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, p. 71-81, 2001.
- MOREIRA, W. H. et al. Atributos físicos de um Latossolo Vermelho distroférico em sistema de integração lavoura-pecuária. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 389-400, 2012.
- NICOLOSO, R. S. et al. Balanço do carbono orgânico no solo sob integração lavoura-pecuária no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2425-2433, 2008.
- NOLLA, A. **Crítérios para a calagem no sistema plantio direto**. 2003. 169 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo,

Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

- NOLLA, A.; ANGHINONI, I. Atividade e especiação química na solução afetadas pela adição de fósforo em latossolo sob plantio direto em diferentes condições de acidez. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 955-963, 2006.
- NORDSTROM, D. K.; MAY, H. M. Aqueous Equilibrium Data for Mononuclear Aluminum Species. In: SPOSITO, G. (Ed.) **The Environmental Chemistry of Aluminum**. Boca Raton: CRC Press, 1996. p. 39-80.
- NUNES, P. A. A. **Como a intensidade de pastejo determina a heterogeneidade espacial da vegetação e suas implicações em um sistema integrado de produção agropecuária**. 2006. 87 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.
- OATES, K. M.; KAMPRATH, E. J. Soil acidity and liming. I. Effect of the extracting solution cation and pH on the removal of aluminum from acid soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 47, p. 686-689, 1983.
- OLIVEIRA, C. A. O. et al. Comparison of an integrated crop-livestock system with soybean only: Economic and production responses in southern Brazil. **Renewable Agriculture and Food Systems**, Cambridge, v. 29, p. 230-238, 2014.
- OWNBY, J. D.; POPHAM, H. R. Citrate reverses the inhibition of wheat root growth caused by aluminum. **Journal of Plant Physiology**, Stuttgart, v. 135, p. 588-591, 1989.
- PANDA, S.K. et al. Aluminum stress signaling in plants. **Plant Signaling & Behavior**, Georgetown, v. 4, p. 592-597, 2009.
- PARKER, D. R.; KINRAIDE, T. B.; ZELAZNY, L. W. Aluminum speciation and phytotoxicity in dilute hydroxi-aluminum solutions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 52, p. 438-444, 1988.
- PASRICHA, N. S. Predicting ionic strength from specific conductance in aqueous soil solutions. **Soil Science**, Baltimore, v. 143, p. 92-96, 1987.
- PAVAN, M.A.; BINGHAM, F.T.; PRATT, P.F. Toxicity of aluminum to coffee in Ultisols an Oxisols amended with CaCO<sub>3</sub>, MgCO<sub>3</sub> and CaSO<sub>4</sub>.2H<sub>2</sub>O. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 46, p. 1201-1207, 1982.
- PELTOVUORI, T.K.; SOINNE, H. Phosphorus solubility and sorption in frozen, air-dried and field-moist soil. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 56, p. 821-826, 2005.
- PÉREZ, D. V.; CAMPOS, R.C.; MENEGUELLI, N.A. Effects of soil sample storage treatment on the composition and Fe, Al, and Mn speciation of soil

- solutions obtained by centrifugation. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 151, p. 195-214, 2004.
- PEREIRA, M. W. G.; ARÊDES, A. F.; TEIXEIRA, E. C. Avaliação econômica do cultivo de trigo dos Estados do Rio Grande do Sul e Paraná. **Revista de Economia e Agronegócio**, Viçosa, v. 5, p. 591-610, 2007.
- PFEIFER, F. M. **Efeito da intensidade de pastejo sobre as emissões de N<sub>2</sub>O do solo em sistema de integração lavoura-pecuária**. 2013. 111 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.
- PHALAN, B. et al. Crop expansion and conservation priorities in tropical countries. **PloS One**, San Francisco, v. 8, p. 1-13, 2013.
- PÖTTKER, D.; BEN, J. R. Calagem para uma rotação de culturas no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 675-684, 1998.
- QIAN, P.; WOLT, J. D. Effects of drying and time of incubation on the composition of displaced soil solution. **Soil Science**, Baltimore, v. 140, p. 367-374, 1990.
- REIS, J. C. L.; SAIBRO, J. C. Integração do arroz com pastagens cultivadas e pecuária. In: GOMES, A. S.; MAGALHÃES, A. M. (Ed.). **Arroz Irrigado no Sul do Brasil**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2004. p 831-859.
- REN-KOU, X. et al. Hydrolysis of Aluminum Ions in Kaolinite and Oxisol Suspensions as Influenced by Organic Anions. **Pedosphere**, Beijing, v. 17, p. 90-96, 2007.
- RICH, C. I. Hydroxy interlayers in expansible layer silicates. **Clays and Clay Minerals**, Long Island, v. 16, p. 15-30, 1968.
- ROBERSON, C. E.; HEM, J. D. **Solubility of Aluminum in the Presence of Hydroxide, Fluoride, and Sulfate**. US Geological Survey Water Supply Paper. Washington: United States Government Printing Office, 1969. 37 p.
- ROCHA, L. M. **Altura de manejo do pasto e suas conseqüências sobre a produção animal e a dinâmica de pastagens anuais de inverno**. 2007. 145 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.
- ROCHA, L. M. et al. Desempenho e características das carcaças de novilhos superprecoces em pastos hibernais submetidos a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 46, p. 1379-1384, 2011.
- ROSOLEM, C. A. **Brazil: acid soils and agriculture**. Beckley: International Steering Committee of the Symposium Plant-Soil Interactions at Low pH, 1990. 4 p.

- ROSS, D. S.; BARTLETT, R. J. Effects of extraction methods and simple storage on properties of solutions obtained from forested Spodosols. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 19, p. 108-113, 1990.
- ROSSIELO, R. O. P.; JACOB NETO, J. Toxidez de alumínio em plantas: novos enfoques para um velho problema. In: FERNANDES, M.S. (Ed.). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. p. 375-418.
- RPSRS - REUNIÃO DE PESQUISA DE SOJA DA REGIÃO SUL, 28., 2000, Santa Maria. **Recomendações técnicas para a cultura de soja no Rio Grande do Sul e Santa Catarina 2000/2001**. Santa Maria: UFSM-CCR-Departamento de Defesa Fitossanitária, 2000. 148 p.
- RPSRS - REUNIÃO DE PESQUISA DE SOJA DA REGIÃO SUL, 29., 2001, Porto Alegre. **Indicações técnicas para a cultura da soja no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina 2001/2002**. Porto Alegre: FEPAGRO, 2001. 138p.
- RPSRS - REUNIÃO DE PESQUISA DE SOJA DA REGIÃO SUL, 30., Cruz Alta, 2002. **Indicações técnicas para a cultura da soja no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina, 2002/2003**. Cruz Alta: FUNDACEP FECOTRIGO, 2002. 140 p.
- RPSRS - REUNIÃO DE PESQUISA DE SOJA DA REGIÃO SUL, 31, Porto Alegre, 2003. **Indicações técnicas para a cultura da soja no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina 2003/04**. UFRGS, Porto Alegre, 2003. 137 p.
- RPSRS - REUNIÃO DE PESQUISA DE SOJA DA REGIÃO SUL, 32., 2004. Passo Fundo. **Indicações técnicas para a cultura de soja no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina 2004/2005**. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2004. 172 p.
- RPSRS - REUNIÃO DE PESQUISA DE SOJA DA REGIÃO SUL, 33., 2005, Passo Fundo. **Indicações técnicas para a cultura da soja no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina 2005/06**. Passo Fundo: UPF, 2005. 157 p.
- RPSRS - REUNIÃO DE PESQUISA DE SOJA DA REGIÃO SUL, 34., 2006, Pelotas. **Indicações técnicas para a cultura da soja no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina 2006/07**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2006. 237 p.
- RPSRS - REUNIÃO DE PESQUISA DE SOJA DA REGIÃO SUL, 35., 2007, Santa Maria. **Recomendações técnicas para a cultura de soja no Rio Grande do Sul e Santa Catarina 2007/2008**. Santa Maria: UFSM-CCR, 2007. 201 p.
- RPSRS - REUNIÃO DE PESQUISA DE SOJA DA REGIÃO SUL, 36., 2008, Porto Alegre. **Recomendações técnicas para a cultura de soja no Rio Grande do Sul e Santa Catarina 2008/2009**. Porto Alegre: Fepagro, 2008. 137 p.

- RPSRS - REUNIÃO DE PESQUISA DE SOJA DA REGIÃO SUL, 37, 2009, Porto Alegre. **Recomendações técnicas para a cultura de soja no Rio Grande do Sul e Santa Catarina 2009/2010**. Porto Alegre: UFRGS, 2009. 144 p.
- RPSRS - REUNIÃO DE PESQUISA DE SOJA DA REGIÃO SUL, 38., 2010, Cruz Alta. **Recomendações técnicas para a cultura de soja no Rio Grande do Sul e Santa Catarina 2010/11 e 2011/12**. Cruz Alta: Fundacep Fecotrigo, 2010. 168 p.
- RPSRS - REUNIÃO DE PESQUISA DE SOJA DA REGIÃO SUL, 38., 2012, Cruz Alta. **Recomendações técnicas para a cultura de soja no Rio Grande do Sul e Santa Catarina 2012/13 e 2013/14**. Passo Fundo: Embrapa Trigo e Apassul, 2012. 142 p.
- RUSSELLE, M. P.; ENTZ, M.; FRANZLUEBBERS, A. J. Reconsidering Integrated Crop-Livestock Systems in North America. **Agronomy Journal**, Madison, v. 99, p. 325-334, 2007.
- RYSCHAWY, J. et al. Mixed crop-livestock systems: An economic and environmental-friendly way of farming? **Animal**, Cambridge, v. 6, p. 1722-1730, 2012.
- SÁ, J. C. M. et al. Soil organic carbon and fertility interactions affected by a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 104, p. 56-64, 2009.
- SALET, R. L. **Dinamica de ions na solucao de um solo submetido ao sistema plantio direto**. 1994. 110 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1994.
- SALET, R. L. **Toxidez de aluminio no sistema plantio direto**. 1998. 109 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1998.
- SALET, R. L.; ANGHINONI, I.; KOCHHANN, R. A. Atividade do alumínio na solução de solo do sistema plantio direto. **Revista Científica da Unicruz**, Cruz Alta, v. 1, p. 9-13, 1999.
- SALTON, J. C. et al. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward asustainable production system. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 190, p. 70-79, 2014.
- SANDERSON, M. A. et al. Diversification and ecosystem services for conservation agriculture: Outcomes from pastures and integrated crop–livestock systems. **Renewable Agriculture and Food Systems**, Cambridge, v. 28, p. 129-144, 2013.

- SANTOS, H. P. et al. Fertilidade e teor de matéria orgânica do solo em sistemas de produção com integração lavoura e pecuária sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 6, p. 474-482, 2011.
- SCHAETZL, R.; ANDERSON, S. **Soil, genesis and geomorphology**. New York: Cambridge University Press, 2005. 817 p.
- SCHONINGER, E. V. et al. Atributos químicos do solo e produtividade da cultura de soja em área de semeadura direta após calagem superficial. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 31, p. 1253-1262, 2010.
- SEGNINI, A. et al. Carbon stock and humification index of organic matter affected by sugarcane straw and soil management. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 70, p. 321-326, 2013.
- SHANN, J. R.; BERTSCH, P. M. Differential cultivar response to polynuclear hydroxo-aluminum complexes. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 57, p. 116-120, 1993.
- SILVA, F. D. **Distribuição espacial e temporal de placas de esterco e produtividade da soja em sistema de integração soja-bovinos de corte**. 2012. 100 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.
- SILVA, F. D. **Determinação de zonas de manejo e a qualidade do solo em sistema de integração lavoura-pecuária**. 2015. 86 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2015.
- SILVA, R. F. et al. Análise conjunta de atributos físicos e biológicos do solo sob sistema de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Rio de Janeiro, v. 46, p. 1277-1283, 2011.
- SILVA, H. A. et al. Chemical and physical soil attributes in integrated crop-livestock system under no-tillage. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 45, p.946-944, 2014.
- SJÖSTEDT, C. S.; GUSTAFSSON, J. P.; KÖHLER, S. J. Chemical Equilibrium Modeling of Organic Acids, pH, Aluminum, and Iron in Swedish Surface Waters. **Environmental Science and Technology**, Boca Raton, v. 44, p. 8587-8593, 2010.
- SKEEN, J. B.; SUMNER, M. E. Exchangeable aluminum. I. The efficiency of various electrolytes for extracting aluminum from acid soils. **South African Journal of Agricultural Science**, Cape Town, v. 10, p. 3-10, 1967.
- SLATTERY, W. J.; BURNETT, V. F. Changes in soils pH due to long term storage. **Australian Journal of Soil Research**, Lismore, v. 30, p. 169-175, 1992.

- SOUZA, E. D. **Evolução da matéria orgânica, do fósforo e da agregação do solo em sistema de integração agricultura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo**. 2008. 163 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.
- SOUZA, E. D. et al. Carbono orgânico e fósforo microbiano em sistema de integração agricultura-pecuária submetido a diferentes intensidades de pastejo em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 1273-1282, 2008.
- SOUZA, E. D. et al. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio no solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p.1829-1836, 2009.
- SOUZA, E. D. et al. Biomassa microbiana do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 74-88, 2010a.
- SOUZA, E. D. et al. Soil aggregation in a crop-livestock integration system under no-tillage. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 1365-1374, 2010b.
- SPARKS, D. L. **Environmental chemistry of soils**. California: Academic Press. 2003. 267 p.
- SPERA, S. T. et al. Efeito de integração entre lavoura e pecuária, sob plantio direto, em alguns atributos físicos do solo após dez anos. **Bragantia**, Campinas, v. 69, p. 695-704, 2010.
- SPERA, S. T. et al. Efeito de sistemas de integração lavoura-pecuária sob plantio direto em alguns atributos físicos do solo. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 7, p. 388-393, 2012.
- SPERA, S. T. et al. Atividade do alumínio na solução do solo de um latossolo vermelho distrófico submetido ao manejo do solo e de culturas. **Nativa**, Sinop, v. 2, p. 131-137, 2014.
- SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 2008. 329 p.
- STEVENSON, F. J. **Humus Chemistry: genesis, composition, reactions**. New York: Wiley-Interscience, 1994. 512 p.
- STINNER, B. R.; HOUSE, G. J. The role of ecology in lower input, sustainable agriculture. An introduction. **American Journal of Alternative Agriculture**, Cambridge, v. 2, p. 146-147, 1988.
- STRECK, E. V. et al. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2. ed. Porto Alegre: EMATER/RS, 2008. 222 p.

- SUMNER, M. E.; FEY, M. V.; NOBLE, A. D. Nutrient status and toxicity problems in acid soils. In: ULRICH, B.; SUMNER, M. E. (Ed.). **Soil acidity**. Berlin: Springer-Verlag, 1991. p. 149-182.
- SUMNER, M. E.; NOBLE, A. D. Soil acidification: the world story. In: RENGEL, Z. (Ed.). **Handbook of soil acidity**. New York: Marcel Dekker Inc., 2003. p. 1-28.
- SUTHERLAND, R. A.; TACK, F. M. G. Determination of Al, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn in certified reference materials using the optimized BCR sequential extraction procedure. **Analítica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 454, p. 249-257, 2002.
- TACK, F.M.G. et al. Soil solution Cd, Cu and Zn concentrations as affected by short-time drying or wetting: The role of hydrous oxides of Fe and Mn. **Geoderma**, Amsterdam, v. 137, p. 83-89, 2006.
- TAN, K. H. **Principles of Soil Chemistry**. New York: Marcel Dekker, 1998. 521 p.
- TATSCH, F. R. P. **Elementos-traço em sistema de integração soja-bovinos de corte sob plantio direto**. 2012. 60 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.
- TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Departamento de Solos / UFRGS, 1995. 174 p.
- THOMAS, G. W.; HARGROVE, W. L. The chemistry of soil acidity. In: ADAM, F. (Ed.) **Soil Acidity and Liming**. Madison: American Society of Agronomy, 1984. p. 3-56.
- TIECHER, T. **A química antes da química do solo**. Frederico Westphalen: URI, 2015. 91 p.
- URRUTIA, M.; MACÍAS, F.; GARCÍA-RODEJA, E. Evaluación del  $\text{CuCl}_2$  y del  $\text{LaCl}_3$  como extractantes de aluminio en suelos ácidos de Galicia. **Nova Acta Científica Compostelana (Biología)**, Santiago de Compostela, v. 5, p. 173-182, 1995.
- USSLS – UNITED STATES SALINITY LABORATORY STAFF. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Riverside: US Government Printing Office, 1954. 159 p.
- VAN BREEMEN, N. Soil acidification and alkalization In: ULRICH, B.; SUMNER, M.E. (Ed.). **Soil acidity**. New York: Springer, 1991. p. 1-7.
- VAN HEES, P.A.W.; LUNDSTRÖM, U.S.; GIESLER, R. Low molecular weight acids and their Al complexes in soil solution: Composition, distribution and

- seasonal variation in three podzolized soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 94, p. 173-200, 2000.
- VANCE, G. F.; STEVENSON, F. J.; SIKORA, F. J. Environmental chemistry of aluminum-organic complexes. In: SPOSITO, G. (Ed.) **The Environmental Chemistry of Aluminum**. Boca Raton: CRC Press, 1996. p. 169-220.
- VIEIRA, F. C. B. et al. Long-term acidification of a Brazilian Acrisol as affected by no till cropping systems and nitrogen fertiliser. **Australian Journal of Soil Research**, Lismore, v. 59, p. 52-61, 2008a.
- VIEIRA, F. C. B. et al. Response of representative cover crops to aluminum toxicity, phosphorus deprivation, and organic amendment. **Australian Journal of Agricultural Research**, Melbourne, v. 59, p. 52-61, 2008b.
- VIEIRA, F. C. B. et al. Organic Amendment Effects on the Transformation and Fractionation of Aluminum in Acidic Sandy Soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 39, p. 2679-2694, 2008c.
- VIEIRA, F. C. B. et al. Speciation of Aluminum in Solution of an Acidic Sandy Soil Amended with Organic Composts. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 40, p. 2094-2110, 2009.
- VON UEXKÜLL, H. R.; MUTERT, E. Global extent, development and economic impact of acid soils. **Plant and Soil**, The Hague, v. 171, p. 1-15, 1995.
- WAGATSUMA, T.; KANEKO, M. High toxicity of hydroxy-aluminum polymer ions to plant roots. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v. 33, p. 57-67, 1987.
- WALNA, B.; SPYCHALSKI, W.; SIEPAK, J. Assessment of potentially reactive pools of aluminum in poor forest soils using two methods of fractionation analysis. **Journal of Inorganic Biochemistry**, New York, v. 99, p. 1807-1816, 2005a.
- WALNA, B. et al. Research on aluminum speciation in poor forest soils using the sequential extraction method. **Polish Journal of Environmental Studies**, Warsaw, v. 14, p. 243-250, 2005b.
- WESP, C. L. **Sistema de integração lavoura-pecuária: desempenho de novilhos superprecoces e variabilidade espacial do pasto**. 2010. 196 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.
- WOLT, J. D. **Soil solution chemistry: applications to environmental science and agriculture**. New York: John Wiley & Sons, 1994. 345 p.
- WONG, M. T. F. et al. Initial responses of maize and beans to decreased concentrations of monomeric inorganic aluminium with application of manure or tree prunings to an Oxisol in Burundi. **Plant and Soil**, The Hague, v. 171, p. 275-282, 1995.

- WRIGHT, R. J.; WRIGHT, S. F. Effects of aluminum and calcium on the growth of subterranean clover in Appalachian soils. **Soil Science**, Baltimore, v. 143, p. 341-348, 1987.
- WRIGHT, R. J. Soil aluminum toxicity and plant growth. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 20, p. 1479-1497, 1989.
- WRIGHT, I.A. et al. Integrating crops and livestock in subtropical agricultural systems. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, London, v. 92, p. 1010-1015, 2011.
- ZAMBROSI, F. C. B.; ALLEONI, L. R. F.; CAIRES, E. F. Teores de alumínio trocável e não trocável após calagem e gessagem em latossolo sob sistema plantio direto. **Bragantia**, Campinas, v. 66, p. 487-495, 2007a.
- ZAMBROSI, F. C. B.; ALLEONI, L. R. F.; CAIRES, E. F. Aplicação de gesso agrícola e especiação iônica da solução de um Latossolo sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, p. 110-117, 2007b.
- ZAMBROSI, F. C. B.; ALLEONI, L. R. F.; CAIRES, E. F. Liming and ionic speciation of an oxisol under no-till system. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 65, p. 190-203, 2008.
- ZERBE, J. et al. Speciation of heavy metals in bottom sediments of lakes. **Polish Journal of Environmental Studies**, Warsaw, v. 8, p. 331-339, 1999.

## 11. APÊNDICES

**Apêndice 1.** Umidade do solo pré- e pós-extração (média±erro padrão) da solução da camada superficial de um Latossolo Vermelho em sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hiberna no subtropical brasileiro (Estudo 1 do presente trabalho)

Anos após a adoção	Manejo da pastagem hiberna	Umidade do solo (g g <sup>-1</sup> )	
		Pré-extração	Pós-extração
0	Pastejo intensivo	0,39 ± 0,02	0,20 ± 0,01
0	Pastejo moderado	0,40 ± 0,01	0,20 ± 0,01
0	Sem pastejo	0,39 ± 0,00	0,20 ± 0,00
3	Pastejo intensivo	0,37 ± 0,00	0,21 ± 0,00
3	Pastejo moderado	0,37 ± 0,00	0,22 ± 0,00
3	Sem pastejo	0,40 ± 0,01	0,22 ± 0,01
6	Pastejo intensivo	0,40 ± 0,01	0,21 ± 0,00
6	Pastejo moderado	0,41 ± 0,01	0,22 ± 0,01
6	Sem pastejo	0,39 ± 0,01	0,21 ± 0,01
9	Pastejo intensivo	0,37 ± 0,01	0,16 ± 0,00
9	Pastejo moderado	0,37 ± 0,00	0,17 ± 0,01
9	Sem pastejo	0,45 ± 0,01	0,25 ± 0,00

**Apêndice 2.** Dados relativos à evolução temporal do Al total, do pH, do carbono orgânico e da força iônica da solução da camada superficial de um Latossolo Vermelho em sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hiberna no subtropical brasileiro (Estudo 1 do presente trabalho)

Anos após a adoção	Manejo da pastagem hiberna	Bloco	Al total	pH	C org. dissolvido	Força iônica
			μmol L <sup>-1</sup>		mg L <sup>-1</sup>	mmol L <sup>-1</sup>
0	Pastejo intensivo	1	33,21	5,30	212	5,30
0	Pastejo intensivo	2	21,71	4,71	276	6,56
0	Pastejo intensivo	3	25,45	5,35	256	5,37
0	Pastejo moderado	1	10,36	5,03	236	5,48

**Apêndice 2.** Continuação...

0	Pastejo moderado	2	29,78	4,56	300	5,00
0	Pastejo moderado	3	19,06	4,58	316	5,79
0	Sem pastejo	1	13,58	4,49	256	4,61
0	Sem pastejo	2	14,58	4,56	224	4,41
0	Sem pastejo	3	16,23	4,48	244	4,35
3	Pastejo intensivo	1	1,95	5,65	76	5,46
3	Pastejo intensivo	2	54,53	6,21	145	7,22
3	Pastejo intensivo	3	18,19	5,72	83	5,04
3	Pastejo moderado	1	18,65	5,95	92	4,80
3	Pastejo moderado	2	31,18	5,44	120	6,46
3	Pastejo moderado	3	19,87	5,96	116	5,75
3	Sem pastejo	1	5,34	6,04	149	6,23
3	Sem pastejo	2	4,71	5,04	113	8,12
3	Sem pastejo	3	4,65	4,93	160	9,79
6	Pastejo intensivo	1	25,37	5,29	332	5,65
6	Pastejo intensivo	2	35,10	5,49	288	6,20
6	Pastejo intensivo	3	30,73	5,17	320	5,04
6	Pastejo moderado	1	28,01	5,43	132	3,68
6	Pastejo moderado	2	65,27	6,22	312	6,51
6	Pastejo moderado	3	48,11	5,09	179	4,31
6	Sem pastejo	1	82,49	5,47	177	3,78
6	Sem pastejo	2	36,57	5,06	143	3,75
6	Sem pastejo	3	112,89	5,28	57	4,90
9	Pastejo intensivo	1	5,31	5,59	53	9,09
9	Pastejo intensivo	2	9,72	5,19	53	4,57
9	Pastejo intensivo	3	9,70	5,39	68	7,64
9	Pastejo moderado	1	3,60	5,73	47	6,85
9	Pastejo moderado	2	19,39	5,49	55	6,57
9	Pastejo moderado	3	6,94	4,99	80	6,20
9	Sem pastejo	1	34,69	5,30	120	4,80
9	Sem pastejo	2	22,49	5,08	86	2,41
9	Sem pastejo	3	66,41	5,26	157	4,35

**Apêndice 3.** Dados relativos à evolução temporal da concentração das espécies de alumínio na solução da camada superficial do solo em sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hiberna no subtropical brasileiro (Estudo 1 do presente trabalho)

Anos após a adoção	Manejo da pastagem hiberna	Bloco	Al-	Al-	Al <sup>3+</sup>	Al hidro-
			org.	inorg.		xilado
			----- $\mu\text{mol L}^{-1}$ -----			
0	Pastejo intensivo	1	31,0	1,3	0,1	0,4
0	Pastejo intensivo	2	20,9	0,5	0,1	0,1
0	Pastejo intensivo	3	23,9	1,0	0,1	0,3
0	Pastejo moderado	1	10,0	0,2	0,0	0,1
0	Pastejo moderado	2	29,1	0,4	0,1	0,0
0	Pastejo moderado	3	18,6	0,2	0,1	0,0

**Apêndice 3.** Continuação...

0	Sem pastejo	1	13,3	0,1	0,1	0,0
0	Sem pastejo	2	14,3	0,1	0,1	0,0
0	Sem pastejo	3	15,8	0,2	0,1	0,0
3	Pastejo intensivo	1	1,6	0,1	0,0	0,2
3	Pastejo intensivo	2	7,6	0,7	0,1	1,3
3	Pastejo intensivo	3	13,8	1,2	0,1	2,5
3	Pastejo moderado	1	11,4	1,2	0,1	5,3
3	Pastejo moderado	2	26,9	2,0	0,2	1,4
3	Pastejo moderado	3	12,3	1,4	0,1	5,3
3	Sem pastejo	1	2,3	0,9	0,0	1,9
3	Sem pastejo	2	4,3	0,2	0,0	0,1
3	Sem pastejo	3	4,3	0,2	0,0	0,0
6	Pastejo intensivo	1	24,5	0,5	0,0	0,2
6	Pastejo intensivo	2	32,8	1,2	0,1	0,6
6	Pastejo intensivo	3	30,3	0,1	0,1	0,1
6	Pastejo moderado	1	26,5	0,5	0,1	0,7
6	Pastejo moderado	2	36,2	5,6	0,1	20,8
6	Pastejo moderado	3	46,5	0,7	0,2	0,4
6	Sem pastejo	1	77,5	2,3	0,2	1,7
6	Sem pastejo	2	35,5	0,4	0,1	0,3
6	Sem pastejo	3	86,3	10,9	2,0	8,0
9	Pastejo intensivo	1	3,5	0,4	0,1	1,0
9	Pastejo intensivo	2	8,4	0,3	0,2	0,5
9	Pastejo intensivo	3	8,1	0,4	0,1	0,7
9	Pastejo moderado	1	2,3	0,1	0,0	1,0
9	Pastejo moderado	2	4,2	0,2	0,1	0,5
9	Pastejo moderado	3	6,5	0,1	0,1	0,1
9	Sem pastejo	1	32,9	0,6	0,2	0,7
9	Sem pastejo	2	21,6	0,1	0,2	0,3
9	Sem pastejo	3	63,4	1,3	0,2	0,8

**Apêndice 4.** Dados relativos à evolução temporal da proporção da espécie  $Al^{3+}$  e do logaritmo de sua atividade na solução da camada superficial de um Latossolo Vermelho em sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hiberna no subtropical brasileiro (Estudo 1 do presente trabalho)

Anos após a adoção	Manejo da pastagem hiberna	Bloco	Log da atividade do $Al^{3+}$ mol L <sup>-1</sup>	Proporção do $Al^{3+}$ %
0	Pastejo intensivo	1	-6,99	0,6
0	Pastejo intensivo	2	-7,08	0,8
0	Pastejo intensivo	3	-7,25	0,5
0	Pastejo moderado	1	-7,50	0,6
0	Pastejo moderado	2	-6,98	0,7
0	Pastejo moderado	3	-7,17	0,7
0	Sem pastejo	1	-7,25	0,8
0	Sem pastejo	2	-7,19	0,8
0	Sem pastejo	3	-7,15	0,8

**Apêndice 4.** Continuação...

3	Pastejo intensivo	1	-7,12	1,4
3	Pastejo intensivo	2	-6,73	1,5
3	Pastejo intensivo	3	-6,93	1,2
3	Pastejo moderado	1	-7,40	0,8
3	Pastejo moderado	2	-7,22	1,3
3	Pastejo moderado	3	-7,11	0,7
3	Sem pastejo	1	-6,81	0,7
3	Sem pastejo	2	-6,76	2,0
3	Sem pastejo	3	-6,64	1,8
6	Pastejo intensivo	1	-7,88	0,3
6	Pastejo intensivo	2	-7,18	0,4
6	Pastejo intensivo	3	-6,96	0,3
6	Pastejo moderado	1	-7,12	0,6
6	Pastejo moderado	2	-6,71	0,2
6	Pastejo moderado	3	-7,15	0,7
6	Sem pastejo	1	-7,78	0,5
6	Sem pastejo	2	-7,40	0,7
6	Sem pastejo	3	-7,49	3,5
9	Pastejo intensivo	1	-7,38	3,5
9	Pastejo intensivo	2	-7,14	3,7
9	Pastejo intensivo	3	-7,27	2,8
9	Pastejo moderado	1	-7,02	2,5
9	Pastejo moderado	2	-7,19	2,5
9	Pastejo moderado	3	-6,76	2,3
9	Sem pastejo	1	-6,68	0,9
9	Sem pastejo	2	-6,83	1,5
9	Sem pastejo	3	-5,69	0,7

**Apêndice 5.** Dados relativos aos atributos de acidez e carbono orgânico total em diferentes camadas de um Latossolo Vermelho no início e após nove anos da adoção de sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hiberna no subtropical brasileiro (Estudo 1 do presente trabalho) (PI = Pastejo intensivo; PM = Pastejo moderado; SP = Sem pastejo)

Bloco	Manejo da pastagem hiberna	Anos após a adoção	Camada de solo	pH	Saturação por bases	Saturação por Al	C org. total
			cm		%	%	g kg <sup>-1</sup>
1	PI	0	0,0-7,5	5,23	59,67	5,33	28,88
2	PI	0	0,0-7,5	5,30	57,67	3,33	26,04
3	PI	0	0,0-7,5	5,25	54,33	1,67	28,06
1	PM	0	0,0-7,5	5,20	54,33	5,33	24,91
2	PM	0	0,0-7,5	5,18	53,00	4,00	27,01
3	PM	0	0,0-7,5	4,91	43,00	10,33	28,02
1	SP	0	0,0-7,5	5,40	58,33	0,33	24,34
2	SP	0	0,0-7,5	5,10	48,33	8,70	20,01
3	SP	0	0,0-7,5	5,24	41,67	4,70	28,29

**Apêndice 5. Continuação...**

1	PI	9	0,0-7,5	5,00	69,20	5,00	24,30
2	PI	9	0,0-7,5	4,73	69,10	6,70	24,60
3	PI	9	0,0-7,5	4,83	69,10	3,60	23,60
1	PM	9	0,0-7,5	4,83	60,50	4,80	26,27
2	PM	9	0,0-7,5	5,03	71,10	4,30	30,60
3	PM	9	0,0-7,5	4,80	66,40	6,10	29,40
1	SP	9	0,0-7,5	4,83	55,50	8,50	29,60
2	SP	9	0,0-7,5	4,83	38,80	34,20	27,10
3	SP	9	0,0-7,5	5,43	73,20	10,40	30,80
1	PI	0	7,5-15,0	4,59	33,00	25,25	19,64
2	PI	0	7,5-15,0	4,89	46,75	8,50	18,23
3	PI	0	7,5-15,0	4,98	47,25	6,75	19,80
1	PM	0	7,5-15,0	4,71	34,75	23,00	17,55
2	PM	0	7,5-15,0	4,63	30,75	23,50	17,70
3	PM	0	7,5-15,0	4,57	26,00	33,25	18,52
1	SP	0	7,5-15,0	5,09	46,50	4,00	17,07
2	SP	0	7,5-15,0	4,45	23,50	37,10	13,99
3	SP	0	7,5-15,0	4,57	36,25	16,70	18,74
1	PI	9	7,5-15,0	4,70	43,40	17,20	17,49
2	PI	9	7,5-15,0	4,70	60,10	15,00	16,98
3	PI	9	7,5-15,0	4,83	58,70	13,80	16,89
1	PM	9	7,5-15,0	4,67	49,70	16,10	20,43
2	PM	9	7,5-15,0	4,90	60,30	14,20	20,77
3	PM	9	7,5-15,0	4,63	56,70	17,90	19,18
1	SP	9	7,5-15,0	4,63	44,80	37,20	19,84
2	SP	9	7,5-15,0	4,50	17,10	69,20	18,97
3	SP	9	7,5-15,0	4,77	52,70	27,80	20,08
1	PI	0	15,0-30,0	4,42	24,60	39,40	17,04
2	PI	0	15,0-30,0	4,63	32,80	23,20	16,23
3	PI	0	15,0-30,0	4,73	36,40	16,00	16,68
1	PM	0	15,0-30,0	4,55	25,20	38,00	15,42
2	PM	0	15,0-30,0	4,43	27,20	39,20	15,51
3	PM	0	15,0-30,0	4,41	17,80	46,40	16,93
1	SP	0	15,0-30,0	4,62	30,20	24,20	14,26
2	SP	0	15,0-30,0	4,30	13,00	53,40	12,91
3	SP	0	15,0-30,0	4,42	26,00	30,20	17,44
1	PI	9	15,0-30,0	4,42	24,80	49,30	14,31
2	PI	9	15,0-30,0	4,63	42,80	37,40	14,14
3	PI	9	15,0-30,0	4,52	33,00	39,60	13,37
1	PM	9	15,0-30,0	4,56	28,90	45,80	15,77
2	PM	9	15,0-30,0	4,53	30,10	40,20	15,15
3	PM	9	15,0-30,0	4,58	35,00	40,60	15,77
1	SP	9	15,0-30,0	4,55	31,00	48,70	15,98
2	SP	9	15,0-30,0	4,38	10,80	73,80	16,55
3	SP	9	15,0-30,0	4,55	32,90	48,90	16,19

**Apêndice 6.** Dados relativos ao alumínio trocável e não trocável em diferentes camadas de um Latossolo Vermelho no início e após nove anos da adoção de sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hiberna no subtropical brasileiro (Estudo 1 do presente trabalho)

Anos após a adoção	Bloco	Manejo da pastagem hiberna	Camada de solo cm	Al trocável ---- mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> ----	Al não trocável
2001	1	Pastejo intensivo	3,75	0,6	24,9
2001	2	Pastejo intensivo	3,75	0,6	21,3
2001	3	Pastejo intensivo	3,75	0,6	17,9
2001	1	Pastejo intensivo	11,25	9,0	25,7
2001	2	Pastejo intensivo	11,25	2,6	19,7
2001	3	Pastejo intensivo	11,25	1,0	17,9
2001	1	Pastejo intensivo	22,5	16,9	25,0
2001	2	Pastejo intensivo	22,5	7,4	20,5
2001	3	Pastejo intensivo	22,5	3,9	19,0
2001	1	Pastejo moderado	3,75	0,7	22,3
2001	2	Pastejo moderado	3,75	0,8	22,5
2001	3	Pastejo moderado	3,75	3,6	27,9
2001	1	Pastejo moderado	11,25	4,6	21,3
2001	2	Pastejo moderado	11,25	6,6	20,7
2001	3	Pastejo moderado	11,25	12,2	22,1
2001	1	Pastejo moderado	22,5	10,4	21,0
2001	2	Pastejo moderado	22,5	16,2	22,1
2001	3	Pastejo moderado	22,5	19,0	22,4
2001	1	Sem pastejo	3,75	0,5	12,2
2001	2	Sem pastejo	3,75	1,2	16,2
2001	3	Sem pastejo	3,75	0,6	17,4
2001	1	Sem pastejo	11,25	0,6	12,0
2001	2	Sem pastejo	11,25	10,0	14,2
2001	3	Sem pastejo	11,25	4,9	17,4
2001	1	Sem pastejo	22,5	5,7	13,2
2001	2	Sem pastejo	22,5	15,9	12,9
2001	3	Sem pastejo	22,5	13,8	16,1
2010	1	Pastejo intensivo	3,75	0,9	16,0
2010	2	Pastejo intensivo	3,75	2,1	20,9
2010	3	Pastejo intensivo	3,75	1,2	17,3
2010	1	Pastejo intensivo	11,25	6,0	21,7
2010	2	Pastejo intensivo	11,25	4,5	19,3
2010	3	Pastejo intensivo	11,25	2,9	19,5
2010	1	Pastejo intensivo	22,5	16,4	27,6
2010	2	Pastejo intensivo	22,5	8,8	23,9
2010	3	Pastejo intensivo	22,5	12,4	21,9
2010	1	Pastejo moderado	3,75	1,3	15,7
2010	2	Pastejo moderado	3,75	1,0	17,7
2010	3	Pastejo moderado	3,75	3,3	21,9
2010	1	Pastejo moderado	11,25	3,5	18,8
2010	2	Pastejo moderado	11,25	3,2	17,5

**Apêndice 6.** Continuação...

2010	3	Pastejo moderado	11,25	5,8	20,8
2010	1	Pastejo moderado	22,5	11,8	20,2
2010	2	Pastejo moderado	22,5	15,4	25,0
2010	3	Pastejo moderado	22,5	16,2	24,3
2010	1	Sem pastejo	3,75	2,1	16,9
2010	2	Sem pastejo	3,75	8,1	22,1
2010	3	Sem pastejo	3,75	0,6	17,6
2010	1	Sem pastejo	11,25	4,1	17,9
2010	2	Sem pastejo	11,25	18,0	21,5
2010	3	Sem pastejo	11,25	5,1	19,9
2010	1	Sem pastejo	22,5	6,7	15,9
2010	2	Sem pastejo	22,5	16,9	19,7
2010	3	Sem pastejo	22,5	14,8	23,0

**Apêndice 7.** Dados relativos à produção média anual de grãos de soja, matéria seca de pasto (aveia preta + azevém) e carne bovina em sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hibernal no subtropical brasileiro (Estudo 1 do presente trabalho)

Manejo da pastagem hibernal	Bloco	Grãos de soja	Carne bovina	Matéria seca de pasto
		Mg ha <sup>-1</sup>	kg ha <sup>-1</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>
Pastejo intensivo	1	2,68	293,07	6,80
Pastejo intensivo	2	2,47	274,56	6,72
Pastejo intensivo	3	2,47	314,24	6,34
Pastejo moderado	1	2,22	219,75	6,81
Pastejo moderado	2	2,70	216,86	6,94
Pastejo moderado	3	2,59	225,10	6,59
Sem pastejo	1	2,39	-	6,18
Sem pastejo	2	2,73	-	6,39
Sem pastejo	3	2,59	-	6,48

**Apêndice 8.** Umidade do solo pré- e pós-extração (média±erro padrão) da solução da camada superficial de um Latossolo Vermelho em sistema integrado de produção de soja e bovinos de corte com diferentes manejos da pastagem hibernal no subtropical brasileiro (Estudo 2 do presente trabalho)

Manejo da pastagem hibernal	Reaplicação de calcário	Meses após a reaplicação	Umidade do solo (g g <sup>-1</sup> )	
			Pré-extração	Pós-extração
Com pastejo	Sem	12	0,41 ± 0,01	0,21 ± 0,00
Com pastejo	Sem	18	0,43 ± 0,01	0,21 ± 0,01
Com pastejo	Sem	24	0,42 ± 0,01	0,20 ± 0,01
Com pastejo	Sem	30	0,43 ± 0,02	0,20 ± 0,01
Com pastejo	Com	12	0,41 ± 0,00	0,23 ± 0,01
Com pastejo	Com	18	0,44 ± 0,01	0,21 ± 0,00
Com pastejo	Com	24	0,42 ± 0,00	0,22 ± 0,00
Com pastejo	Com	30	0,42 ± 0,00	0,17 ± 0,01
Sem pastejo	Sem	12	0,41 ± 0,01	0,21 ± 0,00
Sem pastejo	Sem	18	0,46 ± 0,01	0,22 ± 0,01

**Apêndice 8.** Continuação...

Sem pastejo	Sem	24	0,42 ± 0,02	0,20 ± 0,01
Sem pastejo	Sem	30	0,50 ± 0,02	0,24 ± 0,01
Sem pastejo	Com	12	0,40 ± 0,02	0,23 ± 0,01
Sem pastejo	Com	18	0,50 ± 0,03	0,24 ± 0,00
Sem pastejo	Com	24	0,42 ± 0,02	0,21 ± 0,01
Sem pastejo	Com	30	0,45 ± 0,01	0,23 ± 0,01

**Apêndice 9.** Dados relativos a atividade do alumínio trivalente, pH da fase sólida e pH da fase líquida da camada superficial de um Latossolo Vermelho afetada pelo pastejo da pastagem hiberna e pela reaplicação superficial de calcário realizada aos nove anos após o início de um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno em semeadura direta de longo prazo, no subtropical brasileiro (Estudo 2 do presente trabalho) (PM = Com pastejo; SP = Sem pastejo)

Meses após a re-aplicação	Manejo da pastagem hiberna	Reaplicação de calcário	Bloco	pH (fase líquida)	pH (fase sólida)	Log da atividade do Al <sup>3+</sup> mol L <sup>-1</sup>
18	PM	Sem	1	6,19	5,27	-7,28
18	PM	Sem	2	5,36	5,13	-6,86
18	PM	Sem	3	4,11	4,73	-6,56
18	PM	Com	1	6,31	5,67	-7,15
18	PM	Com	2	6,65	6,10	-8,16
18	PM	Com	3	5,60	5,75	-6,99
18	PM	Sem	1	5,40	4,93	-6,62
18	PM	Sem	2	5,13	4,87	-6,73
18	PM	Sem	3	5,53	5,10	-6,55
18	PM	Com	1	5,14	5,00	-7,30
18	PM	Com	2	5,06	5,00	-6,64
18	PM	Com	3	5,46	5,73	-6,35
12	PM	Sem	1	5,78	5,27	-7,55
12	PM	Sem	2	4,81	4,77	-7,34
12	PM	Sem	3	5,24	4,87	-6,93
12	PM	Com	1	6,92	6,40	-7,62
12	PM	Com	2	5,82	5,63	-6,57
12	PM	Com	3	5,35	5,40	-6,40
12	PM	Sem	1	5,18	4,73	-6,98
12	PM	Sem	2	5,14	4,73	-6,98
12	PM	Sem	3	6,01	5,07	-6,81
12	PM	Com	1	4,92	5,43	-6,55
12	PM	Com	2	5,18	5,20	-6,45
12	PM	Com	3	4,98	5,30	-6,69
30	SP	Sem	1	5,15	5,30	-7,22
30	SP	Sem	2	4,46	4,80	-7,07
30	SP	Sem	3	5,39	5,63	-6,91
30	SP	Com	1	6,35	6,20	-9,43
30	SP	Com	2	5,75	5,97	-7,16

**Apêndice 9.** Continuação...

30	SP	Com	3	5,71	6,00	-6,66
30	SP	Sem	1	5,14	4,80	-6,45
30	SP	Sem	2	4,98	4,73	-6,84
30	SP	Sem	3	5,06	4,83	-5,61
30	SP	Com	1	5,68	5,60	-9,20
30	SP	Com	2	4,75	5,13	-7,01
30	SP	Com	3	4,59	5,20	-6,57
24	SP	Sem	1	4,90	4,67	-7,79
24	SP	Sem	2	4,51	4,40	-7,69
24	SP	Sem	3	5,20	5,20	-7,84
24	SP	Com	1	6,70	6,13	-7,42
24	SP	Com	2	5,32	5,23	-7,11
24	SP	Com	3	5,77	5,70	-7,42
24	SP	Sem	1	4,75	4,50	-7,34
24	SP	Sem	2	4,68	4,50	-7,36
24	SP	Sem	3	5,13	5,00	-7,12
24	SP	Com	1	5,52	5,30	-7,05
24	SP	Com	2	5,18	5,27	-6,61
24	SP	Com	3	5,20	5,40	-6,91

**Apêndice 10.** Dados relativos aos atributos químicos da solução da camada superficial de um Latossolo Vermelho afetados pelo pastejo da pastagem hiberna e pela reaplicação superficial de calcário realizada aos nove anos após o início de um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno em semeadura direta de longo prazo, no subtropical brasileiro (Estudo 2 do presente trabalho)

Manejo da pastagem hiberna	Reaplicação de calcário	Bloco	C org. dissolvido mg L <sup>-1</sup>	pH	Al total μmol L <sup>-1</sup>
Com pastejo	Sem	1	8,9	5,78	2,8
Com pastejo	Sem	2	26,7	4,81	2,6
Com pastejo	Sem	3	33,3	5,24	6,0
Com pastejo	Com	1	33,3	6,92	25,3
Com pastejo	Com	2	17,8	5,82	4,5
Com pastejo	Com	3	13,3	5,35	5,1
Sem pastejo	Sem	1	68,9	4,90	23,7
Sem pastejo	Sem	2	48,9	4,51	6,3
Sem pastejo	Sem	3	40,0	5,20	6,5
Sem pastejo	Com	1	44,4	6,70	6,9
Sem pastejo	Com	2	77,8	5,32	10,1
Sem pastejo	Com	3	62,2	5,77	35,7

**Apêndice 11.** Dados relativos ao carbono orgânico total da fase sólida de um Latossolo Vermelho em área com e sem pastejo da pastagem hibernal, afetado pela reaplicação superficial de calcário realizada aos nove anos após o início de um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno em semeadura direta de longo prazo, no subtropical brasileiro (Estudo 2 do presente trabalho)

<b>Bloco</b>	<b>Manejo da pastagem hibernal</b>	<b>Camada de solo</b>	<b>Reaplicação de calcário</b>	<b>C org. total</b>
		<b>cm</b>		<b>g kg<sup>-1</sup></b>
1	Com pastejo	0,0-7,5	Sem	23,57
1	Com pastejo	7,5-15,0	Sem	12,98
1	Com pastejo	15,0-30,0	Sem	9,76
1	Com pastejo	0,0-7,5	Com	26,02
1	Com pastejo	7,5-15,0	Com	15,34
1	Com pastejo	15,0-30,0	Com	11,13
1	Sem pastejo	0,0-7,5	Sem	39,53
1	Sem pastejo	7,5-15,0	Sem	13,08
1	Sem pastejo	15,0-30,0	Sem	13,29
1	Sem pastejo	0,0-7,5	Com	25,94
1	Sem pastejo	7,5-15,0	Com	15,11
1	Sem pastejo	15,0-30,0	Com	11,56
2	Com pastejo	0,0-7,5	Sem	32,05
2	Com pastejo	7,5-15,0	Sem	15,17
2	Com pastejo	15,0-30,0	Sem	12,06
2	Com pastejo	0,0-7,5	Com	25,62
2	Com pastejo	7,5-15,0	Com	18,48
2	Com pastejo	15,0-30,0	Com	14,85
2	Sem pastejo	0,0-7,5	Sem	26,29
2	Sem pastejo	7,5-15,0	Sem	16,98
2	Sem pastejo	15,0-30,0	Sem	11,48
2	Sem pastejo	0,0-7,5	Com	31,18
2	Sem pastejo	7,5-15,0	Com	15,54
2	Sem pastejo	15,0-30,0	Com	10,54
3	Com pastejo	0,0-7,5	Sem	24,24
3	Com pastejo	7,5-15,0	Sem	16,51
3	Com pastejo	15,0-30,0	Sem	12,85
3	Com pastejo	0,0-7,5	Com	21,24
3	Com pastejo	7,5-15,0	Com	17,36
3	Com pastejo	15,0-30,0	Com	13,66
3	Sem pastejo	0,0-7,5	Sem	33,35
3	Sem pastejo	7,5-15,0	Sem	19,63
3	Sem pastejo	15,0-30,0	Sem	15,93
3	Sem pastejo	0,0-7,5	Com	25,35
3	Sem pastejo	7,5-15,0	Com	18,23
3	Sem pastejo	15,0-30,0	Com	14,75

**Apêndice 12.** Dados relativos ao carbono orgânico total da fase sólida de um Latossolo Vermelho em área com e sem pastejo da pastagem hibernal, afetado pela reaplicação superficial de calcário realizada aos nove anos após o início de um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno em semeadura direta de longo prazo, no subtropical brasileiro (Estudo 2 do presente trabalho)

Bloco	Manejo da pastagem hibernal	Camada de solo cm	Reaplicação de calcário	AI trocável ----- mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> -----	AI não trocável
1	Com pastejo	0,0-7,5	Sem	1,50	20,50
2	Com pastejo	0,0-7,5	Sem	4,20	28,40
3	Com pastejo	0,0-7,5	Sem	3,40	28,60
1	Com pastejo	7,5-15,0	Sem	5,30	23,90
2	Com pastejo	7,5-15,0	Sem	10,70	24,90
3	Com pastejo	7,5-15,0	Sem	8,70	28,20
1	Com pastejo	15,0-30,0	Sem	14,50	31,20
2	Com pastejo	15,0-30,0	Sem	26,20	29,40
3	Com pastejo	15,0-30,0	Sem	21,00	34,20
1	Com pastejo	0,0-7,5	Com	0,80	14,80
2	Com pastejo	0,0-7,5	Com	0,60	17,20
3	Com pastejo	0,0-7,5	Com	1,00	23,60
1	Com pastejo	7,5-15,0	Com	0,70	17,40
2	Com pastejo	7,5-15,0	Com	3,30	22,20
3	Com pastejo	7,5-15,0	Com	6,40	27,60
1	Com pastejo	15,0-30,0	Com	6,60	27,00
2	Com pastejo	15,0-30,0	Com	14,00	26,80
3	Com pastejo	15,0-30,0	Com	17,90	33,70
1	Sem pastejo	0,0-7,5	Sem	2,10	23,20
2	Sem pastejo	0,0-7,5	Sem	7,80	25,60
3	Sem pastejo	0,0-7,5	Sem	0,90	21,80
1	Sem pastejo	7,5-15,0	Sem	3,80	17,40
2	Sem pastejo	7,5-15,0	Sem	11,00	21,30
3	Sem pastejo	7,5-15,0	Sem	1,30	22,20
1	Sem pastejo	15,0-30,0	Sem	8,70	18,90
2	Sem pastejo	15,0-30,0	Sem	19,80	23,60
3	Sem pastejo	15,0-30,0	Sem	10,00	26,40
1	Sem pastejo	0,0-7,5	Com	0,60	11,50
2	Sem pastejo	0,0-7,5	Com	0,90	21,90
3	Sem pastejo	0,0-7,5	Com	0,30	17,80
1	Sem pastejo	7,5-15,0	Com	0,70	13,20
2	Sem pastejo	7,5-15,0	Com	15,00	27,20
3	Sem pastejo	7,5-15,0	Com	5,60	24,00
1	Sem pastejo	15,0-30,0	Com	3,70	19,20
2	Sem pastejo	15,0-30,0	Com	17,10	20,70
3	Sem pastejo	15,0-30,0	Com	16,50	27,00

**Apêndice 13.** Dados relativos ao rendimento de grãos em três safras de soja afetado pelo manejo da pastagem hiberna e pela reaplicação superficial de calcário realizada aos nove anos após o início de um sistema com produção de soja no verão e pastagem mista de aveia preta + azevém no inverno em semeadura direta de longo prazo, no subtropical brasileiro (Estudo 2 do presente trabalho)

<b>Manejo da pastagem hiberna</b>	<b>Reaplicação de calcário</b>	<b>Bloco</b>	<b>Safra</b>	<b>Rendimento de grãos</b>
				<b>Mg ha<sup>-1</sup></b>
Com pastejo	Sem	1	2010/2011	3,00
Com pastejo	Sem	2	2010/2011	3,10
Com pastejo	Sem	3	2010/2011	3,00
Sem pastejo	Sem	1	2010/2011	3,20
Sem pastejo	Sem	2	2010/2011	2,90
Sem pastejo	Sem	3	2010/2011	3,20
Com pastejo	Com	1	2010/2011	2,60
Com pastejo	Com	2	2010/2011	3,40
Com pastejo	Com	3	2010/2011	3,10
Sem pastejo	Com	1	2010/2011	4,80
Sem pastejo	Com	2	2010/2011	3,30
Sem pastejo	Com	3	2010/2011	3,40
Com pastejo	Sem	1	2011/2012	0,26
Com pastejo	Sem	2	2011/2012	0,26
Com pastejo	Sem	3	2011/2012	0,26
Sem pastejo	Sem	1	2011/2012	0,40
Sem pastejo	Sem	2	2011/2012	0,42
Sem pastejo	Sem	3	2011/2012	0,45
Com pastejo	Com	1	2011/2012	0,25
Com pastejo	Com	2	2011/2012	0,27
Com pastejo	Com	3	2011/2012	0,29
Sem pastejo	Com	1	2011/2012	0,41
Sem pastejo	Com	2	2011/2012	0,41
Sem pastejo	Com	3	2011/2012	0,41
Com pastejo	Sem	1	2012/2013	2,62
Com pastejo	Sem	2	2012/2013	2,30
Com pastejo	Sem	3	2012/2013	2,82
Sem pastejo	Sem	1	2012/2013	2,77
Sem pastejo	Sem	2	2012/2013	2,80
Sem pastejo	Sem	3	2012/2013	2,98
Com pastejo	Com	1	2012/2013	2,56
Com pastejo	Com	2	2012/2013	2,56
Com pastejo	Com	3	2012/2013	2,45
Sem pastejo	Com	1	2012/2013	3,20
Sem pastejo	Com	2	2012/2013	2,77
Sem pastejo	Com	3	2012/2013	2,76
Com pastejo	Sem	1	Acum.	5,88

**Apêndice 13.** Continuação...

Com pastejo	Sem	2	Acum.	5,66
Com pastejo	Sem	3	Acum.	6,08
Sem pastejo	Sem	1	Acum.	6,37
Sem pastejo	Sem	2	Acum.	6,12
Sem pastejo	Sem	3	Acum.	6,63
Com pastejo	Com	1	Acum.	5,41
Com pastejo	Com	2	Acum.	6,23
Com pastejo	Com	3	Acum.	5,84
Sem pastejo	Com	1	Acum.	8,41
Sem pastejo	Com	2	Acum.	6,48
Sem pastejo	Com	3	Acum.	6,57

**Apêndice 14.** Dados relativos ao carbono orgânico dissolvido (em mg L<sup>-1</sup>) na solução de um Latossolo Vermelho afetado pelo manuseio das amostras e pelo manejo da pastagem hibernal em um sistema com produção de soja no verão, em áreas com e sem histórico recente de calagem, no subtropical brasileiro (Estudo 3 do presente trabalho)

Reaplicação de calcário	Manejo da pastagem hibernal	Bloco	Amostra deformada / Com secagem	Amostra indeformada / Sem secagem
Sem	Com pastejo	1	8,9	19,0
Sem	Com pastejo	2	26,7	17,0
Sem	Com pastejo	3	33,3	16,0
Sem	Sem pastejo	1	68,9	16,0
Sem	Sem pastejo	2	48,9	15,0
Sem	Sem pastejo	3	40,0	28,0
Com	Com pastejo	1	33,3	21,0
Com	Com pastejo	2	17,8	23,0
Com	Com pastejo	3	13,3	20,0
Com	Sem pastejo	1	44,4	28,0
Com	Sem pastejo	2	77,8	19,0
Com	Sem pastejo	3	62,2	22,0

**Apêndice 15.** Dados relativos ao pH da solução de um Latossolo Vermelho afetado pelo manuseio das amostras e pelo manejo da pastagem hibernal em um sistema com produção de soja no verão, em áreas com e sem histórico recente de calagem, no subtropical brasileiro (Estudo 3 do presente trabalho)

Reaplicação de calcário	Manejo da pastagem hibernal	Bloco	Amostra deformada / Com secagem	Amostra indeformada / Sem secagem
Sem	Com pastejo	1	5,78	4,68
Sem	Com pastejo	2	4,81	4,68
Sem	Com pastejo	3	5,24	4,68
Sem	Sem pastejo	1	4,90	3,70
Sem	Sem pastejo	2	4,51	3,79
Sem	Sem pastejo	3	5,20	4,33
Com	Com pastejo	1	6,92	6,31

**Apêndice 15.** Continuação...

Com	Com pastejo	2	5,82	4,24
Com	Com pastejo	3	5,35	5,88
Com	Sem pastejo	1	6,70	5,54
Com	Sem pastejo	2	5,32	3,49
Com	Sem pastejo	3	5,77	3,07

**Apêndice 16.** Dados relativos ao teor de alumínio total (em  $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) na solução de um Latossolo Vermelho afetado pelo manuseio das amostras e pelo manejo da pastagem hibernal em um sistema com produção de soja no verão, em áreas com e sem histórico recente de calagem, no subtropical brasileiro (Estudo 3 do presente trabalho)

Reaplicação de calcário	Manejo da pastagem hibernal	Bloco	Amostra deformada / Com secagem	Amostra indeformada / Sem secagem
Sem	Com pastejo	1	2,8	10,3
Sem	Com pastejo	2	2,6	9,6
Sem	Com pastejo	3	6,0	2,3
Sem	Sem pastejo	1	23,7	9,0
Sem	Sem pastejo	2	6,3	11,2
Sem	Sem pastejo	3	6,5	18,8
Com	Com pastejo	1	25,3	6,4
Com	Com pastejo	2	4,5	10,2
Com	Com pastejo	3	5,1	2,3
Com	Sem pastejo	1	6,9	10,6
Com	Sem pastejo	2	10,1	7,3
Com	Sem pastejo	3	35,7	8,9

**Apêndice 17.** Dados relativos ao logaritmo da atividade do alumínio trivalente (em  $\text{mol L}^{-1}$ ) na solução de um Latossolo Vermelho afetado pelo manuseio das amostras e pelo manejo da pastagem hibernal em um sistema com produção de soja no verão, em áreas com e sem histórico recente de calagem, no subtropical brasileiro (Estudo 3 do presente trabalho)

Reaplicação de calcário	Manejo da pastagem hibernal	Bloco	Amostra deformada / Com secagem	Amostra indeformada / Sem secagem
Sem	Com pastejo	1	-6,10	-6,18
Sem	Com pastejo	2	-7,08	-6,13
Sem	Com pastejo	3	-7,29	-6,09
Sem	Sem pastejo	1	-6,45	-5,85
Sem	Sem pastejo	2	-6,16	-5,74
Sem	Sem pastejo	3	-6,78	-5,97
Com	Com pastejo	1	-10,42	-8,01
Com	Com pastejo	2	-7,05	-6,15
Com	Com pastejo	3	-6,65	-7,52
Com	Sem pastejo	1	-9,23	-6,52
Com	Sem pastejo	2	-6,99	-6,62
Com	Sem pastejo	3	-6,54	-6,63

**Apêndice 18.** Dados relativos à distribuição das espécies de alumínio na solução de um Latossolo Vermelho de amostras deformadas e indeformadas de solo, em áreas com diferentes manejos da pastagem hiberna e sem e com reaplicação superficial de calcário há 30 meses, em um sistema com produção de soja no verão, no subtropical brasileiro (Estudo 3 do presente trabalho)

Reapl. de calcário	Manejo da pastagem hiberna	Manuseio da amostra	Bloco	Al-org	Al-inorg	%			
						AlOH <sup>2+</sup>	Al(OH) <sub>2</sub> <sup>+</sup>	Al(OH) <sub>3</sub>	Al(OH) <sub>4</sub> <sup>-</sup>
Sem	CP	Def.	1	20,5	0,4	17,9	43,9	9,9	3,1
Sem	CP	Def.	2	89,0	0,7	2,9	0,8	0,0	0,0
Sem	CP	Def.	3	86,7	1,0	4,8	3,3	0,2	0,0
Sem	CP	Indef.	1	77,7	5,4	4,1	0,8	0,0	0,0
Sem	CP	Indef.	2	77,8	3,4	4,6	0,9	0,0	0,0
Sem	CP	Indef.	3	78,6	0,8	5,0	1,0	0,0	0,0
Sem	SP	Def.	1	92,4	1,8	1,8	0,5	0,0	0,0
Sem	SP	Def.	2	91,9	0,8	1,3	0,2	0,0	0,0
Sem	SP	Def.	3	79,2	4,3	6,2	3,6	0,2	0,0
Sem	SP	Indef.	1	55,9	7,0	1,1	0,0	0,0	0,0
Sem	SP	Indef.	2	63,6	2,3	1,4	0,0	0,0	0,0
Sem	SP	Indef.	3	79,9	3,9	1,8	0,1	0,0	0,0
Com	CP	Def.	1	0,1	0,0	0,2	5,6	17,3	76,8
Com	CP	Def.	2	33,7	2,3	13,6	35,6	8,7	3,1
Com	CP	Def.	3	64,3	1,9	12,8	11,8	1,0	0,1
Com	CP	Indef.	1	3,0	0,3	4,6	35,8	26,7	29,3
Com	CP	Indef.	2	81,5	2,7	1,7	0,1	0,0	0,0
Com	CP	Indef.	3	22,3	1,7	14,5	42,1	11,7	4,8
Com	SP	Def.	1	0,3	0,2	0,7	12,7	23,0	63,0
Com	SP	Def.	2	90,7	1,7	2,9	2,4	0,2	0,0
Com	SP	Def.	3	70,0	2,5	6,4	15,2	3,3	1,0
Com	SP	Indef.	1	53,3	3,6	14,5	19,1	2,4	0,5
Com	SP	Indef.	2	49,6	1,0	16,6	21,9	2,8	0,5
Com	SP	Indef.	3	60,3	0,7	13,0	17,6	2,3	0,4

## **12. RESUMO BIOGRÁFICO**

Amanda Posselt Martins, filha de Marlene Celia Posselt e Claudio Nunes Martins, nasceu em 2 de março de 1990 em Camaquã, Rio Grande do Sul. Logo aos três anos de idade, mudou-se para Porto Alegre, onde realizou seus estudos de ensino fundamental e médio no Colégio São Judas Tadeu e Colégio Salesiano Dom Bosco. Em março de 2007, ingressou no curso de Agronomia da UFRGS, onde trabalhou desde o segundo semestre do curso como bolsista de iniciação científica, graduando-se em fevereiro de 2012. Em março de 2012, ingressou no mestrado do PPG em Ciência do Solo da UFRGS, na área de Química e Fertilidade do Solo sob orientação do Prof. Ibanor Anghinoni. Concluiu seu mestrado em julho de 2013, ingressando no doutorado no mês próximo, no mesmo PPG e sob mesma orientação.