

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

**ACIDEZ DO SOLO E REAPLICAÇÃO DE CALCÁRIO EM SISTEMA DE
INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA EM PLANTIO DIRETO**

Amanda Posselt Martins
(Dissertação de Mestrado)

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

**ACIDEZ DO SOLO E REAPLICAÇÃO DE CALCÁRIO EM SISTEMA DE
INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA EM PLANTIO DIRETO**

AMANDA POSSELT MARTINS
Engenheira Agrônoma (UFRGS)

Dissertação apresentada como
um dos requisitos à obtenção do
Grau de Mestre em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil
Julho de 2013

(ficha catalográfica)

AMANDA POSSELT MARTINS
Engenheira Agrônoma (UFRGS)

DISSERTAÇÃO

Submetida como parte dos requisitos

para a obtenção do Grau de

MESTRE EM CIÊNCIA DO SOLO

Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo

Faculdade de Agronomia

Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Porto Alegre (RS), Brasil

Aprovada em: __/__/____
Pela Banca Examinadora

Homologado em: __/__/____
por

IBANOR ANGHINONI
Professor Orientador
PPG-Ciência do Solo

ALBERTO VASCONCELLOS INDA JR.
Coordenador do Programa de
Pós-Graduação em Ciência do Solo

CARLOS ALBERTO BISSANI
Departamento de Solos/UFRGS

CIMÉLIO BAYER
Departamento de Solos/UFRGS

PEDRO SELBACH
Diretor da Faculdade de Agronomia

LUCIANO COLPO GATIBONI
Centro Agroveterinário/UDESC

*Dedico este trabalho, fruto
de mais uma etapa de
minha vida, aos meus pais:*

Marlene e Claudio.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me fazer ter fé e iluminar a mim e àqueles que me cercam, fazendo perceber que um passo para trás hoje pode representar dois para frente amanhã.

À Faculdade de Agronomia da UFRGS, pelos quase sete anos de ensino público de qualidade.

À CAPES pela concessão da bolsa de mestrado e ao CNPq e à FAPERGS pelo financiamento de projetos de pesquisa que deram suporte para a realização deste trabalho.

Ao PPG Ciência do Solo da UFRGS, pela oportunidade de realização do curso, infraestrutura oferecida e conhecimento transmitido.

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 a 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, por passar com tanto entusiasmo seus conhecimentos a respeito dos sistemas integrados de produção.

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 e ao Jader, sempre muito prestativos e sensíveis com aqueles que os cercam.

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

À Taise, 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 via *e-mail* com um oceano de distância.

Aos bolsistas de iniciação científica, Alemão, Gabriela e Rodrigo, pela inestimável e fundamental ajuda nas coletas a campo e análises laboratoriais, além do companheirismo, amizade, churrascos e risadas.

A todos os demais que tive a oportunidade de conviver no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo e que participaram de uma forma ou outra para minha formação: Cacequi, Edicarlos, Eric, Felipe, Marquel, Joice, Chris, Rosele, Marcelão, Selau, Pitiço, Isadora, Manu, Jéssica, Tamires, João, Tiago, Thiago, João Cadore e Luiz Gustavo.

A todos os colegas de PPG, em especial meus grandes amigos, Bernardo e Arnuti, pelo espírito de parceria em sua essência a qualquer hora, seja para campo, laboratório, estudos, mate, festas ou simplesmente sentar no sofá à tardinha e conversar um pouco sobre a vida.

Aos amigos e antigos colegas da graduação que acompanharam e incentivaram parte desta jornada, principalmente ao Marcelo e ao Lucas.

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, 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 e Tom, pelos momentos de alegria e companheirismo que proporcionam em nossas casas, inclusive durante a escrita da dissertação.

Aos meus pais, Marlene e Claudio, 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 DO SOLO E REAPLICAÇÃO DE CALCÁRIO EM SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA EM PLANTIO DIRETO¹

Autor: Amanda Posselt Martins

Orientador: Ibanor Anghinoni

RESUMO

No atual cenário de produção agropecuária, a integração lavoura-pecuária (ILP) é uma alternativa com grande potencial de sucesso no subtrópico brasileiro. Apesar dessa temática de pesquisa estar em grande evidência, poucas pesquisas abordam a dinâmica da acidez e da calagem nesse sistema. O objetivo deste trabalho é verificar a influência de intensidades de pastejo em um sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto: a) na reacidificação do solo e no balanço e eficiência de uso de cátions básicos; e b) na evolução dos atributos de acidez do solo e na produtividade da soja pela reaplicação superficial de calcário após oito anos e meio de sua aplicação inicial. Para isso, utilizou-se um experimento de longa duração localizado no Planalto do RS, em Latossolo Vermelho distroférico, com soja no verão e aveia preta + azevém no inverno. Os tratamentos consistem de diferentes intensidades de pastejo no período hibernal: pastejo intenso, moderado e sem pastejo. A presença dos animais resultou em menor reacidificação do solo e foi mais eficiente em converter cálcio e magnésio em proteína. Enquanto o balanço de potássio foi sempre negativo, o de cálcio e de magnésio foi positivo no pastejo moderado. Todos os tratamentos apresentaram um processo contínuo de reacidificação do solo ao longo do ano, sendo maior após soja e menor após pastejo. A melhoria nos atributos de acidez pela reaplicação superficial de calcário foi verificada até maiores profundidades na presença dos animais (ILP). Independentemente da reaplicação de calcário, o pastejo moderado resultou em menor acidez no solo em profundidade. Apesar das condições de alta acidez, a produtividade da soja não foi afetada pela reaplicação de calcário, mesmo em anos de deficiência hídrica.

¹ Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre (112p.) Julho, 2013. Trabalho realizado com apoio financeiro do CNPq e da CAPES.

¹ M.Sc. Dissertation in Soil Science – Graduate Program in Soil Science, Programa de Pós-

SOIL ACIDITY AND LIME REAPPLICATION IN AN INTEGRATED CROP-LIVESTOCK SYSTEM UNDER NO-TILL¹

Author: Amanda Posselt Martins

Adviser: Ibanor Anghinoni

ABSTRACT

By considering the present agricultural production in Brazilian subtropical region, integrated crop-livestock (ICL) system is an alternative of great potencial of success. Even that ICL researches are in great progress in the country, a little importance is being given to the acidity dynamics and liming in this system. The objective of this study is evaluate the influence of grazing intensities in a no-till ICL system (soybean-beef cattle): a) in soil reacidification and in balance and efficiency of basic cations; and b) in the evolution of soil acidity attributes and soybean grain yield, after eighth an half years of surface lime reapplication. A long term experiment located at the Plateau of Rio Grande do Sul state, Brazil, in a clayed Rhodic Hapludox was used. Crop sucesion was soybean in the summer and a mix of black oat + Italian ryegrass in the winter. Treatments are different grazing intensities in the winter period: intense grazing, moderate grazing and ungrazed. The presence of cattle resulted in lower soil reacidifcation and was more efficient in convert calcium and magnesium into protein. While potassium balance was always negative, calcium and magnesium balance was positive at moderate grazing. All treatments showed soil acidity increase troughout the year: more acidic after soybean and less acidic after grazing. Improvement in soil acidity attributes due to surface lime reapplication was found until deeper layers at animal presence (ICL system). Moderate grazing, with or without re-liming, provided less acidity along the soil depth. Even in years with drought stress, there were no responses in soybean grain yield to lime reapplication.

¹ M.Sc. Dissertation in Soil Science – Graduate Program in Soil Science, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (112p.) July, 2013. Research supported by CNPq and CAPES.

SUMÁRIO

	Pág.
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1. A acidez no contexto da qualidade do solo e do sistema de produção sustentável	3
2.2. Processos de acidificação do solo em sistemas agropecuários	8
2.2.1. Induzidos pelas plantas	10
2.2.2. Induzidos pelo solo	13
2.2.3. Induzidos pelos animais.....	18
2.2.4. Estratégias de mitigação.....	19
2.3. Aplicação superficial de corretivos da acidez	20
2.3.1. Calagem	21
2.3.2. Mecanismos de descida do calcário	23
2.3.3. Papel dos resíduos orgânicos.....	27
2.3.4. Resposta das plantas	30
2.4. Acidez do solo e aplicação de calcário em sistemas integrados de produção agrícola e pecuária	33
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	36
3.1. Localização geográfica, clima, solo e histórico.....	36
3.2. Tratamentos e delineamento experimental	37
3.3. Condução do experimento	38
3.4. Adubação e calagem.....	39
4. ESTUDO 1 – REACIDIFICAÇÃO DO SOLO EM SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA EM PLANTIO DIRETO.....	42
4.1. Introdução	42
4.2. Material e métodos	44
4.3. Resultados e discussão.....	47
4.4. Conclusões.....	65
5. ESTUDO 2 – ATRIBUTOS DE ACIDEZ DO SOLO E PRODUTIVIDADE DA SOJA APÓS REAPLICAÇÃO DE CALCÁRIO EM SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA EM PLANTIO DIRETO.....	67
5.1. Introdução	67
5.2. Material e métodos	69
5.3. Resultados e discussão.....	71
5.4. Conclusões.....	85
6. CONCLUSÕES.....	86
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	87

RELAÇÃO DE TABELAS

Pág.

Tabela 1. Processos e reações de liberação e consumo de prótons (H^+) nos ciclos do carbono (C) e do nitrogênio (N)	9
Tabela 2. Probabilidade de resposta à calagem, dependendo das camadas ácidas, tolerância da planta e profundidade de suas raízes	32
Tabela 3. Atributos químicos do solo antes da implantação do experimento (novembro de 2000).....	37
Tabela 4. Resultados da análise do calcário utilizado no protocolo experimental nas duas calagens superficiais realizadas	40
Tabela 5. Histórico de adubações realizadas na soja e na pastagem no protocolo experimental do sistema de integração soja-bovinos de corte.....	41
Tabela 6. Balanço de cálcio na camada de 0 a 40 cm do solo aos nove anos de adoção de um sistema de integração soja-bovinos de corte, com diferentes intensidades de pastejo	58
Tabela 7. Balanço de magnésio na camada de 0 a 40 cm do solo aos nove anos de adoção de um sistema de integração soja-bovinos de corte submetido a intensidades de pastejo.....	59
Tabela 8. Balanço de potássio na camada de 0 a 40 cm do solo aos nove anos de adoção de um sistema de integração soja-bovinos de corte com diferentes intensidades de pastejo.....	62
Tabela 9. Produtividade da soja cultivada nas três safras agrícolas subsequentes à reaplicação superficial de calcário em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto com diferentes intensidades de pastejo ...	83

RELAÇÃO DE FIGURAS

Pág.

Figura 1. Relação entre a entrada de insumos e o tipo de agricultura e sistema de produção.....	6
Figura 2. Relação entre a entrada de insumos e a regulação biótica interna de diferentes sistemas	7
Figura 3. Ciclo do nitrogênio (N) fechado, com balanço neutro de acidez e alcalinidade	15
Figura 4. Representação esquemática da dinâmica dos mecanismos para a acidificação no perfil do solo	22
Figura 5. Vista geral da área experimental, com distribuição dos tratamentos de intensidade de pastejo com bovinos de corte (2001) e de reaplicação de calcário (2010). Fazenda do Espinilho, São Miguel das Missões/RS	38
Figura 6. Evolução da acidez do solo e produtividade de soja (a) e precipitação (b) ao longo das safras agrícolas após o início do experimento com sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto, com diferentes intensidades de pastejo.....	45
Figura 7. Atributos de acidez no perfil do solo após nove anos da adoção do sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto, com diferentes intensidades de pastejo	49
Figura 8. Relação entre pH-H ₂ O e saturação por bases (a) e por alumínio (b), em diferentes camadas até 40 cm de profundidade, após nove anos da adoção de sistema de integração soja-bovinos de corte, com diferentes intensidades de pastejo	51
Figura 9. Teores de cálcio (a), magnésio (b), potássio (c) e alumínio (d) no perfil do solo após nove anos da adoção de sistema de soja- bovinos de corte, com diferentes intensidades de pastejo.....	52
Figura 10. Capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva (a) e a pH 7,0 (b) no perfil do solo após nove anos da adoção do sistema de integração soja-bovinos de corte, com diferentes intensidades de pastejo.....	54
Figura 11. Carbono orgânico no perfil do solo após nove anos da adoção de sistema de integração soja-bovinos de corte, submetido a intensidades de pastejo	55

Figura 12. Relação entre a capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva e o conteúdo de carbono orgânico do solo, em diferentes camadas até 40 cm de profundidade, após nove anos da adoção de sistema de integração soja-bovinos de corte, com diferentes intensidades de pastejo.....	56
Figura 13. Produtividade acumulada de grãos de soja, carne bovina e proteína, em nove anos, em sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto, com diferentes intensidades de pastejo	60
Figura 14. Eficiência de uso de cálcio, magnésio e potássio, para a produção de proteína, em sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto, com diferentes intensidades de pastejo.....	64
Figura 15. Precipitação total das safras agrícolas de soja (a) e dos ciclos de pastejo (b) em estudo	70
Figura 16. pH-H ₂ O do solo solo em diferentes épocas após a reaplicação superficial de calcário em sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto, com diferentes intensidades de pastejo	72
Figura 17. Saturação por bases do solo em diferentes épocas após a reaplicação superficial de calcário em sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto, com diferentes intensidades de pastejo	73
Figura 18. Saturação por alumínio do solo em diferentes épocas após a reaplicação superficial de calcário em sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto, com diferentes intensidades de pastejo	74
Figura 19. Atributos de acidez do solo nas áreas sem e com reaplicação de calcário há 30 meses em sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto, com diferentes intensidades de pastejo	81
Figura 20. Relação entre produtividade de soja e a precipitação ocorrida nas três safras agrícolas em estudo (2010/11, 2011/12 e 2012/13) nas áreas sem e com reaplicação de calcário em sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto, com diferentes intensidades de pastejo	84

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o modelo de agricultura brasileira passou por uma grande mudança no que diz respeito ao manejo do solo. Em meados dos anos 1980, o preparo convencional – aração e gradagem da camada superficial do solo, herdado dos países de climas temperado e frio – começou a ser substituído pelo que hoje se conhece como sistema plantio direto (SPD). Dentre as premissas básicas do SPD, estão o revolvimento mínimo do solo, a rotação de culturas e um alto aporte de resíduos, com a manutenção do solo sempre coberto. Devido a isso, as áreas sob esse sistema apresentam características próprias que evoluem e que são construídas com o tempo (Sá, 1999; Muzilli, 2000; Lopes *et al.*, 2004; Anghinoni, 2007).

Nas regiões tropicais e subtropicais, o SPD tem se destacado como uma das estratégias mais eficazes para melhorar a sustentabilidade da agricultura e a área sob esse sistema no Brasil já ultrapassa os 32 milhões de hectares, apresentando um crescimento exponencial desde 1993 (FEBRAPDP, 2012). Na região do subtropico brasileiro, estima-se que aproximadamente 11 milhões de hectares estejam em SPD, com culturas estivais como o milho e a soja (CONAB, 2012). Desse total, no último ano, apenas 2,1 milhões de hectares foram utilizados com lavouras de inverno (CONAB, 2012). O restante permaneceu no período entre safras de verão sem produzir riqueza alguma, incluindo uma área de cerca de 4,0 milhões de hectares com culturas de cobertura de alto potencial forrageiro.

A principal razão para os agricultores 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 (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 (compactação do solo) dos animais para a cultura de verão subsequente.

No entanto, diversos trabalhos vêm demonstrando que a integração da lavoura com a pecuária em uma mesma área não acarreta em prejuízos para o produtor, quando da boa gestão e adequado manejo da carga animal (Carvalho *et al.*, 2011a), seja no âmbito econômico e produtivo (Lopes *et al.*, 2009; Lunardi *et al.*, 2008; Martha Júnior *et al.*, 2011) ou nos atributos físicos (Conte *et al.*, 2008; Moreira *et al.*, 2012), químicos (Flores *et al.*, 2008; Ferreira *et al.*, 2009), biológicos (Souza *et al.*, 2010a; Silva *et al.*, 2011) e de qualidade do solo (Nicoloso *et al.*, 2008; Souza *et al.*, 2010b; Chávez *et al.*, 2011). Assim, a integração lavoura-pecuária (ILP) constitui-se em uma colheita a mais, aumentando a eficiência do uso da terra, a diversificação de atividades nas propriedades rurais e a renda dos produtores no período de entressafra. Além disso, a ILP está entre as estratégias mundiais (Herrero *et al.*, 2010) e nacionais (Gouvello, 2010) de agricultura de baixo carbono para atender à crescente demanda por alimentos.

Apesar dos numerosos trabalhos que abordam questões relativas à ILP, publicados nos últimos cinco anos, em esfera nacional e internacional, raros são os que abordam a dinâmica da acidez e da calagem do solo nesses sistemas. Grande parte dos protocolos experimentais de ILP no Brasil apenas faz uso da calagem como uma prática agrícola de melhoria do solo, e não como um objeto de estudo. Entretanto, a presença do animal em pastejo na ILP modifica o sistema, em relação ao SPD com cobertura de inverno apenas para a produção de palha, agindo como um catalisador que recicla o material vegetal e modifica a dinâmica dos processos no solo (Carvalho *et al.*, 2011b).

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho é verificar a influência de intensidades de pastejo em um sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto, no sul do Brasil: 1) na reacidificação do solo após nove anos de adoção do sistema e no balanço e na eficiência de uso de cátions básicos do solo; 2) na evolução dos atributos de acidez do solo e produtividade da soja após a reaplicação superficial de calcário.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nenhum outro atributo isolado do solo é tão importante em determinar o ambiente químico para as plantas e os microrganismos do solo do que o pH. Existem poucas reações e/ou habitantes biológicos do solo que não são sensíveis à sua acidez. Sabendo como esse atributo é controlado, como influencia a disponibilidade de nutrientes e de elementos tóxicos e como afeta as plantas e os animais, e como pode ser melhorado, é essencial para a conservação e o manejo sustentável dos solos em todo o mundo (Brady & Weil, 2002).

Esta abordagem bibliográfica enfoca o pH do ponto de vista da acidez do solo, primeiramente no contexto de sua qualidade e, então, do sistema de produção sustentável, seguido de um levantamento dos processos que levam os solos agrícolas à (re)acidificação, de algumas estratégias de sua mitigação, da dinâmica da correção da acidez em sistemas conservacionistas de manejo do solo e, por fim, como sistemas que integram o animal e a lavoura podem influenciar a acidez do solo.

2.1. A acidez no contexto da qualidade do solo e do sistema de produção sustentável

Os solos ácidos estão presentes em 30 a 40% das terras cultiváveis do mundo – cerca de quatro bilhões de hectares. Há vinte anos, apenas 212 milhões de hectares (5,4% do total) estavam ocupados com culturas agrícolas (Von Uexküll & Mutert, 1995). Atualmente, estima-se que a área de solos

ácidos explorada pela agricultura tenha aumentado sensivelmente, pelo cultivo em grande escala desses solos no Centro-Oeste do Brasil, na África Central e no Sudeste da Ásia. 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).

A expansão dessa agricultura nas regiões tropicais vem de encontro à crescente demanda por alimentos e os altos preços das *commodities* (Gilbert & Morgan, 2010). No ano de 2009, alcançou-se a marca histórica de 1,02 bilhão de pessoas passando fome em todo o mundo (FAO, 2009). No ano seguinte, pela primeira vez desde que essas estatísticas foram iniciadas, esse número decresceu cerca de 10%, com 925 milhões de pessoas nessa condição (FAO, 2010). Segundo Nagaraj (2010), a diminuição do número de famintos deu-se principalmente no continente asiático, onde 80 milhões de pessoas passaram a alimentar-se adequadamente. A razão dessa mudança passa pelo aumento do poder econômico da população de países como a China que é, atualmente, um dos maiores importadores de produtos do agronegócio (Hines, 2008).

Essa “corrida produtivista” dos últimos anos levou o modelo de produção atual a entrar em desalinho com o desafio da produção de alimentos segura e sustentável (FAO, 2012). A intensificação progride em sentido oposto ao da natureza (Tracy, 2007), acarretando, em maior ou menor espaço de tempo, em erosão, salinização, perda de nutrientes e outros processos de degradação do solo, responsáveis pelo colapso de inúmeras civilizações em tempos passados (Lal, 2009). Lal & Pierce (1991) já alertavam que a ênfase não deve estar em maximizar a produção em curto espaço de tempo, mas em otimizar o uso do recurso e sustentar a produtividade por um longo período.

Diante desse cenário, a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) estabeleceu como meta o monitoramento de um banco de dados dos solos do mundo (*Harmonized World Soil Database – HWSD*). Com base nos atributos de solo do HWSD, a FAO elencou sete condições essenciais para que se obtenha a qualidade do solo para a produção agrícola sustentável, ou seja, para que o solo exerça suas funções ecossistêmicas dentro do sistema de produção (Doran, 1997). São eles: disponibilidade de nutrientes, capacidade de retenção de nutrientes, condições

de enraizamento, disponibilidade de oxigênio para as raízes, amenização da salinidade e da toxicidade por elementos e trabalhabilidade (FAO, 2013).

Como se nota, a acidez do solo está envolvida diretamente em, pelo menos, três dos sete pilares para a obtenção da qualidade do solo em um sistema de produção. Isso ocorre pelo fato do pH ser uma variável *master*, coordenando a dinâmica de diversos outros atributos do solo (McBride, 1994). 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).

Nas últimas décadas, grande parte das pesquisas relacionadas à acidez dos solos teve como objetivo desenvolver metodologias para identificar a necessidade de calagem, bem como testar doses e modos de aplicação que resultassem em maior resposta das culturas. Nota-se, entretanto, que nessas pesquisas poucos trabalhos contemplam como diferentes sistemas de produção podem interferir no processo e nas taxas de reacidificação do solo após sua correção. Entretanto, ao vislumbrar um modelo de produção sustentável (Figura 1), que vise à qualidade do solo, com acúmulo de carbono (C), menor emissão de gases de efeito estufa ao longo de toda sua cadeia e equilíbrio dos fluxos entre solo-plantas-atmosfera (Lal, 2009; Vezzani & Mielniczuk, 2011), estratégias de manejo que acarretem na menor entrada de insumos, como o calcário, devem ser melhor consideradas (Urquiaga *et al.*, 1999).

Em um primeiro momento, parece haver uma dissonância entre a expansão da agricultura nos trópicos, com solos ácidos e pouco férteis, e a menor utilização de calcário e fertilizante (Figura 1). A questão que se coloca para o cenário futuro não é a *não utilização* desses insumos e, sim, a sua *boa utilização*, que se traduz em uma maior eficiência de uso (Powlson *et al.*, 2011). Entretanto, em muitos países desenvolvidos e nos que tiveram um rápido desenvolvimento, a utilização de insumos materiais está sendo feita de forma desenfreada, devido ao alto poder de investimento e até mesmo incentivos governamentais. Um exemplo claro é o caso da China, em que políticas nacionais subsidiam a compra de fertilizantes para os agricultores (principalmente os nitrogenados), que passaram a aplicá-los em abundância,

acarretando na severa acidificação dos solos de todo o país (Guo *et al.*, 2010). Na Europa, Schmieman & van Ierland (1999) apontaram que as taxas de acidificação dos solos estão em limites críticos, causando prejuízos tanto de ordem econômica como ambiental.

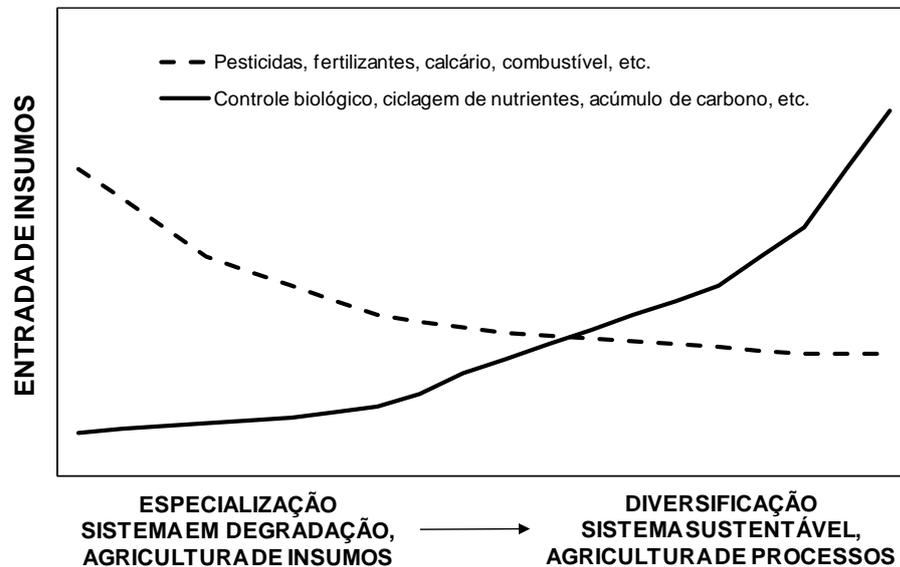


Figura 1. Relação entre a entrada de insumos e o tipo de agricultura e sistema de produção. Fonte: Adaptado de Stinner & House (1988).

De fato, grande aporte desses insumos materiais (pesticidas, fertilizantes, calcário, etc.) são necessários em regiões onde as demais condições são favoráveis para o crescimento e a produtividade das culturas, como a tropical e subtropical, sendo esse o caminho para obter uma produção de alimentos suficiente e para fazer da segurança alimentar uma realidade (Powlson *et al.*, 2011). Mas, nesse nível de produção, para ser ambientalmente sustentável, práticas de manejo mais precisas são essenciais. A intensificação e a especialização dos sistemas agropecuários, acrescidas da grande entrada de insumos, têm levado a impactos negativos no ambiente, atualmente considerados inaceitáveis pela sociedade. Dentre as consequências, pode-se citar a contaminação das águas, diminuição das reservas de água subterrânea, emissão de gases de efeito estufa e perda da biodiversidade (Franzluebbers *et al.*, 2011).

Como ilustra a Figura 2, o agroecossistema sustentável não se caracteriza como aquele com a menor entrada de insumos; e, sim, aquele que

agrega a alta entrada de insumos (não só de materiais, mas também de manejo) com uma alta regulação biótica interna, tal como em ecossistemas naturais (House & Brust, 1989). O sistema plantio direto (SPD) e os manejos conservacionistas em geral, utilizados nos sistemas de produção dos trópicos e subtropicais, tem se destacado e sendo motivo de diversos estudos que visualizam o solo sob o prisma filosófico e sistêmico (Melo, 2011; Vezzani & Mielniczuk, 2011). Isto, porque nesse sistema, assim como na natureza, há um processo de auto-organização do solo. Segundo Mielniczuk *et al.* (2003), esse processo é resultante do balanço positivo de matéria e de energia. Assim, quanto mais complexas forem as interações entre e dentro de cada componente do sistema (físico, químico e biológico), maior será a probabilidade de resultar em propriedades emergentes, importantes na regulação das funções do solo (Nicolodi, 2007), interpretadas por House & Brust (1989) como os processos naturais de resposta (Figura 2).

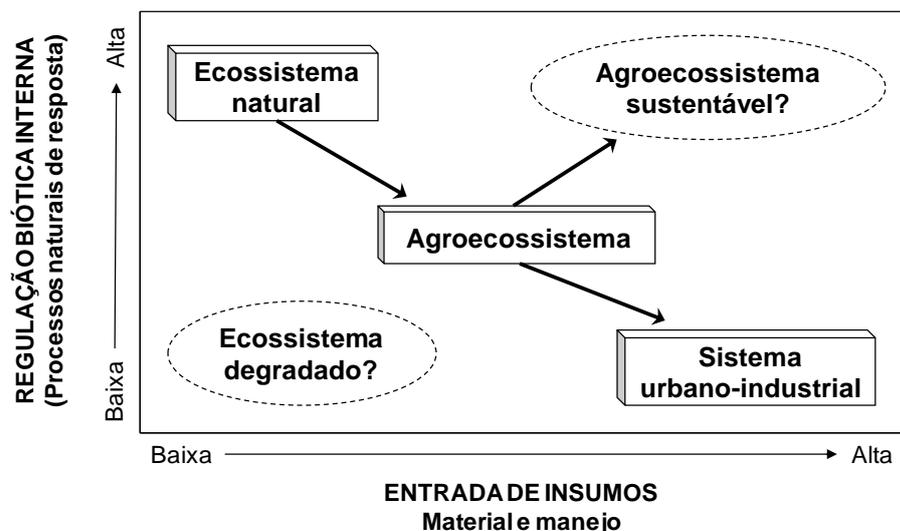


Figura 2. Relação entre a entrada de insumos e a regulação biótica interna de diferentes sistemas. Fonte: House & Brust (1989).

Nesses sistemas, o “indivíduo” passa a ter menor importância (Addiscott, 1995) e a resposta à entrada de insumos materiais, como calcário e fertilizante, é menor. Como ilustra a Figura 1, 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, pois são eles (os processos

resultantes do manejo) que levarão à condição da alta regulação interna biótica (Figura 2).

No que diz respeito à acidez dos solos, sabe-se que sua dinâmica é afetada no SPD (Anghinoni, 2007), sobretudo o efeito do alumínio (Al) fitotóxico (Salet, 1998). Entretanto, raros trabalhos abordam essa temática quando se avança na diversidade dos sistemas agrícolas com manejo conservacionista, introduzindo espécies arbóreas e pastejo de animais, que modificam os fluxos entre solo-planta-atmosfera (Carvalho *et al.*, 2011b).

2.2. Processos de acidificação do solo em sistemas agropecuários

A acidez dos solos, desde muito tempo, é uma restrição para altas produtividades dos sistemas agropecuários em todo o mundo (Sumner & Noble, 2003). Durante os primeiros estudos sobre acidez dos solos agrícolas e sua correção, os pesquisadores já verificavam que, após determinado tempo decorrido da aplicação do corretivo, o solo retornava à condição de acidez inicial (Adams & Pearson, 1967). O desenvolvimento de estratégias que visem à minimização da reacidificação está diretamente relacionado ao conhecimento dos processos que ocorrem entre solo, planta, animal e atmosfera (Bolan *et al.*, 1991; Fisher *et al.*, 2003).

A acidificação dos solos pode ser descrita (representada) por diversas formas: 1) diminuição do pH; 2) diminuição da saturação por bases; 3) aumento da saturação por alumínio; 4) desbalanceamento na disponibilidade de nutrientes no ambiente radicular; e/ou 5) diminuição da capacidade de neutralização da acidez do solo (Van Breemen, 1991). Esses efeitos podem ser sentidos tanto pelas plantas como pelos microrganismos do solo. Em pH baixo, há a inibição da fixação biológica de nitrogênio e da decomposição da matéria orgânica (MO); as concentrações de alumínio e manganês tornam-se tóxicas; pode haver pouca disponibilidade de fósforo e molibdênio; e ainda a deficiência de cátions básicos essenciais como o cálcio e o magnésio (Jackson, 1967; Sumner *et al.*, 1991).

As causas da acidificação 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 (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+), dessilicificação de minerais e permanência de Al^{3+} (cátion ácido por ocorrência de sua hidrólise) e prótons (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 mínimas em comparação aos antropogênicos (Billett *et al.*, 1988). Para melhor descrever esses processos de acidificação, será utilizado o esquema proposto por Bolan & Hedley (2003), que divide a geração de acidez entre *induzida pelas plantas* e *induzida pelo solo*, com a introdução da *induzida pelos animais*, um dos componentes do sistema em estudo nesta dissertação. Nesse contexto, os processos de liberação ou consumo de prótons preponderantes estão associados ao ciclo do C e do N e a sua magnitude depende basicamente das formas e quantidades que cada um desses elementos entra ou sai do sistema solo-planta-animal (Helyar & Porter, 1989; Fenton & Helyar, 2002; Bolan & Hedley, 2003) (Tabela 1).

Tabela 1. Processos e reações de liberação e consumo de prótons (H^+) nos ciclos do carbono (C) e do nitrogênio (N)

Processo	Reação	Prod. de H^+ ⁽¹⁾
1. Ciclo do C		
1.1. Síntese de ác. orgânicos	$\text{C-org.} \rightarrow \text{RCOOH} \rightarrow \text{RCOO}^- + \text{H}^+$	+1
1.2. Dissolução do dióxido de C	$\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_2\text{CO}_3 \rightarrow \text{H}^+ + \text{HCO}_3^-$	+1
2. Ciclo do N		
2.1. Fixação de N	$\text{N}_2 + \text{H}_2\text{O} + 2\text{R-OH} \rightarrow 2\text{R-NH}_2 + 1,5\text{O}_2$	0
2.2. Mineralização do N-org.	$\text{R-NH}_2 + \text{H}^+ + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{R-OH} + \text{NH}_4^+$	-1
2.3. Hidrólise da ureia	$(\text{NH}_2)_2\text{CO} + 3\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{NH}_4^+ + 2\text{OH}^-$	-1
2.4. Assimilação do amônio	$\text{NH}_4^+ + \text{R-OH} \rightarrow \text{R-NH}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{H}^+$	+1
2.5. Volatilização da amônia	$\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \rightarrow \text{NH}_3 \uparrow + \text{H}_2\text{O}$	+1
2.6. Nitrificação	$\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$	+2
2.7. Assimilação do nitrato	$\text{NO}_3^- + 8\text{H}^+ + 8\text{e}^- \rightarrow \text{NH}_3 + 2\text{H}_2\text{O} + \text{OH}^-$	-1
2.8. Desnitrificação	$2\text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{N}_2 + 2,5\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O}$	-1

Fonte: adaptado de Bolan *et al.* (2003).

⁽¹⁾ Em mol_c mol⁻¹.

Segundo Helyar (2003), a taxa de acidificação devido à desacoplagem dos ciclos desses elementos nos agroecossistemas podem chegar ao extremo de $20 \text{ kmol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. No entanto, na média, varia entre 2 a $5 \text{ kmol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, o que equivale à necessidade de 100 a $250 \text{ kg CaCO}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a neutralização dessa acidez gerada. Esse aumento de prótons no sistema é comumente acompanhado da solubilização de Al^{3+} e da diminuição das concentrações de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ .

2.2.1. Induzidos pelas plantas

Um dos mais importantes processos de acidificação do solo induzidos pelas plantas provém do processo bioquímico responsável pela vida na terra: a fotossíntese. O C do ar é assimilado como carboidrato na planta e o metabolismo subsequente resulta na síntese de ácidos orgânicos, como o oxálico e o málico. No pH citoplasmático, próximo da neutralidade, alguns dos grupos carboxílicos de ácidos simples, aminoácidos, proteínas e até mesmo carboidratos com estruturas mais complexas (pectinas, por exemplo) podem se dissociar e produzir H^+ (Raven & Smith, 1976; Taiz & Zeiger, 2004) (Processo 1.1 da Tabela 1).

Para o excesso de H^+ produzido não desbalancear o pH da célula e provocar distúrbios fisiológicos, ele é alocado no vacúolo ou transportado via floema para as raízes. A exsudação do H^+ para a solução do solo é um dos principais mecanismos para a regulação do pH nas células vegetais e ocorre quando há absorção de nutrientes na forma de cátions, para manter a eletroneutralidade (Raven, 1985). Assim, o solo rizosférico se torna mais ácido, o que já foi comprovado por inúmeros trabalhos, com técnicas de coloração diferenciada conforme o pH do meio, ou utilizando microeletrodos (Marschner & Römheld, 1983; Zhang & Phang, 1999). Por outro lado, a absorção de ânions leva à exsudação de hidroxila (OH^-) ou bicarbonato (HCO_3^-), também subprodutos do metabolismo das plantas (Tang & Rengel, 2003; Taiz & Zeiger, 2004), que acabam alcalinizando o meio. O excesso de absorção de cátions é associado a um aumento do pH no citoplasma da célula vegetal, enquanto o excesso de absorção de ânions é associado a um decréscimo do pH (Marschner, 1995).

A acidez ou a alcalinidade líquida resultante no solo é essencialmente dependente da proporção entre cátions e ânions absorvidos pelas plantas (Haynes, 1990). Muitas vezes, o elemento absorvido que define esse equilíbrio é o N, por se tratar de um macronutriente requerido em grandes quantidades e ser comum em solos tanto na forma catiônica (amônio – NH_4^+) como aniônica (nitrato – NO_3^-). Conforme os processos 2.4 e 2.8 da Tabela 1, a assimilação do NH_4^+ leva à produção líquida de $+1\text{H}^+$ e a assimilação do NO_3^- à produção líquida de -1H^+ (ou $+1\text{OH}^-$). Van Beusichem (1981) demonstrou com plantas de amendoim que, quando o NO_3^- é a única fonte de nitrogênio, há extrusão líquida de 1,41 a 4,44 mmol de OH^- por planta. Em contraste, quando as plantas são induzidas a realizar a fixação biológica de N do ar (N_2), há extrusão líquida de 0,33 a 1,58 mmol de H^+ por planta.

Apesar de, diretamente, não ocorrer liberação de prótons no processo de fixação de N_2 (processo 2.1 da Tabela 1), há, indiretamente, uma acidez líquida gerada no sistema quando do cultivo de leguminosas fixadoras (Bolan *et al.*, 1991), como a soja, pela maior absorção de cátions, como o cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}) e potássio (K^+), e menor de ânions como o fosfato (H_2PO_4^- ou HPO_4^{2-}) e o sulfato (SO_4^{2-}) (Vitti & Trevisan, 2000), justamente por não depender do suprimento de N pela solução do solo. Tang *et al.* (1997) comprovaram essa desproporção analisando a excreção líquida positiva de prótons de doze espécies de pastagens leguminosas fixadoras de N_2 .

Esse efeito ocorre em nível de rizosfera, mas dependendo do volume de raízes e do tempo decorrido, pode atingir o solo como um todo (Felle, 1988; Tang & Rengel, 2003). Além disso, possui maior importância em áreas onde é realizada a colheita de toda biomassa vegetal produzida, como nas atividades de fenação ou silagem. Isso, porque quando os resíduos das plantas forem decompostos, os cátions básicos absorvidos por elas retornam ao solo. Muitos estudos já foram realizados comprovando a ação corretiva que os resíduos orgânicos possuem (Noble *et al.*, 1996; Yan *et al.*, 1996; Franchini *et al.*, 1999a; Butterly *et al.*, 2013; ver Item 2.3.2). No seu retorno, a condição de acidez ou alcalinidade voltará a ser similar com a inicial (previamente à semeadura, por exemplo), variando mais ou menos de acordo com a saída (exportação) pela colheita.

Assim, a exportação dos cátions básicos pelos produtos agrícolas, também se caracteriza como um processo de acidificação induzido pelas plantas, mas este sim definitivo e não temporário. Slattery *et al.* (1991) traduziram essa acidificação na quantidade de carbonato de cálcio (CaCO_3) necessário para neutralizar a acidez gerada pela produção e remoção da área de uma tonelada de diversos grãos. Os valores médios encontrados foram de 9 kg para milho ou trigo, 20 kg para soja e 40 kg para silagem de milho ou feno de trevo. De um modo geral, em relação à acidificação provocada no solo, o sistema e/ou as culturas comportam-se da seguinte maneira: feno/silagem > leguminosas > gramíneas.

As leguminosas, por absorverem mais cátions básicos, também os exportam em maiores quantidades no seu produto final (grãos ou pastagem). No entanto, cabe ressaltar que essa é uma acidificação produtiva, assim como a acidificação temporária provocada pelo excesso de absorção de cátions, necessária para o bom funcionamento e rentabilidade do sistema. E, segundo Coventry & Slattery (1991), as saídas nos grãos em geral contribuem muito pouco para a acidez.

O efeito negativo não desejado, mas inerente das culturas leguminosas, é a predisposição do seu cultivo à lixiviação de NO_3^- (ver Item 2.2.2), pelo fato da planta não depender do N do solo (Haynes, 1983; Fenton & Helyar, 2002). Assim, maiores taxas de acidificação são observadas em rotação de culturas que envolvam leguminosas, em comparação àquelas compostas somente por gramíneas (Burlle *et al.*, 1997). Dolling (1995) verificou um aumento de cerca de 50% na taxa de acidificação pela inclusão de tremoço em sistema de rotação pastagens/trigo.

Além da acidificação causada pela exsudação de prótons e a exportação de cátions básicos na colheita, a respiração das raízes das plantas, liberando dióxido de carbono (CO_2) para o meio, pode levar à acidificação. A contínua produção de CO_2 leva a equação (processo 1.2 da Tabela 1) para a direita com a produção de ácido carbônico, que é instável, e dissocia-se em H^+ (diminuição do pH) e HCO_3^- . Este último pode se ligar a um cátion básico e ser facilmente lixiviado, acentuando a acidificação (Brady & Weil, 2002). A concentração de CO_2 no ar do solo é, no mínimo, dez vezes maior do que na atmosfera (Russell, 1988). Assim, a acidificação do solo por esse processo tem

maior importância do que a advinda pelo CO₂ dissolvido na água das chuvas. No entanto, após o solo estabilizar-se ácido, esse fenômeno perde importância, sendo inexpressivo em pH abaixo de 5,0 (Bolan & Hedley, 2003).

2.2.2. Induzidos pelo solo

Assim como a respiração das plantas acarreta na acidificação do solo, através do mesmo processo a respiração dos microrganismos também acidifica o solo (processo 1.2 da Tabela 1). Em solos com MO em contínua decomposição/ciclagem, os microrganismos são os principais responsáveis pela acidez gerada nesse processo (Bolan & Hedley, 2003). Uma das razões para que esse processo seja inexpressivo em pH abaixo de 5,0 é a própria diminuição da atividade microbiana nessa faixa de pH (Jackson, 1967). Ao contrário das plantas, onde o maior problema do baixo pH é indireto, devido à solubilização do Al fitotóxico, a ação do pH ácido parece ser direta para a microbiota. Fuentes *et al.* (2003) realizaram estudo em área de SPD, onde ocorre uma diminuição da atividade do Al (Salet *et al.*, 1999), e a atividade microbiana (medida pela respiração, ou seja, liberação de CO₂) respondeu proporcionalmente à elevação do pH. Em experimento de longa duração, na Estação Experimental de Rothamsted, embora em outro sistema de manejo do solo, Kemmitt *et al.* (2006) encontraram resultados muito similares aos acima citados, concluindo que a ação da comunidade microbiana é diretamente afetada pela acidez do solo.

No processo de decomposição dos resíduos vegetais ou animais, os microrganismos também produzem ácidos orgânicos com grupos carboxílicos que se dissociam e liberam prótons (processo 1.1 da Tabela 1). A intensidade desse processo depende, além do pH do solo, do tipo de material que está sendo decomposto (Bolan & Hedley, 2003) e será maior quando este for rico em compostos orgânicos, mas pobre na concentração de cátions básicos (Fox & Comerford, 1990; Butterly *et al.*, 2013).

O acúmulo e o aumento do conteúdo de MO do solo ao longo do tempo leva a um desequilíbrio, com balanço positivo, dos ciclos do C e do N. Como todo desequilíbrio no ciclo desses elementos, esse processo também leva à acidificação do solo, podendo ser percebido na acidez ativa, mas,

sobretudo, na acidez potencial (Bolan *et al.*, 2003). As substâncias húmicas que permanecem no sistema, como ácidos fúlvicos e húmicos, são compostos com grande número de radicais carboxílicos que se dissociam (processo 1.1 da Tabela 1) em resposta à tentativa de elevação do pH via calagem, por exemplo (Sposito, 1989). Os sistemas de culturas em SPD afetam as taxas de acidificação em diferentes magnitudes, por possuírem capacidade diferenciada de aporte de C e N ao solo (Burle *et al.*, 1997; Lovato *et al.*, 2004).

Bayer & Mielniczuk (1997) observaram um incremento na capacidade de troca de cátions (CTC), efetiva e a pH 7,0, de um Argissolo Vermelho escuro em SPD com aumento das adições de resíduos, diretamente relacionado ao aumento dos teores de MO do solo. De fato, o acúmulo de MO, dentre outras vantagens, é desejável para a retenção dos nutrientes na fase sólida, evitando sua lixiviação, principalmente em solos tropicais e subtropicais. Sá *et al.* (2009) demonstraram a importância da MO para solos de carga variável ao estudarem cronosséquences de Latossolos brasileiros em SPD com eliminação da acidez (aplicação de corretivo). Foi verificado que o aumento do teor de MO do solo reduziu a acidez potencial e aumentou o pH do solo e as cargas negativas, que se correlacionaram fortemente com a saturação por bases. Desse modo, se por um lado a MO pode ser uma fonte de acidez, por outro, ela é necessária para estratégias de manejo que visem mitigar a acidificação pela menor lixiviação de cátions básicos (Juo *et al.*, 1996).

As transformações do N no solo (Figura 3), mediadas por bactérias como as do gênero *Nitrobacter* e *Nitrosomonas*, também podem ser fonte de geração de prótons. O primeiro processo importante é a amonificação, traduzida na mineralização do N orgânico ou na hidrólise da ureia (processos 2.2 e 2.3 da Tabela 1). A amonificação consiste no processo microbiano catalisado enzimaticamente que hidrolisa compostos nitrogenados orgânicos, produzindo íons NH_4^+ e consumindo um próton. O próximo processo nesse ciclo (Figura 3) é a nitrificação (processo 2.6 da Tabela 1), que libera dois prótons para o meio. Um deles já é “neutralizado” pelo consumo do processo anterior e, o outro, será na assimilação do NO_3^- (processo 2.7 da Tabela 1). Se a planta absorver o N na forma de NH_4^+ o balanço também é neutro (processo 2.2 ou 2.3 + processo 2.4 da Tabela 1). Assim, se esse ciclo for fechado, como

ilustra a Figura 3, não há acidificação líquida. Entretanto, qualquer saída ou perda de N do sistema leva a um desbalanço no equilíbrio entre acidez-alcalinidade. Os processos de volatilização da amônia e de desnitrificação (processos 2.5 e 2.8 da Tabela 1, respectivamente) são exemplos claros desse desequilíbrio.

A desnitrificação é definida como a redução microbiana do nitrato para N gasoso e consome um mol de prótons para cada mol de nitrato (processo 2.8 da Tabela 1), equivalendo ao processo de assimilação de NO_3^- (processo 2.7 da Tabela 1) e balanceando a alcalinidade ou acidez se a sequencia for: amonificação \rightarrow nitrificação \rightarrow desnitrificação. Entretanto, ela também pode ocorrer como uma nitrificação incompleta, na presença de altas concentrações de NH_4^+ e pouca disponibilidade de oxigênio. Neste processo, há o consumo de quatro mols de H^+ para cada mol de NH_4^+ (Bolan & Hedley, 2003). Embora isso seja desejável do ponto de vista da acidez do solo, é indesejável visando à eficiência dos sistemas de produção, pois se caracteriza como perda de N, um macronutriente requerido em grandes quantidades pelas plantas.

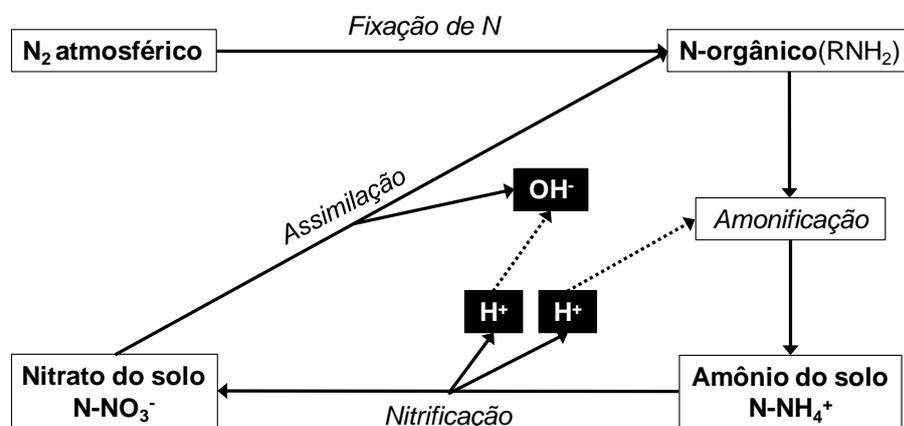


Figura 3. Ciclo do nitrogênio (N) fechado, com balanço neutro de acidez e alcalinidade. Fonte: modificado de Fenton & Helyar (2002).

Neto *et al.* (2010), avaliando a desnitrificação em solo em SPD, não encontraram aumento das perdas de N ao longo do tempo, como podia se esperar, pelo fato do SPD manter os resíduos em superfície e proporcionar um ambiente menos aerado. Entretanto, foram detectadas maiores emissões de óxido nítrico, advindos da desnitrificação, em sistemas de culturas que não

envolviam leguminosas, provavelmente devido à necessidade de adubação de N. Outros trabalhos (Dalal *et al.*, 2003; Sehy *et al.*, 2003) demonstraram que a aplicação de qualquer fertilizante nitrogenado no solo, além de reduzir a mineralização, aumenta a desnitrificação.

No entanto, a aplicação de um fertilizante nitrogenado em especial, aumenta as perdas também pela volatilização da amônia (processo 2.5 da Tabela 1): a ureia. O NH_4^+ se dissocia, em meio alcalino, em gás amônia (NH_3), causando a perda de N por volatilização (Avnimelech & Haher, 1977). Durante a volatilização, o pH do solo, que havia subido na hidrólise da ureia (processo 2.3 da Tabela 1), decresce devido ao consumo de OH^- (ou liberação de H^+). Desse modo, a aplicação da ureia e a posterior volatilização da amônia acarretam em balanço neutro em relação à acidez, mas negativo em relação à eficiência de uso do N (Trivelin *et al.*, 2002; Boaretto *et al.*, 2004). De uma forma geral, os fertilizantes que contêm N possuem diferentes poderes acidificantes, sendo: fonte amoniacal > fonte amídica > fonte nítrica. Se não houvessem perdas no sistema, de fato, para cada mol de N, a fonte amoniacal resultaria na geração de um H^+ , a fonte amídica seria neutra e a fonte nítrica no consumo de um H^+ (Bolan *et al.*, 2003).

Apesar disso, inúmeros estudos vêm relatando a acidificação do solo ao longo do tempo com o aumento das doses de adubos nitrogenados aplicados, independentemente da fonte (Barak, 2000). Esse efeito ocorre em um grau maior em solos com baixa capacidade tamponante, visto da dependência do processo de acidificação do solo da sua textura e do seu teor de matéria orgânica (Chien *et al.*, 2010)

Bouman *et al.* (1995) testaram duas fontes de N (ureia e NH_3 anidra) e verificaram que, após nove anos, existia uma relação direta entre a dose aplicada e a acidificação gerada no solo, sendo que esse efeito foi de maior magnitude quando foi utilizada a NH_3 anidra. Semelhantemente, Barak *et al.* (1997) verificaram diminuição do pH e de cátions básicos trocáveis à medida que se aumentou a dose de N mineral de 0 até 168 kg ha^{-1} . Noble *et al.* (2008) verificaram, em pastagens da Tailândia, que quando o N aplicado era provindo de fonte nítrica, a taxa de acidificação anual foi de $5,6 \text{ kmol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, enquanto que quando a fonte foi amoniacal, os valores foram na ordem de $16,6 \text{ kmol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Mello & Andrade (1973) estudaram o efeito da aplicação de doses crescentes de N em capim pangola, tendo como fontes o sulfato de amônio $[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4]$ e a ureia $[\text{CO}(\text{NH}_2)_2]$. O pH em água inicial de 5,8 decresceu para 3,9 e 4,9 na utilização de sulfato de amônio e ureia, respectivamente, na camada de 0 a 20 cm, após 21 cortes. Mais recentemente, Costa *et al.* (2008) fizeram um estudo similar com capim marandu. Após três cortes da pastagem, o pH em água respondeu de forma inversamente proporcional às doses de N. Na maior dose (300 kg N ha^{-1}), o pH, cujo valor original era de 5,9, decresceu para 4,7 e 5,0, para sulfato de amônio e ureia, respectivamente.

A acidificação causada pelo uso de fontes amídicas e nítricas deve-se a uma das mais importantes saídas do ciclo do N: a lixiviação. O ânion nitrato possui pouca interação química com os minerais do solo. Aliado a isso, a predominância de cargas negativas na superfície dos solos faz com que o NO_3^- seja muito sujeito à lixiviação para camadas mais profundas (Cantarella, 2007). Estando o NO_3^- em uma camada de solo em que as raízes das plantas não consigam absorvê-lo, não há o fechamento do ciclo do N, como ilustrado na Figura 3. Além de a lixiviação deixar um próton a mais na camada de origem do NO_3^- , este só lixivia se tiver um cátion acompanhante, comumente uma base (Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , por exemplo), acentuando ainda mais a acidificação na camada superficial (Bolan & Hedley, 2003; Crusciol *et al.*, 2011).

A dinâmica do NO_3^- no solo, pela baixa interação com a fase sólida, está intimamente ligada à dinâmica da água. Nos primeiros estudos realizados sobre a lixiviação do NO_3^- , foram encontradas taxas de $0,5 \text{ mm mm}^{-1}$ de chuva, em solo bem estruturado da Nigéria (Wild, 1972). Terry & McCants (1970) chegaram a uma variação de 1 a 5 mm mm^{-1} de chuva em solos arenosos dos Estados Unidos. No Brasil, os valores variam de 1,0 a $1,5 \text{ mm mm}^{-1}$ de chuva, em solos argilosos do Cerrado (Reichardt *et al.*, 1982; Suhet *et al.*, 1986).

Esses valores servem como base para demonstrar como a precipitação pode influenciar na dinâmica do N no solo. Se considerarmos a precipitação média anual de 1.500 mm, comum nas zonas agrícolas brasileiras, o NO_3^- advindo do adubo nitrogenado aplicado pode chegar, em menos de um ano, até a profundidade de 2 metros no solo. Entretanto, a predominância de cargas positivas, advindas dos óxidos de ferro e de alumínio, nos horizontes

subsuperficiais de solos das regiões tropical e subtropical, podem retardar a lixiviação do NO_3^- (Raij & Camargo, 1974).

Além da importância dos ciclos do C e do N, estando o solo numa condição de acidez, original ou após a reacidificação, há ação do H^+ sobre minerais que contêm alumínio (minerais primários ou secundários, óxidos hidratados e outros componentes coloidais). Com sua dissolução, o Al^{3+} passa a fazer parte do complexo de troca, deslocando cátions básicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) e constituindo-se como parte da acidez potencial do solo (Schaetzl & Anderson, 2005). Diferentemente dos demais, o Al^{3+} é considerado um cátion com caráter ácido, pois responde ao aumento do pH através de sua hidrólise, gerando um H^+ a cada nova forma hidrolisada, que evolui da seguinte maneira: $\text{Al}^{3+} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})^{2+} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_2^+ \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_3$ (Coleman & Thomas, 1967).

2.2.3. Induzidos pelos animais

Os animais podem induzir a acidificação do solo por, assim como os produtos agrícolas (grãos, por exemplo), também serem saídas do sistema. Entretanto, a acidificação gerada por esse processo é muito pequena. Estudando bovinos de leite, Hutton *et al.* (1967) verificaram que os animais utilizam apenas 10 a 40% dos nutrientes que ingerem da pastagem. No caso específico de bovinos de corte, em média, a cada 450 kg de peso vivo (PV), há a exportação na carne de apenas 0,6 kg de K, Ca e Mg. Já no caso do N e do P, esse impacto, embora ainda seja pequeno, é maior: 11,4 e 3,0 kg, respectivamente (Haynes & Williams, 1993; Price & Schweigert, 1994).

A principal contribuição da presença de animais, em pastagem, para a acidificação do solo, é pela urina. O fluxo da urina pelo perfil do solo ocorre pelos macroporos, ultrapassando a camada superficial do solo. Alguma nitrificação da urina pode ocorrer e o nitrato lixiviar, restando um H^+ na superfície. No entanto, se a urina ultrapassar a superfície do solo ainda como tal, o pH da superfície não será alterado (Bolan *et al.*, 1991). Williams *et al.* (1990) estimaram que cerca de 15% do N oriundo da urina pode ser perdido da superfície do solo pela drenagem via macroporos.

Para um sistema de pastejo intensivo, que conte com cerca de três bovinos ha^{-1} , estima-se que 230, 180 e 15 $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de K, N e S retorna à

pastagem pela urina (Hutton *et al.*, 1967; Hogg, 1981; Ledgard *et al.*, 1982). No entanto, esse aporte é feito ao solo a uma vazão de $0,2 \text{ L s}^{-1}$ (Goodall, 1951), o equivalente à aplicação de 10 L m^{-2} (Hogg, 1981) ou 200 a 600 kg N ha^{-1} (Black, 1992). Assim, grande parte não chega a ser reciclada pelas plantas, pois é facilmente perdida por lixiviação, pelo fato do retorno ao solo ser de forma concentrada, totalmente solúvel e em uma pequena porção do solo (Haynes & Willians, 1993). Nesse processo, como descrito anteriormente (Item 2.2.2), a acidificação do solo ocorre.

A intensidade de pastejo é um fator decisivo para definir as taxas de acidificação causadas pela presença dos animais, pois quanto maior ela for, resultará em maior mineralização de N (Unkovich *et al.*, 1998) e, se não houver plantas absorvendo ativamente o N da solução do solo, este pode lixiviar e acentuar a acidificação. Além disso, a maior intensidade de pastejo implicará em maior número de animais na mesma área, o que também aumentará a acidificação pela urina eliminada pelos animais (Orr *et al.*, 2011).

2.2.4. Estratégias de mitigação

Gregan *et al.* (1989) e Helyar (1991) fizeram um levantamento de práticas de manejo que visam a minimização dos processos de acidificação do solo. Dentre estas estratégias de mitigação, incluíram o uso de fertilizantes menos acidificantes, o aumento da eficiência de uso dos nutrientes, a redução da perda por lixiviação de nutrientes e a redução da remoção de produtos.

No Brasil, a ureia é o adubo nitrogenado mais utilizado, por apresentar menor custo por unidade de N, em comparação com outras fontes (ANDA, 2011). Estratégias que visam a sua liberação mais lenta, para diminuir as perdas por volatilização, também auxiliam na diminuição do seu potencial acidificante. Dessa forma, a taxa de liberação de N do grânulo de ureia aproxima-se da taxa de absorção pelas plantas (Rawluk *et al.*, 2001; Hirel *et al.*, 2011; Soares *et al.*, 2012), aumentando a eficiência de uso do N e diminuindo a possibilidade de lixiviação como NO_3^- (Tang & Rengel, 2003). Do ponto de vista da acidificação do solo, a utilização de fontes amoniacais deve sempre ser evitada (Barak, 2000).

Segundo Black (1992), é extremamente difícil desenvolver práticas de manejo que controlem a lixiviação de nitrato a ponto de prevenir a acidificação da superfície do solo. A maior parte da água que percola no perfil do solo – responsável pela lixiviação – não flui através dos agregados, mas ao redor deles. A água no interior dos agregados permanece praticamente imóvel. O NO_3^- e outros solutos se movem, lentamente, por difusão, entre o interior dos agregados e a solução externa (Addiscott, 2004). Assim, sistemas que aumentem o estado de agregação do solo, comumente aliados ao aumento do estoque de C do solo (Campos *et al.*, 1995; Silva & Mielniczuk, 1997; Plaza-Bonilla *et al.*, 2013), podem auxiliar no sentido de diminuir a lixiviação do NO_3^- .

Além disso, a inserção de espécies ou modificações de manejo que estimulem o contínuo crescimento da parte aérea e das raízes até camadas mais profundas – como o pastejo de espécies forrageiras ou o plantio de espécies arbóreas – auxiliam na diminuição das taxas de reacidação do solo (Passioura & Ridley, 1998; Coventry *et al.*, 2003). Isso se traduz, além de menor acidez do solo, em uma maior eficiência do uso da água, um dos desafios para o futuro da humanidade (Oki & Kanae, 2006).

Em áreas de colheita de feno ou silagem, se faz necessário ter uma estratégia pré-definida para conter a reacidação do solo, que é muito maior pela grande quantidade de produto removida. Recomenda-se, como uma medida amenizadora, que os dejetos dos animais que consomem esse produto sejam redistribuídos na área de produção, para devolver, ao menos em parte, a alcalinidade (Helyar, 1991). Em sistemas com pastagens, é importante manter intensidades de pastejo adequadas, que favoreçam a ciclagem e a reciclagem de nutrientes (Haynes & Willians, 1993).

2.3. Aplicação superficial de corretivos da acidez

A partir da mudança do preparo convencional do solo para o SPD, muitas práticas agrícolas começaram a serem revistas, alteradas e, logicamente, reestudadas (Anghinoni, 2007). A correção da acidez do solo foi uma delas. No preparo convencional, essa prática era realizada com a incorporação do corretivo na camada de 0 a 20 cm do solo. Isso porque a rocha calcária, o corretivo mais utilizado na agricultura, caracteriza-se como de

baixa solubilidade em água e um dos mecanismos para aumentar a sua eficiência é justamente o aumento da área de contato entre o solo e o corretivo (Quaggio, 2000; Wiethölter, 2000).

Com o advento do SPD, sendo uma de suas premissas a mínima mobilização do solo, o calcário começou a ser aplicado sobre a sua superfície. Desse modo, há formação de uma frente de correção da acidez, cuja ação corretiva, ao longo do perfil, depende de uma série de fatores, que podem ser manejados ou não (Edmeades & Ridley, 2003). Por isso, ainda existem muitos questionamentos a respeito do manejo mais adequado para o controle da acidez do solo em SPD.

2.3.1. Calagem

Como explanado nos itens anteriores, os solos ácidos estão presentes em abundância nas novas fronteiras agrícolas e a sua acidificação é um processo recorrente nos agroecossistemas em geral, dependente dos cultivos e dos manejos que são realizados na área. Para a boa produção das culturas, a aplicação de corretivos é necessária, e o intervalo de reaplicação é dependente da taxa de reacidificação do sistema (Verburg *et al.*, 2003).

A grande questão da aplicação de calcário na superfície é a eficiência do processo na correção do perfil do solo. Isso se torna ainda mais importante se analisarmos o saldo líquido de prótons no perfil do solo, decorrentes dos processos de acidificação, cuja dinâmica é, na maioria das vezes, similar ao apresentando na Figura 4.

Em solos onde há retorno de material orgânico à superfície, como naqueles em SPD, estabelece-se uma estratificação da acidez do solo, sendo menor na superfície e maior em subsuperfície. McLaughlin *et al.* (1990) relatam que as causas da formação dessa superfície menos ácida é o retorno de ânions orgânicos via material vegetal e fezes, oxidação dos ânions orgânicos na superfície, excreção de prótons por leguminosas em maiores profundidades e a falta de fauna para misturar o solo. A acidificação na superfície do solo, local de maior ação do corretivo aplicado superficialmente, também é menos intensa por causa do efeito alcalinizante e complexante de Al da decomposição

dos resíduos (ver Item 2.3.3). Assim, se faz necessário que o corretivo aplicado em superfície, em SPD, tenha efeito em camadas mais profundas do solo.

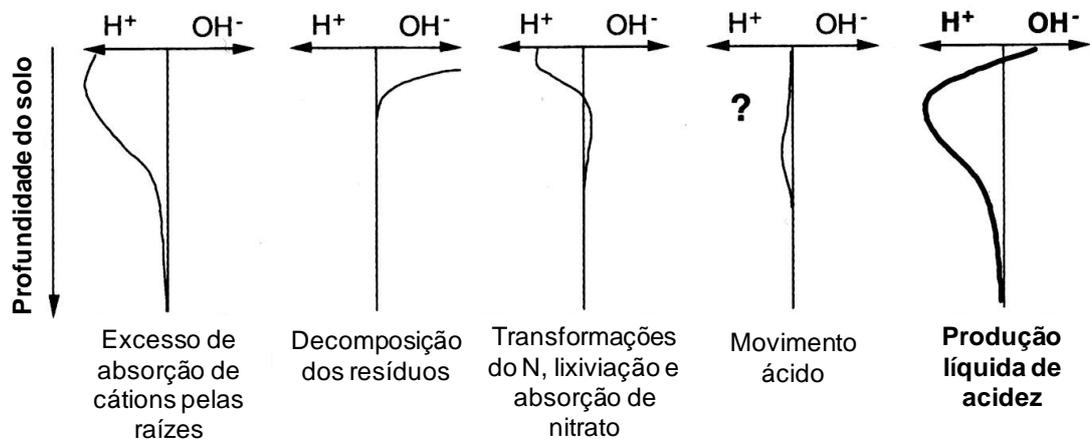


Figura 4. Representação esquemática da dinâmica dos mecanismos para a acidificação no perfil do solo. Fonte: Tang & Rengel (2003).

Segundo alguns autores (Helyar, 1991; Sumner *et al.*, 1994; Rheinheimer *et al.*, 2000; Caires *et al.*, 2005), a amenização da acidez abaixo da camada de aplicação do calcário só ocorre quando o pH do solo atinge valores entre 5,0 e 5,6 na zona de dissolução do corretivo. Assim, doses maiores do que aquelas necessárias para neutralizar a acidez da camada superficial são necessárias para corrigir também a camada subsuperficial. Exemplo disso é o trabalho realizado por Conyers & Scott (1989), que encontraram substancial aumento no pH abaixo da camada aplicada, após cinco anos, com a utilização de 8 Mg ha^{-1} de calcário. Entretanto, com dose quatro vezes menor, não houve efeito abaixo da camada de aplicação. Desse modo, em solo já corrigido, a reaplicação superficial de calcário pode proporcionar melhoria mais acentuada na acidez do perfil, por facilitar a movimentação do calcário em direção a camadas mais profundas (Edmeades & Ridley, 2003; Caires, 2010).

As pesquisas acerca do tema já são realizadas há muito anos em países como a Nova Zelândia, onde a base dos sistemas agropecuários são pastagens perenes que, assim como o SPD, devem ter o mínimo revolvimento do solo. Doak (1941) obteve a acidez do solo corrigida até a camada de 15 a 25 cm com aplicação de apenas 2 Mg ha^{-1} de calcário, em clima com

precipitação anual de 800 mm. Esse efeito chegou até essa camada dois anos após a calagem e, seu máximo efeito, ocorreu quatro anos após. Mais recentemente, Wheeler (1997a) reportou resultados similares em condições muito semelhantes, porém com dose maior de calcário ($7,5 \text{ Mg ha}^{-1}$). O máximo efeito da aplicação superficial no pH do solo ocorreu aos 2, 5, 12 e 15 anos após, para as profundidades de 0 a 5, 5 a 10, 10 a 15 e 15 a 20 cm, respectivamente. Em outro trabalho, o mesmo autor (Wheeler, 1997b), simulando diferentes precipitações, encontrou que com a precipitação de $1.500 \text{ mm ano}^{-1}$ (condições similares a da maioria das regiões brasileiras), esse processo é catalisado, podendo aumentar as taxas de descida encontradas, que podem atingir de $2,5$ a $1,3 \text{ cm ano}^{-1}$.

No Brasil, as pesquisas são mais recentes e alguns estudos constataram que os efeitos da calagem superficial são mais pronunciados apenas até 5 cm de profundidade (Rheinheimer *et al.*, 2000a,b; Amaral *et al.*, 2004a). Entretanto, em outras pesquisas (Oliveira & Pavan, 1996; Caires *et al.*, 2000; Petrere & Anghinoni, 2001; Gatiboni *et al.*, 2003; Caires *et al.*, 2008a,b), os efeitos do calcário aplicado na superfície sobre o pH, cálcio, magnésio e alumínio trocáveis, atingiram camadas mais profundas do solo (40 cm ou mais). As respostas apresentam essa discrepância, pois, além da dose e do tempo de corrido, há dependência de muitos outros fatores, como: incidência de chuvas, textura, estrutura (presença de macro e bioporos) e condutividade hidráulica do solo, presença de fauna edáfica que realize a mistura de diferentes camadas, manejo e rotação de culturas, quantidade de resíduos aportados, dentre outros (Edmeades & Ridley, 2003).

2.3.2. Mecanismos de descida do calcário

Revisões foram feitas, nos últimos vinte anos (Sumner, 1994; Scott *et al.*, 2000; Caires, 2010), a respeito dos mecanismos – químicos, físicos e biológicos – pelos quais a calagem superficial pode afetar a acidez do solo abaixo da camada de aplicação. Todas concluíram que os resultados acumulados são muito variáveis para predizer uma recomendação definitiva em termos de o quão rápido e até qual camada, os efeitos da calagem são percebidos. Apesar disso, unanimemente, são apontados dois mecanismos

principais que determinam a dinâmica do calcário no SPD: a descida de partículas do corretivo por poros contínuos do solo e a movimentação iônica de produtos resultantes da dissolução do calcário (cálcio e magnésio) por ânions solúveis orgânicos ou inorgânicos. No entanto, o que de fato ocorre é a ação simultânea desses mecanismos, dificultando sua quantificação de forma isolada.

a) Movimentação vertical de partículas

O aumento, ao longo do tempo, nos estoques de C do solo e a permanência constante de resíduo e/ou plantas na superfície, melhora o estado de agregação do solo (Campos *et al.*, 1995; Silva & Mielniczuk, 1997; Castro Filho *et al.*, 1998). Os agregados ficam maiores e menos densos, aumentando a infiltração de água no solo e facilitando o carregamento de partículas finas de corretivo para camadas subsuperficiais.

Amaral *et al.* (2004b) demonstraram essa dinâmica em estudo realizado em vasos. Amostras indeformadas de um Cambissolo Húmico aluminoso argiloso, há cinco anos em SPD, foram coletadas em colunas de PVC (altura = 20 cm). Na superfície, aplicou-se dose equivalente a 12 Mg ha⁻¹ de calcário, utilizando apenas partículas mais finas (0,105 a 0,053 mm). Chuvas de 35 mm foram simuladas durante quatro semanas. A quantidade de calcário recuperado chegou a 10,9% do total adicionado. Embora esse trabalho tenha sido fundamental para elucidar a existência da movimentação vertical pelo fluxo de água no solo, esse mecanismo precisa ser mais bem estudado em condições de campo, considerando diferentes condições de solo, clima e tempo de adoção do SPD (Caires, 2010).

b) Adição de fertilizantes nitrogenados

Outro mecanismo – que, por poder ser manejado pelos técnicos e produtores, também pode ser chamado de estratégia – consiste da aplicação de calcário e adubo nitrogenado de fonte amoniacal ou amídica. Quando esses fertilizantes são aplicados no solo calcariado, a maioria do NH₄⁺ é convertido em NO₃⁻, pelo pH mais alto favorecer as bactérias nitrificadoras (Adams & Martin, 1984). A acidez gerada (processo 2.6 da Tabela 1) auxilia na dissolução do calcário, resultando na lixiviação de sais como o Ca(NO₃)₂, quando o fluxo

preferencial de água, em dado momento, for descendente (Caires, 2010). De fato, o excesso de adubação nitrogenada (de fonte amídica ou amoniacal) na ausência de calagem leva a uma severa acidificação do subsolo. No entanto, quando as práticas são combinadas, sobretudo com uma dose alta de calcário, a camada subsuperficial tem seus atributos de acidez melhorados (Farina, 1997), tanto pelo aumento das bases em profundidade e diminuição da atividade do Al, como pela absorção do nitrato em camadas mais profundas (processo 2.7 da Tabela 1).

Entretanto, para culturas muito sensíveis à acidez essa estratégia pode não ser viável, sendo preferencial o uso com gramíneas tolerantes (Caires, 2010). Em nível mundial, muitas pesquisas já foram feitas e comprovaram a ação desse mecanismo (Abruna *et al.*, 1964; Adams *et al.*, 1967; Weir, 1975), mas ele tem sido pouco estudado no Brasil, sobretudo em áreas em SPD. Em um dos poucos estudos, Rosolem *et al.* (2003) aplicaram calcário (equivalente a $2,8 \text{ Mg ha}^{-1}$) superficialmente em vasos com Latossolo Vermelho, que foi coletado na camada de 0 a 20 cm e homogeneizado. Entretanto, o único atributo de acidez apresentado foi o pH, que teve aumento nas profundidades de 20 e 30 cm, quando as doses de N foram de 50 e 100 kg ha^{-1} e não houve aumento quando a dose foi de 150 kg N ha^{-1} , provavelmente devido à preponderância do efeito acidificante do adubo (sulfato de amônio). Feldhaus (2006) verificou como a lixiviação de NO_3^- pode influenciar a correção da acidez do subsolo com a calagem superficial. A adubação nitrogenada (nitrato de amônio) levou à diminuição dos teores de Ca^{2+} trocável e da saturação por bases na camada superficial, mas a melhoria da acidez no subsolo com a calagem não foi influenciada pela lixiviação de NO_3^- . Assim, o autor concluiu que a melhoria da acidez do subsolo em SPD, após 11 meses da calagem em superfície, parece não ter relação com a aplicação de fertilizantes nitrogenados nesse período.

c) Mobilização química por compostos orgânicos

Em SPD, os resíduos remanescentes no solo, aliado à ausência de revolvimento, podem mobilizar cátions no solo e catalisar a ação da aplicação superficial de calcário. Isso ocorre porque esse manejo diminui a taxa de decomposição dos resíduos orgânicos, com os ligantes orgânicos sendo

preservados e passíveis de serem lixiviados na forma aniônica, juntamente de cátions básicos. No subsolo, esse cátion pode ainda ser deslocado pelo Al^{3+} , que tem maior afinidade pelos ligantes orgânicos e, desse modo, fica complexado (Miyazawa, 2000). Esse mecanismo é mais eficiente para plantas que tem apenas a finalidade de cobertura do solo, comparativamente ao resíduo de plantas que tiveram seus grãos colhidos. Nas plantas de cobertura, por não ocorrer exportação, o acúmulo de ácidos orgânicos solúveis de baixo peso molecular é maior (Franchini *et al.*, 1999a, 1999b; Miyazawa, 2000; Soratto & Crusciol, 2007; Castro *et al.*, 2012).

Cassiolato *et al.* (2000) estudaram a influência do resíduo de aveia-preta – planta de cobertura de ampla utilização em SPD no subtropical brasileiro – em colunas de PVC com Latossolo Vermelho ácido com baixo conteúdo de C orgânico e alto de areia. A dose de calcário aplicada superficialmente foi o dobro do necessário para neutralizar a acidez potencial (H+Al). Na ausência de resíduos, o efeito da correção se limitou a profundidade de 10 cm. Já na presença do resíduo (equivalente a 10 Mg ha^{-1}), houve aumento do pH e de Ca^{2+} e diminuição do Al^{3+} até 25 cm de profundidade. No mesmo solo, mas com uma dose de calcário duas vezes menor, Franchini *et al.* (2001) encontraram que a calagem, na ausência de resíduos, melhorou as condições de acidez apenas na camada de 0 a 5 cm. Já na presença de restos culturais de aveia-preta e nabo forrageiro, esse efeito foi até 20 cm.

Por outro lado, Amaral *et al.* (2004a), em um Cambissolo Húmico argiloso em SPD durante cinco anos, verificaram que o equivalente a 10 Mg ha^{-1} de resíduos de aveia-preta, ervilhaca e nabo forrageiro, com ou sem calcário (13 Mg ha^{-1}), não tiveram efeito algum na correção da acidez em subsuperfície. Esses autores investigaram a presença dos ácidos orgânicos de baixo peso molecular na solução do solo e no lixiviado, e não foram encontrados valores detectáveis. Igualmente, Moraes *et al.* (2007), aplicando materiais vegetais e soluções com ácidos orgânicos, não verificaram contribuição para acelerar a movimentação dos produtos da dissolução do calcário para as camadas subsuperficiais.

Esses compostos já foram encontrados em diversas pesquisas na solução de solos de clima temperado (Hue *et al.*, 1986; Pohlman & McColl, 1988; Bissani, 2000). No entanto, nas pesquisas realizadas no Brasil, sua

presença só foi detectada no resíduo vegetal, fato atribuído à maior atividade microbiana dos solos tropicais e subtropicais, que rapidamente utilizam essas moléculas. Sendo assim, os efeitos que esses compostos possuem na dinâmica química dos solos ácidos tropicais e subtropicais são de curto prazo (Miyazawa *et al.*, 1993).

De fato, esse ainda é um assunto que precisa ser mais bem investigado em condições de campo e em longa duração. Nos últimos anos, vem crescendo as hipóteses de que a mobilidade pode se dar pela associação de cátions básicos com moléculas orgânicas mais complexas e persistentes no solo, como os ácidos fúlvicos (Salet, 1998; Caires, 2010). Durante o transporte pelo perfil do solo, ânions orgânicos de baixo peso molecular são rapidamente decompostos para CO_2 e H_2O (Binkley & Richter, 1987). Os ácidos fúlvicos, mais estáveis, podem ser lixiviados e se mover no perfil do solo, podendo também serem adsorvidos nos óxidos de ferro por troca de ligantes com o OH^- , neutralizando um H^+ (Parfitt *et al.*, 1977). O fulvato de cálcio, por exemplo, é um composto estável e igualmente móvel no perfil do solo, com a liberação lenta do Ca^{2+} (Watt *et al.*, 1991; Liu & Hue, 1996). Em estudo com Latossolo Vermelho argiloso, com SPD de longo prazo, Zambrosi *et al.* (2007) encontraram que a disponibilidade de Ca^{2+} é regulada pela disponibilidade de C orgânico dissolvido (COD), devido à formação de complexos Ca-COD, que podem estar associados ao ácidos fúlvicos.

2.3.3. Papel dos resíduos orgânicos

De acordo com Hunter *et al.* (1995), a acidez de um solo pode ser corrigida tanto pela calagem quanto pela adição de adubo verde, especialmente em solos de cargas dependentes de pH. Em áreas de agricultura incipiente ou países em desenvolvimento, a primeira alternativa pode ser muito onerosa ou até indisponível, tornando a segunda opção uma alternativa mais viável (Hue, 1992). Como exemplo, pesquisas foram realizadas na Índia e Indonésia, com adição de resíduos orgânicos na cultura do arroz, demonstrando haver um efeito positivo na absorção de fósforo e na produção de matéria seca (Hundal *et al.*, 1987; Tropsoils, 1987). No SPD, comumente são observados perfis de solo com uma superfície menos ácida e uma

subsuperfície mais ácida, como ilustrado na Figura 4. Essa dinâmica é resultado do retorno de ácidos orgânicos no material vegetal que propiciam um melhor ambiente para o crescimento das plantas (Wong & Swift, 2003).

No início das pesquisas acerca do tema, Hoyt & Turner (1975) afirmavam que a liberação de NH_3 , advindo da decomposição do N orgânico, era o fator determinante para o aumento do pH do solo. Anos depois, Hue & Amien (1989) creditaram parte da elevação do pH ao ambiente redutor gerado, reduzindo elementos com o manganês (Mn) e o ferro (Fe) e consumindo H^+ . Já Bessho & Bell (1992) concluíram que os cátions aportados ao solo pelo resíduo orgânico deslocariam o Al^{3+} e aumentariam a saturação por bases. Como consequência, o pH subiria. Barekzai & Mengel (1993) argumentaram que a decomposição pelos microrganismos de ânions orgânicos, com seus grupos carboxílicos, seria a principal responsável pelo aumento do pH. Hue (1992), estudando a aplicação de cama de aviário, demonstrou que este material tem o mesmo poder de corrigir a acidez do solo que o calcário. Entretanto, embora a produção de matéria seca tenha sido a mesma, o efeito não foi similar na nutrição das plantas (menor com cama de aviário), levando a crer que o resíduo orgânico possui substâncias estimulantes ao crescimento da planta (Chen & Aviad, 1990). Posteriormente, Marschner & Noble (2000) concluíram que a rápida neutralização da acidez após a adição de resíduos não é devido a reações simples de troca. Reações de protonação dos ânions orgânicos e grupos funcionais são os processos dominantes e, em curto prazo, a mineralização de compostos orgânicos solúveis contendo cátions básicos, parece ser o processo mais importante para a ação corretiva.

De fato, o acréscimo no pH do solo ocorre imediatamente após a adição de materiais vegetais, acompanhado do decréscimo na concentração do Al trocável e de sua saturação e acréscimo da CTC (Miyazawa *et al.*, 1993; Wong *et al.*, 1998; Franchini *et al.*, 1999a; Marschner & Noble, 2000). Esse processo é meramente químico, independentemente da atividade biológica ou decomposição do material, e será tão maior quanto mais diferente for o pH dos resíduos e do solo (Tang & Yu, 1999). Assim, solos com pH acima daquele dos resíduos irão sofrer um efeito acidificante e, solos com pH abaixo, irão sofrer efeito alcalinizante.

Compostos, fezes, palha vegetal, dentre outros materiais orgânicos, possuem ácidos fúlvicos e húmicos com grupos funcionais como o carboxílico, que são capazes de consumir e liberar prótons, de acordo com seu pK_a e o pH do meio (Stevenson & Vance, 1989). Deste modo, o aumento do pH dos solos ácidos ocorre devido a um fluxo de prótons, do solo para os sítios da matéria ou material orgânico. O tempo necessário para ocorrerem esses processos é muito variável (8 a 147 dias), dependendo do tipo de material orgânico, quantidades aplicadas e características do solo (Pocknee & Sumner, 1997; Wong *et al.*, 2000). Especificamente, para a diminuição da fitotoxidez de Al, Hue (1992) relata que ela pode ser dar de duas formas: 1) precipitação do Al pelo OH^- liberado na reação entre ligante orgânico e óxidos da fase sólida (troca de ligantes); e 2) complexação do Al pelas moléculas orgânicas.

Embora apenas com processos meramente químicos haja o aumento do pH e melhorias das condições de acidez, os microrganismos também podem desempenhar funções importantes. Materiais ricos em N orgânico como as folhas de soja (29 g N kg^{-1} , relação C/N = 17) resultam em um pico mais rápido e pronunciado de correção de acidez, que decresce ao longo do tempo. Isso porque a amonificação (processo 2.2 da Tabela 1) é um importante fator para o aumento do pH, devido ao consumo de prótons. A taxa de amonificação depende de seu conteúdo de lignina e polifenóis e da relação C/N do material, sendo mais lenta quando ela for > 30 . Esse deve ser um efeito temporário, devido à nitrificação, com posterior absorção pelas plantas, fechando o ciclo do N (Wong & Swift, 2003; ver Figura 3). Recentemente Butterly *et al.* (2013) demonstraram que após a aplicação de resíduos, a acidificação gerada pelo ciclo do N não excedeu a produção de alcalinidade, mesmo para aqueles materiais com baixa relação C/N.

Segundo Marschner & Noble (2000), o efeito corretivo de um resíduo está diretamente relacionado com a alcalinidade das cinzas (*ash alkalinity*), ou seja, com o conteúdo de cátions básicos do material vegetal. Assim, plantas que absorvem mais cátions do que ânions, como as leguminosas (Vitti & Trevisan, 2000; Tang *et al.*, 1997; Wong & Swift, 2003), teriam um maior potencial de corrigir a acidez do solo. Franchini *et al.* (1999b) estudaram a correção do perfil do solo com aplicação de soluções puras de ácidos orgânicos, resíduo de aveia-preta e resíduo de nabo forrageiro (*Raphanus*

sativus L.). O nabo forrageiro, uma espécie da família das *Brassicaceae*, que também se caracteriza pela alta absorção de cátions básicos, foi o material que apresentou o maior poder corretivo, elevando o pH do solo de 4,1 até 6,0 na camada de 0 a 5 cm.

Além do papel direto dos resíduos, indiretamente eles também podem colaborar na atenuação da acidez do solo. A palha sobre a superfície é fonte de alimento para minhocas, componente da fauna do solo importante para misturar camadas e transferir a alcalinidade da superfície para a subsuperfície (Helyar, 1991; Lee, 1985). Entretanto, esse é um mecanismo que ocorre preferencialmente se o solo estiver corrigido, pois a acidez reduz drasticamente a biomassa de minhocas (Ma *et al.*, 1990).

2.3.4. Resposta das plantas

Brown *et al.* (2008) relatam que em SPD consolidado há pouca ou nenhuma resposta das culturas à calagem, pelo tamponamento do pH devido à decomposição de resíduos e pela complexação do alumínio tanto na fase sólida como líquida do solo, conforme anteriormente demonstrado por Salet (1998) e Salet *et al.* (1999). No entanto, aqueles autores ressaltam que em sistemas onde há o uso contínuo de fertilizantes amoniacais, haverá o declínio do pH e sugerem que alguma forma de seu controle deve ser considerada.

A resposta das culturas à correção da acidez do solo, através da reaplicação superficial de calcário, ainda não está suficientemente esclarecida, uma vez que depende do estado de acidez do solo, da dose aplicada, do manejo adotado na área e da sensibilidade das culturas ao alumínio. Diferentemente do preparo convencional, no SPD os atributos de acidez do solo não possuem uma relação clara com a resposta das culturas à aplicação de calcário, sobretudo em anos sem deficiência hídrica (Caires *et al.*, 2001; Tissi *et al.*, 2004). De modo geral, a resposta das plantas pode ser avaliada, basicamente, pela produção de matéria seca da parte aérea, pela produtividade de grãos e pelo crescimento radicular.

Para exemplificar como a combinação dos fatores anteriormente citados interfere na resposta de determinada cultura à aplicação superficial de calcário, em trabalhos realizados em Latossolos ácidos do Sul do Brasil sob

SPD, o aumento na produtividade variou de 6 a 42% para soja (Oliveira & Pavan, 1996; Caires *et al.*, 2003), de 2 a 15% para milho (Caires *et al.*, 2002a; Pöttker & Ben, 1998) e < 1 a 34% para trigo (Caires *et al.*, 2002b; Caires *et al.*, 2000). Já o trabalho realizado por Caires *et al.* (2005) evidencia a importância da calagem em anos com deficiência hídrica. A produção de trigo, mesmo com longo estresse hídrico na fase vegetativa e logo após o florescimento, aumentou 200% (1,25 para 3,75 Mg ha⁻¹) em área cuja aplicação de calcário foi realizada há 10 anos em relação à não corrigida. Por essas razões que a calagem superficial em SPD vem sendo tratada com muito cuidado pelos pesquisadores da área, pois é necessário que os critérios para recomendação sejam baseados em estudos de longo prazo, que levem em conta condições meteorológicas diferenciadas.

Edmeades & Ridley (2003) compilaram dados de resposta à calagem superficial, e chegaram às conclusões conceituais apresentadas na Tabela 2. Dentre as principais culturas utilizadas no SPD no Brasil, esses autores e outros (Fageria & Barbosa Filho, 1987; Buresh *et al.*, 1997) atribuem a seguinte classificação: 1) sensíveis: canola, trigo, cevada e soja; 2) tolerantes: azevém, milho e arroz; 3) muito tolerante: aveia. Entretanto, esses são dados gerais, pois dentro das espécies, o melhoramento genético irá impor uma resposta diferenciada para cada cultivar.

Conforme pode se observar (Tabela 2), uma espécie sensível tem grande probabilidade de responder à calagem se a acidez da camada superficial é a única limitação. Reciprocamente, a expectativa de resposta é pequena para culturas tolerantes. Se o solo possui a camada subsuperficial muito ácida, uma espécie sensível e com raízes profundas, como a soja, não irá responder à calagem se apenas a camada superficial do solo for corrigida. Essa interação entre tolerância à acidez, tolerância à seca e profundidade de raízes é a maior fonte de variação entre as plantas para as respostas à aplicação superficial de calcário.

Outra forma de se avaliar a resposta das culturas é pelo teor foliar de nutrientes. Em SPD, pelo solo estar tamponado e o Al³⁺ complexado devido ao efeito da MO, as respostas à calagem podem não ocorrer pelo efeito da acidez nas plantas, mas pela deficiência de Ca e Mg, macronutrientes exigidos em grandes quantidades pelas plantas e supridos quase que somente pelo

calcário. Além disso, como abordado anteriormente, outros elementos essenciais às plantas e os próprios microrganismos são influenciados pelo pH do solo e podem ter sua disponibilidade melhorada com a calagem (Raij, 2011).

Tabela 2. Probabilidade de resposta à calagem, dependendo das camadas ácidas, tolerância da planta e profundidade de suas raízes

Acidez no solo	Tolerância da planta	Profundidade das raízes	Resposta à calagem ⁽¹⁾
Apenas superficial	Sensível	Superficiais	Alta
		Profundas	Alta
	Moderada	Superficiais	Baixa ou nula
		Profundas	Baixa ou nula
Superficial e subsuperficial	Sensível	Superficiais	Dependente da profundidade das raízes no subsolo sem acidez
		Profundas	Sem
	Moderada	Superficiais	Baixa
		Profundas	Moderada se a calagem aumenta a proliferação de raízes e, assim, o acesso aos nutrientes

⁽¹⁾ Presumindo-se que calcário suficiente foi aplicado para corrigir a limitação por acidez da maior parte ou toda a camada superficial do solo.

Fonte: traduzido de Edmeades & Ridley (2003).

Joris *et al.* (2012) verificaram que a aplicação superficial de calcário, além de aumentar a produtividade e o crescimento radicular, também aumentou a nutrição de milho e soja. Entretanto, esses autores salientam que os efeitos são ainda mais importantes quando da ocorrência de déficit hídrico, pois, nessas situações, a toxidez de Al se pronuncia e compromete o crescimento de raízes e a nutrição das plantas. Caires & Fonseca (2000), associaram a alta produção de soja em solo ácido à boa nutrição das plantas em anos de disponibilidade hídrica adequada. Entretanto, encontraram redução na absorção de micronutrientes pela soja, como o zinco e o manganês, após a calagem superficial. Doses de calcário que elevem muito o pH da camada superficial do solo podem acarretar nesse problema, pois os micronutrientes tem sua disponibilidade diminuída em pH alto, com a formação de complexos de esfera interna (McBride, 1994).

2.4. Acidez do solo e aplicação de calcário em sistemas integrados de produção agrícola e pecuária

Na literatura, frequentemente são encontrados trabalhos que enfocam a calagem superficial em áreas de pastagem de forma isolada ou em áreas de pastagem que foram transformadas em lavoura (Gatiboni, 1999; Kaminski *et al.*, 2000; Rheinheimer *et al.*, 2000a; 2000b). São escassos os trabalhos que avaliam os efeitos da calagem superficial e, sobretudo, o entendimento dos processos de acidificação em sistemas de ILP em SPD. O animal em pastejo modifica os fluxos no sistema solo-planta-atmosfera, impondo heterogeneidade na distribuição espacial dos nutrientes, via pastejo seletivo e deposição de excrementos (Anghinoni *et al.*, 2011; Carvalho *et al.*, 2011b).

O pastejo de plantas forrageiras estimula o crescimento de suas raízes (Lorenz & Rogler, 1967) que irão contribuir no aumento do solo rizosférico e exsudação de ligantes orgânicos (Curl & Truelove, 1986). Após sua decomposição, as raízes contribuem também no maior volume total de macroporos e na sua continuidade ao longo do perfil (bioporos) (Stirzaker *et al.*, 1996). A presença de galerias resultantes da ação de insetos do solo, que já era sabido ser maior no SPD do que no preparo convencional (Gassen & Kochhann, 1998), também ganha maior magnitude com a presença do animal, com a ação de insetos incorporadores de esterco (Edwards *et al.*, 1988; Silva *et al.*, 2011). Galbiati *et al.* (1995), analisando besouros do esterco em pastagens brasileiras, concluíram que a presença desses insetos, por catalisar a decomposição e incorporação das fezes, aumenta o pH e os teores de fósforo, potássio, cálcio, magnésio e matéria orgânica e diminui a toxidez por Al.

Silva (2012) constatou que em pastejo intenso (10 cm de altura de manejo da pastagem), a área coberta com placas de fezes a cada ciclo é de quase 2%. No entanto, por sua disposição concentrada e conteúdo fibroso (celulose, hemicelulose e lignina), o tempo de meia-vida da fração lábil pode variar entre 20 a 77 dias e, a fração recalcitrante, 255 a 485 dias (Assmann, 2013). Assim, continuamente há a geração e liberação para o solo de compostos orgânicos oriundos do esterco. Esses compostos possuem uma alta

capacidade de complexar alumínio em solução (Haynes & Molokobate, 2001) e, da mesma forma que os exsudados das raízes, também colaboram na mobilidade dos cátions básicos no perfil (Li & Hue, 1996). Iyamyremye & Dick (1996), comparando a MO solúvel de resíduos vegetais e de esterco, encontraram peso molecular cerca de três vezes maior no resíduo de origem animal, o que evidencia a maior magnitude de sua ação.

Essa dinâmica diferenciada que ocorre com a presença do animal, poderá influenciar a resposta do solo e das culturas à aplicação superficial de calcário, em relação ao SPD. A maior quantidade de bioporos facilitaria a descida de partículas do corretivo, ao passo que os exsudados das raízes e produtos da decomposição do esterco, além da ação da fauna do solo, contribuiriam na complexação do Al^{3+} e na formação de compostos solúveis com Ca^{2+} e Mg^{2+} , aumentando a mobilidade desses cátions no perfil. Pádua *et al.* (2006) verificaram que a mobilidade do calcário aplicado na superfície era maior em áreas cujo uso anterior era com espécies arbóreas, mata nativa ou pastagem, em relação àquelas com culturas agrícolas anuais.

Por outro lado, em sistemas de ILP, ao contrário do SPD apenas com plantas de cobertura no inverno, objetiva-se um maior crescimento contínuo do pasto ao longo do ciclo, que irá se refletir em maior consumo por parte do animal e, conseqüentemente, maior ganho de peso (Favoretto *et al.*, 1985; Soares & Restle, 2002). Para isso, doses elevadas de N são requeridas pela pastagem, contribuindo na acidificação do solo pela lixiviação de NO_3^- , sobretudo em intensidades de pastejo inadequadas (Unkovich *et al.*, 1998). Aliado a isso, a urina do animal aumenta a magnitude da ocorrência desse fenômeno (Black, 1992), modificando também a dinâmica da solução do solo (Haynes & Williams, 2006). Além disso, o pisoteio animal em altas intensidades de pastejo e em solo úmido, pode causar redução da macroporosidade e redução da taxa de infiltração da água no solo, permanecendo em camadas superficiais (Tanner & Mamaril, 1959; Trein *et al.*, 1991; Lanzasova *et al.*, 2007).

Flores *et al.* (2008) verificaram anteriormente no mesmo protocolo experimental, que a presença dos animais favoreceu os efeitos em profundidade da calagem superficial, tendo sua resposta máxima nos atributos de acidez aos 24 meses após a aplicação. Nesse período, os tratamentos com

diferentes intensidades de pastejo alcançaram, em média, melhorias nos atributos de acidez até 20 cm, enquanto que as áreas sem presença de animais alcançaram somente até 15 cm. Essa maior descida na área com pastejo foi explicada pelos autores pela presença do esterco e a produção de ácidos orgânicos de baixo peso molecular de origem dos resíduos animais (Baziramakenga & Simard, 1998) em adição aos provenientes dos resíduos vegetais (Kochian, 1995; Ma *et al.*, 2001) e a alguma ação sinérgica do pastejo pela exsudação de compostos orgânicos.

Recentemente, Flower & Crabtree (2011) estudaram a ação subsuperficial do calcário aplicado na superfície, influenciado por diferentes níveis de revolvimento do solo na semeadura em solo previamente em SPD. Esses autores verificaram que, onde havia maior revolvimento, os efeitos de correção alcançaram camadas mais profundas do solo. Na ILP, o solo sofre um adensamento após o período de pastejo, principalmente nas maiores intensidades (Conte *et al.*, 2011). Apesar de esse efeito ser revertido após o cultivo de soja (solo retorna à condição original), por ocasião da semeadura da cultura haverá maior mobilização do solo nas áreas pastejadas, justamente pela maior resistência imposta pelo solo (Conte *et al.*, 2008), o que também poderia auxiliar na descida do efeito do corretivo.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Localização geográfica, clima, solo e histórico

Os estudos referentes a este trabalho foram realizados em protocolo experimental que está sendo conduzido na Fazenda do Espinilho (Agropecuária Cerro Coroadó), localizada no município de São Miguel das Missões/RS, na região do Planalto Rio-Grandense (29°03'10" S latitude, 53°50'44" O longitude). A altitude do local é de 465 m e 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 suavemente ondulado e a localização na paisagem é topo de colina, com declividade entre 0,02 a 0,10 m m⁻¹.

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 (540, 270 e 190 g kg⁻¹ de argila [$< 0,002$ mm], silte [$\geq 0,002$ e $< 0,02$ mm] e areia [$\geq 0,02$ mm], respectivamente). O teor de ferro solúvel em ditionito-citrato-bicarbonato e em oxalato de amônio é de 110,2 e 5,2 g kg⁻¹, respectivamente (Silva Neto *et al.*, 2008).

Antes da instalação do experimento, a área vinha sendo cultivada em plantio direto desde 1993. Em novembro de 2000, o solo foi analisado

(Tabela 3) e a soja implantada. A primeira entrada dos animais na área, de aproximadamente 22 hectares, ocorreu em junho de 2001, iniciando o sistema que consiste em pastagem de aveia-preta (*Avena strigosa*) + azevém (*Lolium multiflorum*), de maio a novembro (período hibernal) e soja (*Glycine max*) de novembro a maio (período estival).

Tabela 3. Atributos químicos do solo antes da implantação do experimento (novembro de 2000)

Camada	pH- H ₂ O ⁽¹⁾	MO ⁽²⁾	Cátions			H+Al	K ⁽⁴⁾	P ⁽⁴⁾	V ⁽⁵⁾	m ⁽⁶⁾
			trocaíveis ⁽³⁾							
			Ca	Mg	Al					
-- cm --		g kg ⁻¹	----- cmol _c dm ⁻³ -----				- mg dm ⁻³ -	----	%	-----
0 a 5	4,9	4,2	6,2	1,3	0,3	8,7	240	13	48	4
5 a 10	4,6	3,5	4,8	1,8	0,6	9,7	119	10	41	9
10 a 15	4,6	2,6	4,1	2,2	0,7	9,7	88	5	40	11
15 a 20	4,6	2,6	4,0	1,1	1,0	10,1	55	4	34	17

⁽¹⁾ Relação 1:1; ⁽²⁾ Matéria orgânica; ⁽³⁾ Cálcio, magnésio e alumínio trocaíveis (KCl 1 mol L⁻¹); ⁽⁴⁾ Potássio e fósforo disponíveis (Mehlich-1); ⁽⁵⁾ Saturação por bases; ⁽⁶⁾ Saturação por alumínio.

Fonte: Cassol (2003).

3.2. Tratamentos e delineamento experimental

Os tratamentos consistem de diferentes intensidades de pastejo no período hibernal, determinados pela altura de manejo do pasto, em parcelas que variam de 0,8 a 3,6 hectares, sendo: 10, 20, 30 e 40 cm de altura de manejo do pasto, dispostos em um delineamento experimental de blocos ao acaso, com três repetições. Como testemunhas sem pastejo, utilizam-se áreas entre os blocos, onde não há a entrada de animais (Figura 5).

Para o presente trabalho, consideraram-se os tratamentos de pastejo intenso (10 cm de altura de manejo do pasto), pastejo moderado (média dos tratamentos de 20 e 30 cm de altura de manejo do pasto) e sem pastejo (área testemunha).

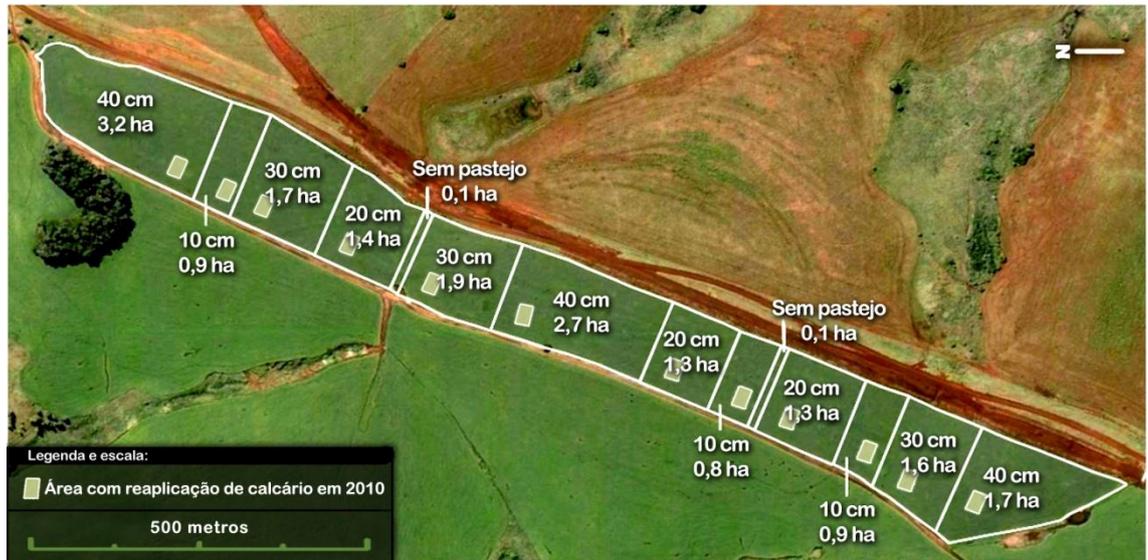


Figura 5. Vista geral da área experimental, com distribuição dos tratamentos de intensidade de pastejo com bovinos de corte (2001) e de reaplicação de calcário (2010). Fazenda do Espinilho, São Miguel das Missões/RS.

3.3. Condução do experimento

O sistema consta da produção integrada de bovinos de corte em pastagem de inverno e soja no verão, em plantio direto. Utilizam-se bovinos jovens, machos e castrados, com idade ao redor de 12 meses, sem padrão racial definido, que geralmente entram na área experimental com peso ao redor de 200 kg, simulando um sistema de recria de novilhos ou terminação de animais jovens. Durante o ciclo de pastejo, a alimentação dos animais é baseada apenas na pastagem mista de aveia + azevém, com fornecimento apenas de sal comum (NaCl) em cochos. O método de pastejo adotado é o contínuo (com mínimo de três bovinos permanentes por parcela = animais teste), com os animais entrando na área quando o pasto atinge um acúmulo médio de 1500 kg ha^{-1} de matéria seca (MS) e cerca de 20 cm de altura. Com isso, o ciclo de pastejo é iniciado na primeira quinzena de julho e se estende até a primeira quinzena de novembro.

A altura do pasto é acompanhada a cada 14 dias, pelo uso do método *Sward stick* (Bircham, 1981), que consiste da medição com um bastão graduado, cujo marcador corre por uma “régua” até tocar a primeira lâmina foliar da pastagem, procedendo-se então a leitura. Em cada parcela, realizam-

se cerca de 100 leituras (pontos), em caminhamento aleatório. A altura média desejada é obtida variando-se a carga animal, retirando-se ou colocando-se bovinos de corte em função das medições, estando esta abaixo ou acima, respectivamente, da altura pretendida.

Em dezembro de cada ano, ocorre a semeadura da soja, com sementes inoculadas na dose recomendada para o produto em questão. A soja é colhida em maio do ano seguinte. O manejo da soja é sempre feito de acordo com as recomendações técnicas da pesquisa 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 o presente momento repetiu-se o mesmo procedimento na implantação da pastagem e manejo dos animais, seguidos da implantação e condução da cultura da soja.

3.4. Adubação e calagem

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⁻¹ de calcário (PRNT 62%). No outono de 2010, antecedendo ao período hibernar de pastejo, o calcário foi reaplicado na superfície do solo, em subparcelas de 600 m² (20 x 30 m) localizadas dentro das parcelas, na dose de 3,6 Mg ha⁻¹ (PRNT 74%). Desse modo, todas as parcelas ficaram com áreas com e sem reaplicação superficial de calcário (Figura 5). Os resultados das análises do calcário utilizado nas duas ocasiões estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Resultados da análise do calcário utilizado no protocolo experimental nas duas calagens superficiais realizadas

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

⁽¹⁾ Cassol (2003). ⁽²⁾ Análise realizada segundo Tedesco *et al.* (1995). ⁽³⁾ Eficiência relativa. ⁽⁴⁾ Valor de neutralização. ⁽⁵⁾ Poder relativo de neutralização total.

A adubação consta, basicamente, da aplicação de N na pastagem, e de P e K na soja, considerando as análises de solo, em doses para produtividade entre 4,0 e 7,0 Mg ha⁻¹ de matéria seca de pasto e de 4,0 Mg ha⁻¹ de grãos de soja (CQFS RS/SC, 2004), com algumas variações que são apresentadas na Tabela 5. Em relação às fontes, para o N foi sempre ureia; para P₂O₅ utilizou-se superfosfato simples no primeiro ciclo da soja e da pastagem e, nos demais, superfosfato triplo; e, para K₂O, foi sempre cloreto de potássio. As doses de N na pastagem maiores que 45 kg ha⁻¹ foram sempre parceladas (duas vezes), aos 30 e 60 dias após a implantação da pastagem.

Tabela 5. Histórico de adubações realizadas na soja e na pastagem no protocolo experimental do sistema de integração soja-bovinos de corte

Ano	Nutriente (kg ha ⁻¹)		
	N	P ₂ O ₅	K ₂ 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 ⁽¹⁾	140	60	60

⁽¹⁾ A partir do inverno de 2012, a adubação começou a ser realizada visando o sistema, com aplicação dos nutrientes na pastagem.

4. ESTUDO 1 – REACIDIFICAÇÃO DO SOLO EM SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA EM PLANTIO DIRETO

4.1. Introdução

Os solos ácidos estão presentes em cerca de quatro bilhões de hectares no mundo (30 a 40% das terras cultiváveis). Em meados da década de 1990, apenas 212 milhões de hectares estavam ocupados com culturas agrícolas (Von Uexküll & Mutert, 1995). Atualmente, estima-se que a área de solos ácidos explorada pela agricultura tenha aumentado, pelo cultivo em grande escala desses solos no Centro-Oeste do Brasil, na África Central e no Sudeste da Ásia. 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).

O desenvolvimento da agricultura nas regiões tropicais e subtropicais, de solos naturalmente ácidos, veio ao encontro da crescente demanda por alimentos e os altos preços das *commodities* (Gilbert & Morgan, 2010). Esta “corrida produtivista” levou o modelo de produção atual a entrar em desalinho com o desafio da produção de alimentos segura e sustentável (FAO, 2012), com a intensificação progredindo em sentido oposto ao da natureza (Tracy, 2007). Em muitos locais, a utilização de insumos está sendo feita de forma desenfreada, acarretando em prejuízos tanto de ordem econômica como ambiental (Schmieman & van Ierland, 1999; Guo *et al.*, 2010).

Nesse contexto, é imperioso que se busque um modelo sustentável de produção de alimentos. Lal & Pierce (1991) já alertavam que a ênfase não

deve estar em maximizar a produção em curto espaço de tempo, mas em otimizar o uso do recurso e sustentar a produtividade por um longo período. Dentre as características desejáveis para esse sistema, está a qualidade do solo, o acúmulo de carbono, a menor emissão de gases de efeito estufa ao longo de toda sua cadeia, o equilíbrio dos fluxos entre solo-planta-atmosfera e uma alta regulação biótica interna (House & Brust, 1989; Lal, 2009; Vezzani & Mielniczuk, 2011). Para isso, devem ser lavadas em conta estratégias de manejo que acarretem na menor entrada ou na melhor utilização de insumos materiais, com otimização da produção, minimização das perdas e, conseqüentemente, balanço positivo ao longo do tempo (Urquiaga *et al.*, 1999). De acordo com Fixen (2011), o balanço de nutrientes do sistema define a direção da fertilidade do solo e é um indicador crítico de sua sustentabilidade. Sistemas de produção com essas características estão sendo cada vez mais valorizados pelos órgãos de fomento (FAO, 2010; Gouvello, 2010).

O sistema plantio direto (SPD) tem se destacado como uma estratégia eficaz para a sustentabilidade da agricultura e a sua área no Brasil já ultrapassa os 32 milhões de hectares (FEBRAPDP, 2012). Entretanto, em grande parte dessa área, o solo permanece sem produzir riqueza alguma durante determinado período e utilizado apenas com culturas de cobertura, de alto potencial forrageiro. A inserção de animais ruminantes nessas áreas, caracterizando o sistema de integração lavoura-pecuária (ILP), é uma alternativa mais resiliente e sustentável (Russele *et al.*, 2007). O animal atua como um catalisador, modificando e acelerando os fluxos pela ingestão dos nutrientes contidos na pastagem e seu retorno via fezes e urina, em um processo contínuo, cuja magnitude e sentido irão depender da intensidade de pastejo utilizada (Anghinoni *et al.*, 2011; Carvalho *et al.*, 2011b). Assim, a ILP pode alterar os processos e as taxas de acidificação do solo.

A acidificação dos solos pode ser descrita por diversas formas: 1) diminuição do pH; 2) diminuição da saturação por bases; 3) aumento da saturação por alumínio; 4) desbalanceamento na disponibilidade de elementos no ambiente radicular; e 5) diminuição da capacidade de neutralização da acidez do solo (Van Breemen, 1991). Os principais processos de reacidificação do solo estão associados aos ciclos do C e N e a acidez gerada depende basicamente das formas e quantidades que cada um desses elementos entra

ou sai do sistema solo-planta-animal (Helyar & Porter, 1989). Os processos de maior ocorrência em sistemas de produção agropecuários podem ser divididos em três grandes grupos: induzidos pelas plantas, pelo solo e pelos animais.

Dentre os induzidos pelas plantas, destacam-se a exsudação de prótons pelas raízes e a exportação de cátions básicos na colheita. No que diz respeito aos induzidos pelo solo, a reacidificação é gerada principalmente pelo acúmulo de carbono, utilização de fertilizantes nitrogenados (sobretudo os amoniacais) e lixiviação de nitrato. Já para o animal, a principal contribuição de sua presença, em pastagem, para a acidificação do solo é pela urina (Bolan *et al.*, 1991; Fenton & Helyar, 2002; Bolan & Hedley, 2003).

O objetivo deste trabalho é verificar a influência de intensidades de pastejo na reacidificação do solo, medida pelos seus atributos químicos ao longo do perfil, e no balanço e na eficiência de uso de cátions básicos do solo, após nove anos de adoção de um sistema de integração soja-bovinos de corte, em plantio direto.

4.2. Material e métodos

A descrição e caracterização do protocolo experimental a que se refere o presente estudo foram apresentadas no Item 3. Assim, após a colheita da soja da safra agrícola 2009/10 (maio de 2010), aos 102 meses (8,5 anos) depois da primeira aplicação superficial de calcário e 108 meses (9 anos) após o início do experimento (Figura 6a), realizou-se a amostragem do solo. As amostras foram coletadas até a profundidade de 40 cm para verificação dos atributos químicos ao longo do perfil, sendo divididas em doze camadas: 0 a 2,5; 2,5 a 5,0; 5,0 a 7,5; 7,5 a 10,0; 10,0 a 12,5; 12,5 a 15,0; 15,0 a 17,5; 17,5 a 20,0; 20,0 a 25,0; 25,0 a 30,0; 30,0 a 35,0 e 35,0 a 40,0 cm. Trincheiras foram abertas em quatro pontos representativos dentro das parcelas de cada tratamento, sendo que, para a coleta das camadas de 0 a 20 cm, utilizou-se a pá de corte e, de 20 a 40 cm, o trado holandês.

Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e levadas ao Laboratório de Pesquisa em Fertilidade do Solo da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), secas, moídas (peneira de 2 mm) e guardadas em potes plásticos fechados. Foi realizada, nessas

amostras, a análise do pH-H₂O (relação 1:1) e do índice SMP (para estimativa da acidez potencial H+Al); Ca, Mg e Al trocáveis (KCl 1 mol L⁻¹); e K disponível (Mehlich-1), segundo Tedesco *et al.* (1995). O C orgânico foi quantificado por oxidação a seco, em analisador elementar TruSpec-CNH.

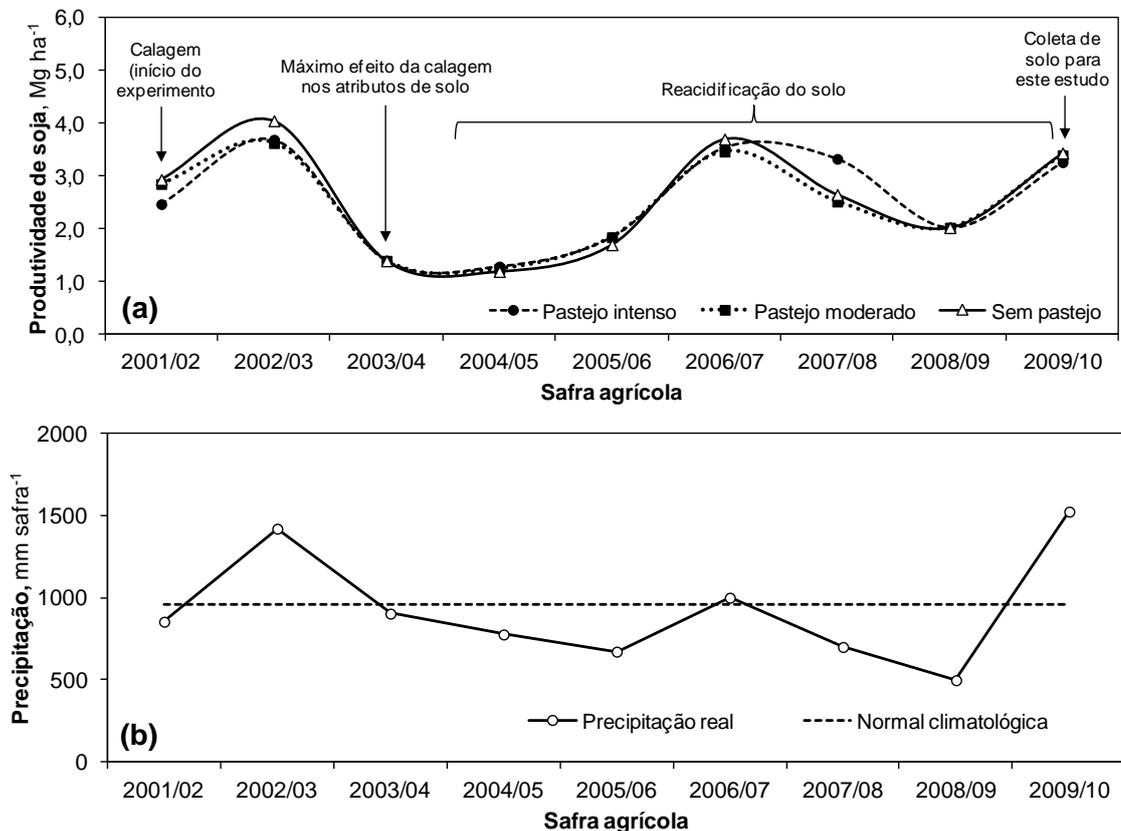


Figura 6. Evolução da acidez do solo e produtividade de soja (a) e precipitação (b) ao longo das safras agrícolas após o início do experimento com sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto, com diferentes intensidades de pastejo.

Para o balanço dos cátions básicos, considerou-se a camada de 0 a 40 cm do solo, tendo como ponto inicial novembro de 2001 e, como ponto final, maio de 2010. Foram consideradas as entradas de Ca, Mg e K via calcário (para os dois primeiros cátions básicos) e adubos (para o primeiro e o terceiro). Para calcular a entrada de Ca via adubo fosfatado, utilizou-se a concentração de 16 e 10% de Ca para o superfosfato simples e o superfosfato triplo, respectivamente (MAPA, 2007). As entradas de Ca e Mg via calcário se basearam na análise desses elementos no corretivo (Tabela 4). Para o K,

apenas foi realizada a transformação das doses de K_2O aplicadas, que estão apresentadas na Tabela 5.

Para as saídas como produtos do sistema, também foi utilizado o banco de dados do protocolo experimental. Foram consideradas nove safras de soja (2001/02 a 2009/10) e oito ciclos de pastejo (2002 a 2009). A determinação da produtividade de soja foi feita, a cada ano, 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 determinação da produção de carne bovina, para cada ciclo de pastejo, foi realizada pela pesagem dos animais antes da sua entrada na área experimental e após o término do período hibernar, quando da saída dos mesmos do pasto.

Considerou-se os teores de 2,77 e 1,33 $g\ kg^{-1}$ de Ca, 2,80 e 1,33 $g\ kg^{-1}$ de Mg e 17,97 e 1,50 $g\ kg^{-1}$ de K, para o grão de soja e a carne bovina, respectivamente. Os teores dos grãos de algumas safras foram analisados, segundo Tedesco *et al.* (1995) e, devido à similaridade de valores, a média das determinações foi utilizada. Os teores relativos à carne bovina foram retirados de Price & Schweigert (1994). As saídas por lixiviação e/ou escoamento superficial (erosão) foram obtidas pela diferença entre o estoque final calculado (estoque inicial + recalcitrante nos resíduos em novembro de 2001 + entradas – saída no grão de soja – saída na carne bovina – recalcitrante nos resíduos em maio de 2010) e o estoque final real (de maio de 2010, obtido por análise).

O conteúdo de Ca, Mg e K recalcitrante nos resíduos (pastagem, esterco bovino, folha da soja e caule da soja) foi estimado de acordo com a produção de resíduo para os dois períodos (novembro de 2001 e maio de 2010) e os resultados de taxas de decomposição foram obtidos por Assmann (2013). O balanço final foi obtido pela subtração do estoque do sistema (estoque no solo + recalcitrante nos resíduos), em maio de 2010, do estoque do sistema em novembro de 2001.

Para determinação da eficiência de uso dos cátions básicos do solo na produção de proteína nos diferentes tratamentos, foi realizada a análise dos grãos de soja quanto ao seu conteúdo de N pelo método de Kjeldahl (Tedesco *et al.*, 1995) e o valor obtido multiplicado pelo fator de 6,25, que resultou, em média, em 40% de proteína. Para a carne bovina, estimou-se o conteúdo proteico em 20% (Price & Schweigert, 1994).

Os dados de precipitação para o período em estudo (Figura 6b, novembro de 2001 a maio de 2010) foram os da média das três estações meteorológicas mais próximas ao local do experimento: Cruz Alta, Santa Maria e São Luiz Gonzaga (INMET, 2013).

Os resultados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e, quando significativa ($p < 0,05$), as médias foram comparadas pelo teste Tukey ($p < 0,05$). Os seguintes modelos estatísticos foram utilizados na ANOVA:

a) Atributos do solo no seu perfil:

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

Onde: μ = média geral do experimento; B = bloco ($i = 1, 2, 3$); P = profundidade ($j = 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12$); T = intensidade de pastejo ($k = 1, 2, 3$) e Erro = erro experimental.

b) Produtividade acumulada e eficiência de uso de nutrientes:

$$Y_{ij} = \mu + B_i + T_j + \text{Erro (ij)}$$

Onde: μ = média geral do experimento; B = bloco ($i = 1, 2, 3$); T = intensidade de pastejo ($j = 1, 2, 3$) e Erro = erro experimental.

4.3. Resultados e discussão

O solo da área experimental era originalmente muito ácido, com pH- H_2O (relação 1:1) entre 4,9 e 4,6 ao longo do perfil (Tabela 3 **Tabela 3**). Melhorias nos atributos de acidez do solo foram detectadas a partir dos seis meses da aplicação superficial de calcário realizada no final do primeiro ciclo de pastejo (novembro de 2001, Figura 6a). Os efeitos no pH, em média, chegaram às profundidades de 7,5; 10,0 e 12,5 cm aos 12, 24 e 36 meses, respectivamente, mantendo-se, nessa camada, até os 48 meses (novembro de 2005). Naquela ocasião, os tratamentos com pastejo, independentemente da intensidade, apresentaram uma correção do solo até maiores profundidades, medidas pelos atributos de acidez ao longo do perfil (Flores *et al.*, 2008). Entretanto, a partir dessa data, o efeito da calagem superficial foi diminuindo, caracterizando o processo de reacidificação do solo (Figura 6a).

Apesar disso, a produtividade de soja ao longo das safras agrícolas não acompanhou a reacidificação do solo, com as produtividades nas safras de

2006/07 e 2009/10 (60 e 96 meses após a calagem) em torno de 3,8 a 4,0 Mg ha⁻¹, próximas àquela obtida aos doze meses após a calagem (Figura 6a). Como se observa na Figura 6b, a precipitação ocorrida durante o desenvolvimento da cultura é o fator preponderante para determinar a produtividade de cada safra, com menores produtividades sendo observadas quando o volume de chuvas é abaixo da normal climatológica (Srivastava *et al.*, 1996). Resultados similares de alta produtividade de grãos em solo ácido em SPD de longo tempo, quando as condições meteorológicas são favoráveis, também foram obtidos em outros trabalhos (Caires *et al.*, 2001; Tissi *et al.*, 2004; Caires *et al.*, 2006; Brown *et al.*, 2008). Esse fato é atribuído ao tamponamento do pH pela contínua decomposição de resíduos e pela complexação do alumínio tanto na fase sólida como líquida do solo, em sistemas conservacionistas como o SPD, conforme demonstrado por Salet (1998) e Salet *et al.* (1999).

Os atributos de acidez após nove anos do início do protocolo experimental e 102 meses após a calagem superficial (maio de 2010) são apresentados na Figura 7. O pH-H₂O (Figura 7a) não se diferenciou entre os tratamentos de pastejo ($p < 0,05$), mas mostrou estratificação decrescente ao longo do perfil: de 5,0 na camada superficial (0 a 5 cm) até o mínimo de 4,4 na camada mais profunda avaliada. Em solos onde há retorno de material orgânico à superfície, como naqueles em SPD, é comum observar essa estratificação da acidez do solo (Sá *et al.*, 2009; Caires *et al.*, 2011). McLaughlin *et al.* (1990) relatam que as causas da formação dessa superfície menos ácida é o retorno de ânions orgânicos via material vegetal e fezes, oxidação dos ânions orgânicos na superfície, excreção de prótons por leguminosas em maiores profundidades e, especialmente em sistemas agrícolas intensivos de baixa diversidade, a falta de fauna para misturar o solo.

A saturação por bases (Figura 7b) e por alumínio (Figura 7c), acompanhando o pH-H₂O, também apresentaram comportamento estratificado ao longo do perfil. No entanto, esses atributos variaram entre os tratamentos ($p < 0,05$), na média das camadas. Não houve, porém, influência da intensidade de pastejo (intenso ou moderado), mas sim, distinção entre a presença ou não de pastejo no inverno. Nos tratamentos com e sem pastejo, a saturação por bases foi de 45 e 35% e a saturação por alumínio de 27 e 44%,

respectivamente. Assim, por esses atributos de acidez, o perfil do solo do sistema de ILP (com pastejo intenso ou moderado) é menos ácido em comparação ao SPD apenas com plantas para fins de cobertura no inverno (sem pastejo).

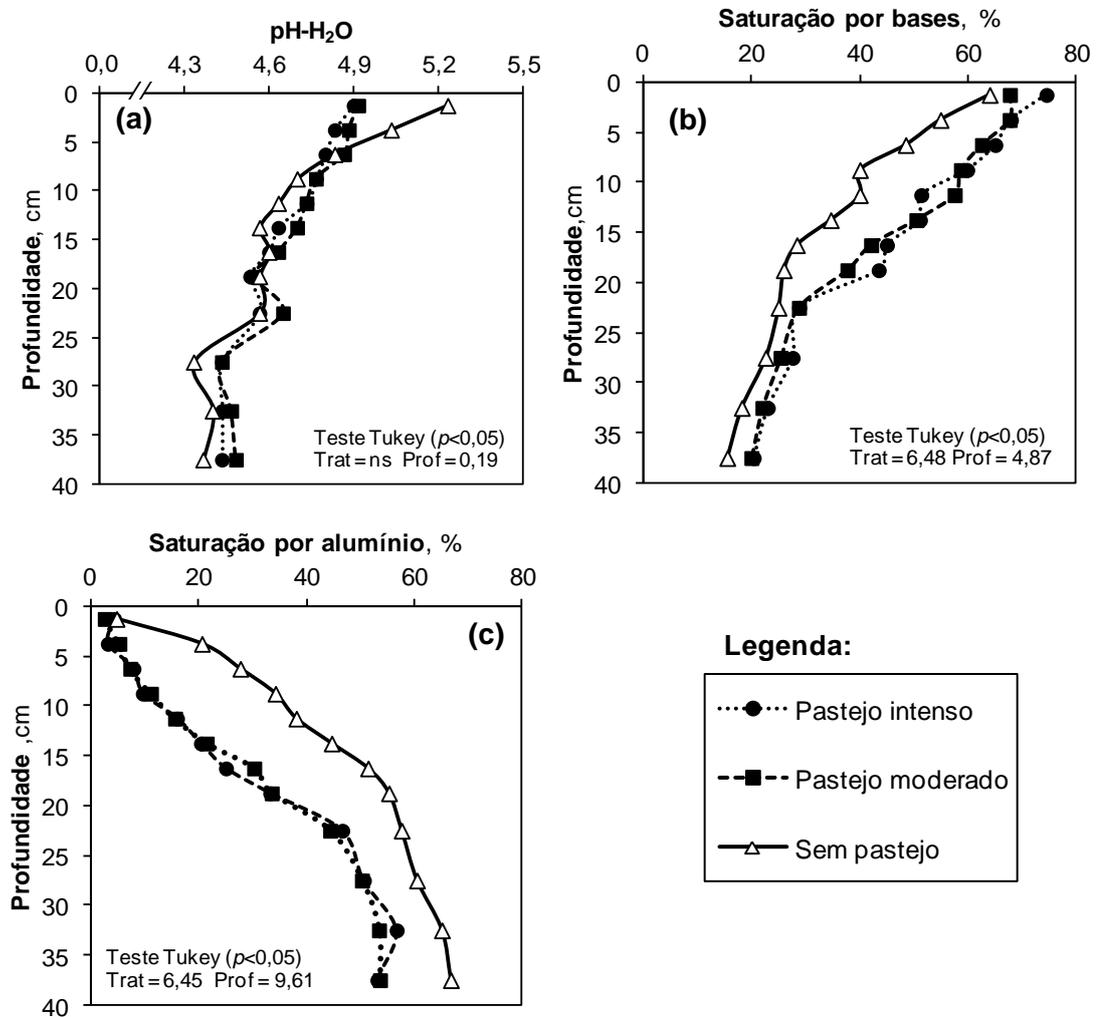


Figura 7. Atributos de acidez no perfil do solo após nove anos da adoção do sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto, com diferentes intensidades de pastejo.

Como o pH-H₂O não variou entre os tratamentos (Figura 7a), mas os demais atributos de acidez, sim (Figura 7b e c), relações diferenciadas entre eles, de acordo com a intensidade de pastejo, eram esperadas (Figura 8). A relação clássica entre o pH-H₂O e a saturação por bases é utilizada para ilustrar a necessidade de calagem em alguns estados do Brasil (CQFS RS/SC, 2004; Raij *et al.*, 1997). Na camada superficial de solos tropicais a relação

estabelecida é de saturação por bases de 50% e 70% para um pH-H₂O de 6,0, em preparo convencional e SPD, respectivamente (Sousa *et al.*, 1989; Raij *et al.*, 1997). Na região subtropical, esse mesmo valor de pH-H₂O, em sistemas conservacionistas de manejo, equivale à saturação por bases igual a 80% (Nolla, 2003; Nicolodi, 2003; Vieira, 2010).

Neste trabalho, se os modelos lineares ajustados dessa relação fossem extrapolados para além da faixa de pontos (Figura 8a), a saturação por bases de 80% é alcançada com pH igual a 5,0 para a ILP (pastejo intenso ou moderado) e igual a 5,5 para o SPD com plantas no inverno apenas para fins de cobertura (sem pastejo). Entretanto, Nicolodi *et al.* (2008) verificaram que a partir do pH-H₂O de 5,5 a inclinação (mudança na saturação por bases) tende a diminuir, caracterizando um modelo polinomial. Como o pH-H₂O máximo das camadas de solo deste estudo foi de 5,2, os modelos lineares se ajustaram melhor ($R^2 < 0,90$). Mesmo assim, se considerarmos a faixa de pH-H₂O em estudo (4,4 a 5,2), a partir de 4,5 cada décimo de aumento no pH-H₂O corresponde a 10,7; 10,2 e 5,4 % de aumento na saturação por bases, para o pastejo intenso, pastejo moderado e sem pastejo, respectivamente (Figura 8a).

Comportamento similar ocorreu também para a relação entre pH-H₂O e saturação por alumínio (Figura 8b), onde cada décimo de aumento no pH-H₂O acarreta na diminuição em 11,7; 11,2 e 6,6 % na saturação por alumínio, para o pastejo intenso, pastejo moderado e sem pastejo, respectivamente. Além disso, a saturação por alumínio abaixo de 10%, a meta a ser atingida para evitar o efeito da fitotoxidez desse elemento às plantas (CQFS RS/SC, 2004), é atingida no pH-H₂O de 4,8 na ILP (independentemente da intensidade de pastejo), enquanto que na área sem animais (sem pastejo) essa meta somente é atingida no pH-H₂O de 5,1.

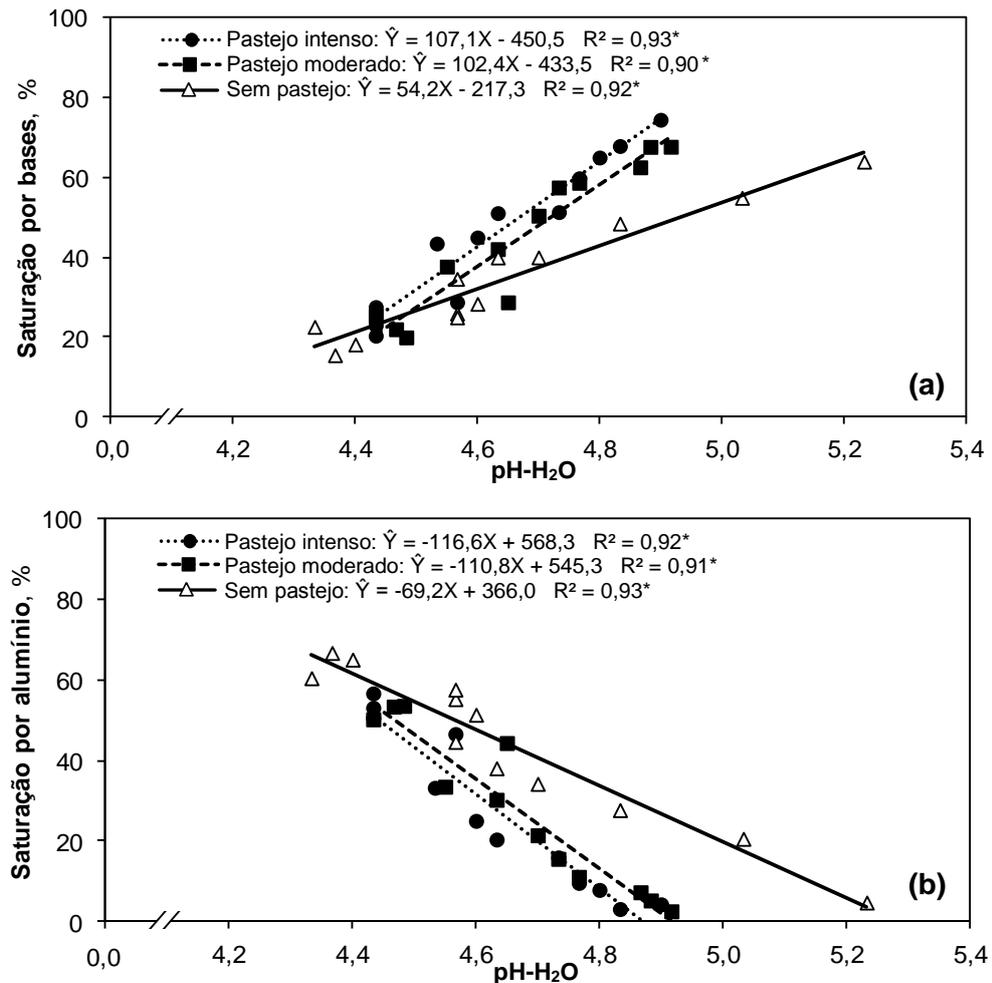


Figura 8. Relação entre pH-H₂O e saturação por bases (a) e por alumínio (b), em diferentes camadas até 40 cm de profundidade, após nove anos da adoção de sistema de integração soja-bovinos de corte, com diferentes intensidades de pastejo. Pontos são médias de três repetições. * = significativo ($p < 0,05$).

No que diz respeito aos teores de cátions básicos, a presença dos animais proporcionou maiores teores de cálcio (Figura 9a) e magnésio (Figura 9b) trocáveis, em média, ao longo do perfil. Entretanto, o mesmo não ocorreu para o potássio (Figura 9c). O teor de K disponível foi maior com o pastejo, independentemente de sua intensidade, apenas na camada superficial (0 a 5 cm), não se distinguindo ($p < 0,05$) da área sem pastejo a partir desta camada.

Os cátions básicos do solo considerados para o cálculo da saturação por bases são o Ca²⁺, Mg²⁺ e o K⁺. Dentre estes, os predominantes no complexo sortivo dos solos são os dois primeiros (cerca de 90% da CTC_{pH7,0}), devido às suas maiores forças de ligação nas cargas da fase sólida, segundo a série liotrópica (McBride, 1994). Sendo assim, a dinâmica deles determinou o

comportamento da saturação por bases no perfil (Figura 7b), apesar dos resultados do potássio (Figura 9c) não terem se distinguido ($p < 0,05$) a partir de 5 cm de profundidade. Cerca de 80% do potássio ingerido pelo animal retorna ao sistema pela urina, de forma concentrada em uma pequena porção do solo (Haynes & Willians, 1993). Isso facilita o processo de lixiviação de K^+ , que é menos retido no complexo sortivo do solo em detrimento a cátions de maior valência e menor raio iônico hidratado, como o Ca^{2+} e o Mg^{2+} .

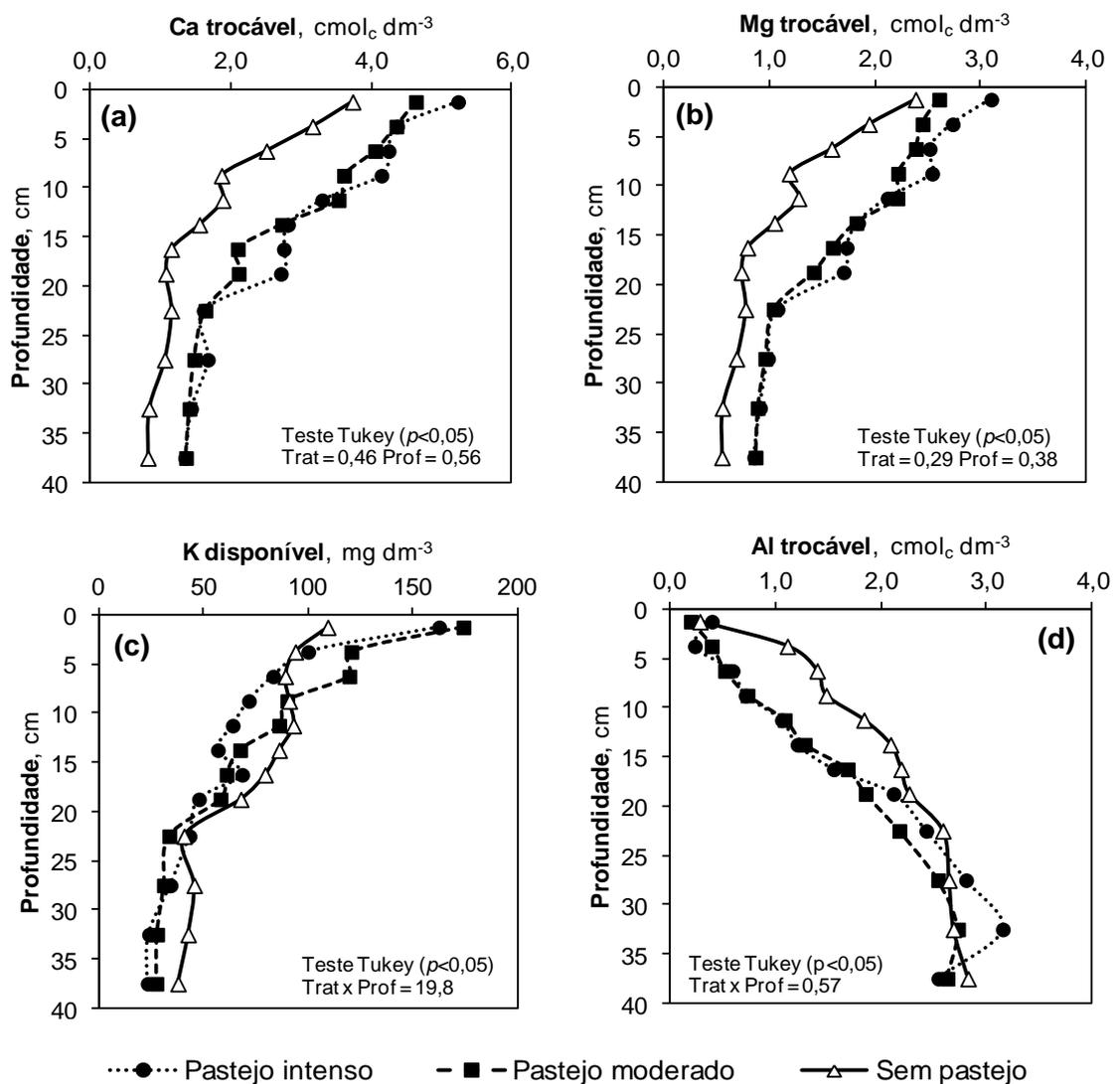


Figura 9. Teores de cálcio (a), magnésio (b), potássio (c) e alumínio (d) no perfil do solo após nove anos da adoção de sistema de soja- bovinos de corte, com diferentes intensidades de pastejo.

A acidificação do solo abaixo do $pH-H_2O$ 5,0 é acompanhada da solubilização de alumínio dos minerais do solo. Por consequência, há o

decréscimo da saturação por bases e acréscimo da saturação por alumínio, pelo íon Al^{3+} ser preferencialmente retido na fase sólida, favorecendo a lixiviação de cátions básicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) do solo (McBride, 1994; Brady & Weil, 2002; Jönsson *et al.*, 2003). A inserção de espécies ou modificações de manejo que estimulem o contínuo crescimento da parte aérea e das raízes até camadas mais profundas, como o pastejo de espécies forrageiras (Lorenz & Rogler, 1976; Souza *et al.*, 2008; Carvalho *et al.*, 2011b; Lyons & Hanselka, 2012), auxiliam na diminuição das taxas de reacidificação do solo (Passioura & Ridley, 1998; Coventry *et al.*, 2003).

Os animais em pastejo atuam como agentes catalisadores da ciclagem (Assmann, 2013), devolvendo na forma de urina ou esterco entre 70 a 95% dos nutrientes que ingerem (Russelle, 1997). A disponibilização dos nutrientes contidos na biomassa vegetal da planta forrageira é acelerada pela mastigação e digestão do ruminante (Powell & Williams, 1993). Isso contribui para redução de suas perdas via lixiviação ou escoamento superficial (Buschbacher, 1987), pois, sinergicamente a esse processo, a desfolha por parte dos animais, quando adequada, estimula a rebrota das folhas da espécie forrageira, resultando em contínua renovação das áreas fotossinteticamente ativas e, conseqüente contínuo crescimento e necessidade de absorção de nutrientes (Hodgson, 1990).

Além disso, a ILP proporciona maior diversidade e atividade microbiana (Chávez *et al.*, 2011) e a presença de insetos incorporadores de esterco (Silva *et al.*, 2011). Galbiati *et al.* (1995), analisando besouros do esterco (*Dichotomius anaglypticus* [Mann., 1829] e *Onthophagus gazella* [F.]) em pastagens brasileiras, concluíram que a presença desses insetos, por catalisar a decomposição e incorporação das fezes, pode aumentar o pH e os teores de fósforo, potássio, cálcio, magnésio e matéria orgânica e diminuir a fitotoxidez de alumínio.

Neste estudo, os teores de Al trocável (Figura 9d) foram menores na ILP (pastejo intenso ou moderado) até os 15 cm de profundidade, com exceção da camada superficial de 0 a 2,5 cm, onde não houve diferença ($p < 0,05$) entre os tratamentos. Esse é um indicativo de que a maior saturação por alumínio (Figura 7c) ao longo de todo o perfil do solo da área sem pastejo é resultado dos menores teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} da camada superficial (0 a 15 cm, Figura

7a e b), aliados aos maiores teores de Al^{3+} (Figura 9d). Já na subsuperfície (15 a 40 cm), a maior saturação por alumínio é devido à menor concentração de Ca^{2+} e Mg^{2+} , cátions predominantes no complexo sortivo dos solos (McBride, 1994). Isso é comprovado pelos dados da Figura 10, com a capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva (Figura 10a) e a pH 7,0 (Figura 10b), apresentando o mesmo comportamento dos teores de cálcio e magnésio no perfil (Figura 7a e b), com maiores valores nas áreas com pastejo (intenso ou moderado) em comparação ao tratamento sem pastejo. Esse comportamento da fase sólida pode estar diretamente relacionado à fase líquida (solução do solo) – que é a fase do solo que as plantas mais percebem e na qual ocorrem, concomitantemente, os processos de absorção de nutrientes e exsudação radicular (Wolt, 1994). A menor saturação por bases e menor CTC da área sem pastejo podem acarretar em menor força iônica da solução do solo (Richter *et al.*, 2007), que por sua vez, aumenta a atividade do alumínio e seu efeito tóxico na fisiologia da planta (Salet *et al.*, 1999; Anghinoni & Salet, 2000).

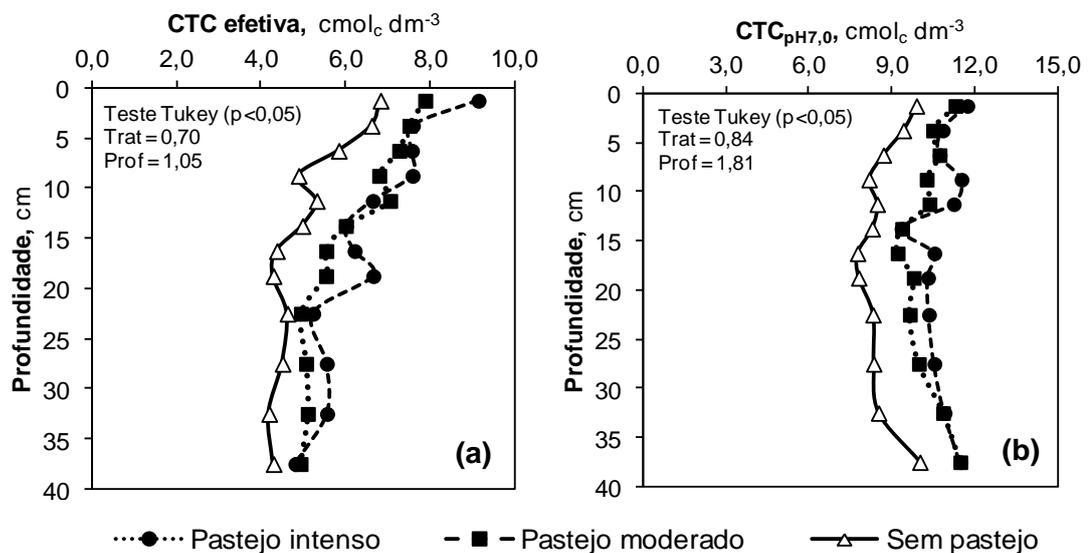


Figura 10. Capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva (a) e a pH 7,0 (b) no perfil do solo após nove anos da adoção do sistema de integração soja-bovinos de corte, com diferentes intensidades de pastejo.

A CTC dos solos em regiões tropicais e subtropicais, por sua gênese, é altamente relacionada aos seus respectivos conteúdos de carbono orgânico (Raij, 1969). Na química desses solos, o que regula a disponibilidade dessas cargas é o pH (solos de carga pH-dependentes), sendo que, quanto

maior for o pH, mais cargas negativas oriundas da dissociação dos prótons de grupos funcionais (como o carboxílico: $R-COOH \rightarrow R-COO^- + H^+$) estarão disponíveis (Sparks, 2003). Entretanto, na ILP essa relação não é tão direta. O conteúdo de carbono orgânico do solo após nove anos do início do experimento se diferenciou ($p < 0,05$) entre os tratamentos até a profundidade de 20 cm, com o pastejo intenso apresentando menores teores do que os demais (Figura 11). Souza *et al.* (2009) já haviam verificado anteriormente (três anos) no mesmo experimento, um menor teor de carbono orgânico em áreas com pastejo intenso. Entretanto, mesmo com o pH-H₂O não se diferenciando ($p < 0,05$) entre os tratamentos (Figura 7a), a CTC (Figura 10), conforme abordado anteriormente, foi maior nos tratamentos pastejados (intenso ou moderado) em comparação à testemunha sem pastejo.

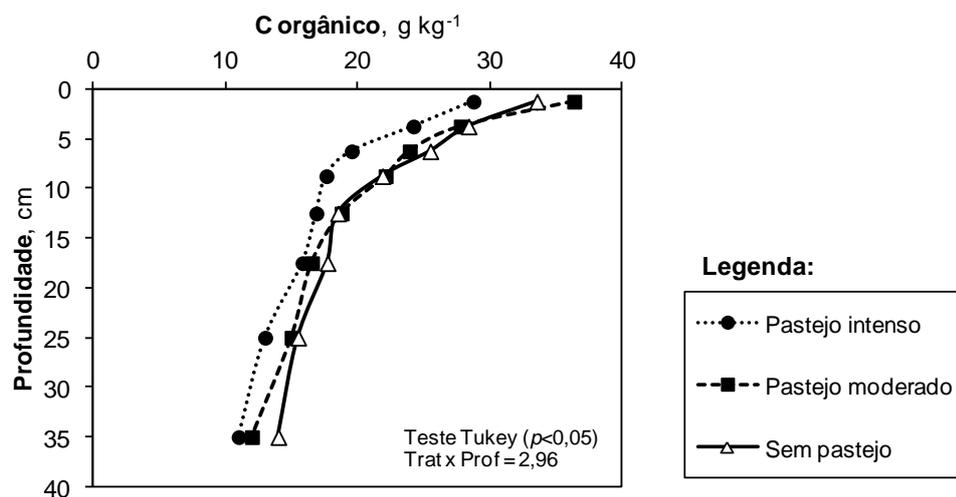


Figura 11. Carbono orgânico no perfil do solo após nove anos da adoção de sistema de integração soja-bovinos de corte, submetido a intensidades de pastejo.

Dessa forma, o mesmo conteúdo de carbono orgânico resulta em diferentes CTCs de acordo com a intensidade de pastejo, sendo: pastejo intenso > pastejo moderado > sem pastejo (Figura 12). Este pode ser um efeito atribuído aos diferentes tipos de resíduos aportados nos diferentes tratamentos, em especial, do esterco nos tratamentos pastejados. O carbono orgânico solúvel dos resíduos animais possui peso molecular cerca de três vezes maior do que os resíduos de origem vegetal (Iyamyremye & Dick, 1996), o que está diretamente relacionado à quantidade de grupos funcionais e,

consequentemente, sua reatividade. Silva (2012) constatou que em alta intensidade de pastejo (10 cm de altura de manejo da pastagem), a área coberta com placas de fezes a cada ciclo é de quase 2%. Comparando com os resíduos vegetais, esse número pode parecer pequeno. No entanto, por sua disposição concentrada e conteúdo fibroso (celulose, hemicelulose e lignina), o tempo de meia-vida da fração lábil pode variar entre 20 e 77 dias e, a fração recalcitrante, 255 a 485 dias (Assmann, 2013). A alta reatividade do C orgânico oriundo do esterco, associado ao seu efeito ao longo do tempo no solo, podem estar contribuindo de forma decisiva para a relação apresentada na Figura 12.

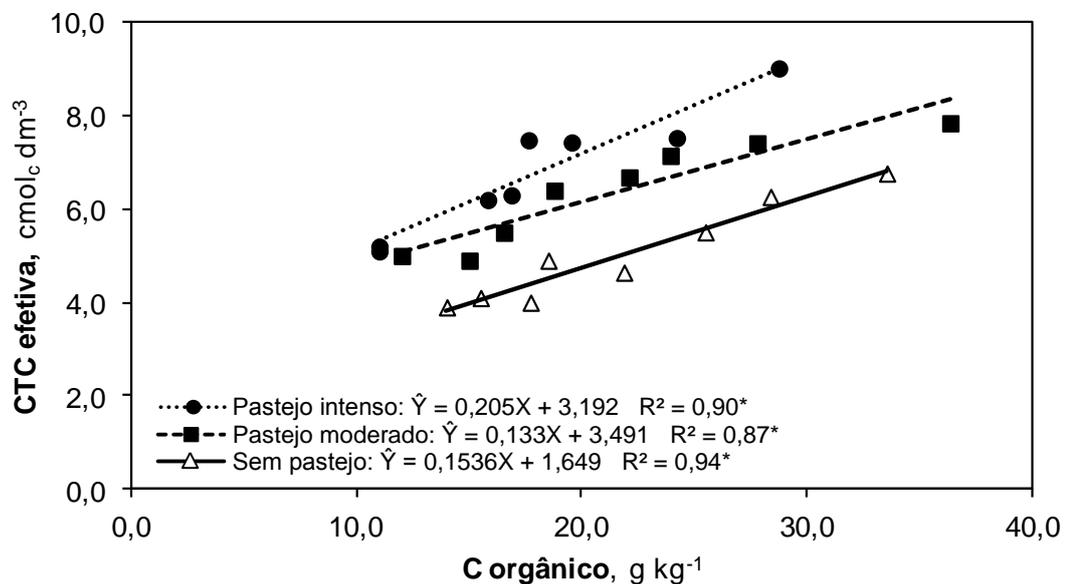


Figura 12. Relação entre a capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva e o conteúdo de carbono orgânico do solo, em diferentes camadas até 40 cm de profundidade, após nove anos da adoção de sistema de integração soja-bovinos de corte, com diferentes intensidades de pastejo. Pontos são médias de três repetições. * = significativo ($p < 0,05$).

Além disso, a desfolha da parte aérea da pastagem pelos animais, por estimular a produção de raízes (Lorenz & Rogler, 1976; Lyons & Hanselka, 2012) aumenta a porção de solo rizosférico (Curl & Truelove, 1986; Nicol *et al.*, 2003) e de exsudados radiculares (Jones, 1998). A contínua exsudação de compostos orgânicos simples pelas plantas também pode estar colaborando na maior reatividade do carbono orgânico nas áreas com a presença do animal (Figura 12).

Para melhor entender o processo e as causas da reacidificação do solo e dos seus atributos químicos após nove anos de adoção do sistema de ILP, foram realizados os cálculos de balanço de cálcio, magnésio e potássio (Tabelas 6, 7 e 8). A quantidade adicionada (entrada) desses três nutrientes foi igual para os três sistemas (tratamentos). No entanto, após nove ciclos pastejo-soja, os manejos resultaram em diferentes saídas.

Poder-se-ia esperar uma maior acidificação no sistema quando da presença dos animais, por gerar dois produtos de saída: grãos de soja e carne bovina. Entretanto, a acidificação gerada pela exportação de nutrientes na carne foi muito pequena, para todos os nutrientes (Tabelas 6, 7 e 8), reafirmando o papel do animal como agente catalisador e ciclador (Carvalho *et al.*, 2011b). Desta forma, pela quantidade de carne produzida, a ILP representa uma colheita a mais na área (Carvalho *et al.*, 2011a), com baixíssima extração de nutrientes do solo (Franzluebbers, 2007). Estudando bovinos de leite, Hutton *et al.* (1967) verificaram que os animais utilizam apenas 10 a 40% dos nutrientes que ingerem da pastagem. No caso específico de bovinos de corte, em média, a cada 450 kg de peso vivo (PV), ocorre exportação na carne de apenas 0,6 kg de K, de Ca e de Mg (Price & Schweigert, 1994). A exportação pelos grãos de soja, embora maior, também não foi responsável pela maior reacidificação do solo observada na área sem pastejo (Figura 7), pois as produtividades, no acumulado final de nove anos, não foram diferentes ($p < 0,05$) entre os tratamentos (Figura 13). Segundo Coventry & Slattery (1991), as saídas nos grãos, em geral, contribuem muito pouco para o processo de acidificação do solo.

Tabela 6. Balanço de cálcio na camada de 0 a 40 cm do solo aos nove anos de adoção de um sistema de integração soja-bovinos de corte, com diferentes intensidades de pastejo

	Pastejo intenso ⁽¹⁾	Pastejo moderado ⁽²⁾	Sem pastejo
	----- kg ha ⁻¹ -----		
Entradas			
Adubo	187	187	187
Calcário	965	965	965
Saídas			
Grãos de soja	72,9	70,9	74,3
Carne bovina	5,6	4,1	-
Lixiviação/Escoamento superficial ⁽³⁾	1.194	1.052	1.595
Recalcitrante nos resíduos (Nov/2001)⁽⁴⁾			
Pastagem	4,1	20,2	27,0
Esterco bovino ⁽⁵⁾	4,4	2,6	-
Folha da soja	19,8	23,0	17,6
Caule da soja	10,5	11,8	8,6
Recalcitrante nos resíduos (Mai/2010)⁽⁴⁾			
Pastagem	1,3	4,7	12,1
Esterco bovino ⁽⁵⁾	2,3	1,1	-
Folha da soja	49,7	51,4	57,4
Caule da soja	24,5	25,3	26,5
Estoque no solo			
Novembro de 2001	2.587	2.187	2.320
Mai de 2010	2.427	2.187	1.760
Balanço final	-121	+25	-517

⁽¹⁾ Altura de manejo do pasto de 10 cm. ⁽²⁾ Média da altura de manejo do pasto de 20 e 30 cm.

⁽³⁾ Obtido pela subtração do estoque final calculado (estoque inicial do solo + entradas – saída nos grãos de soja - saída na carne bovina) e o estoque final real (medido em análise em maio de 2010). ⁽⁴⁾ Estimado pela produção de resíduo dos dois períodos e os dados de taxa de decomposição de Assmann (2013). ⁽⁵⁾ Estimado segundo os dados de Silva (2012).

Assim, as exportações produtivas corresponderam a apenas 6,2; 6,7 e 4,4% das saídas de cálcio (Tabela 6) e 22; 21 e 14% das saídas de magnésio (Tabela 7), para o pastejo intenso, moderado e sem pastejo, respectivamente. Como se percebe, para cálcio (Tabela 6) e magnésio (Tabela 7), a exportação via produtos do sistema é baixa, comparado aos seus estoques no solo. Essas saídas, seriam, em média, o equivalente à diminuição em 0,10 e 0,16 cmol_c dm⁻³ dos teores de Ca²⁺ e Mg²⁺ do solo, respectivamente, em nove anos. As perdas por lixiviação e/ou escoamento superficial dos nutrientes, caracterizada como “saída não produtiva”, foi expressiva e bem superior do que a sua exportação via produtos, sendo, para cálcio e magnésio, maior na área sem pastejo (Tabelas 6 e 7). Portanto, essas menores perdas são a explicação mais importante para os maiores teores de cálcio (Figura 9a) e de magnésio (Figura

9b) ao longo do perfil do solo em ILP, que resultaram na maior CTC (Figura 10) e saturação por bases (Figura 7a) e menor saturação por alumínio (Figura 7b) até a profundidade de 40 cm.

Tabela 7. Balanço de magnésio na camada de 0 a 40 cm do solo aos nove anos de adoção de um sistema de integração soja-bovinos de corte submetido a intensidades de pastejo

	Pastejo Intenso ⁽¹⁾	Pastejo moderado ⁽²⁾	Sem pastejo
	----- kg ha ⁻¹ -----		
Entrada			
Calcário	516	516	516
Saídas			
Grãos de soja	72,9	70,9	74,3
Carne bovina	5,6	4,1	-
Lixiviação/Escoamento superficial ⁽³⁾	287	276	451
Recalcitrante nos resíduos (Nov/2001)⁽⁴⁾			
Pastagem	4,6	13,3	18,7
Esterco bovino ⁽⁵⁾	4,0	2,1	-
Folha da soja	5,0	4,8	3,6
Caule da soja	11,2	12,1	9,8
Recalcitrante nos resíduos (Mai/2010)⁽⁴⁾			
Pastagem	1,6	3,8	8,7
Esterco bovino ⁽⁵⁾	2,6	1,3	-
Folha da soja	12,0	11,4	11,5
Caule da soja	28,0	28,8	26,8
Estoque no solo			
Novembro de 2001	766	664	704
Maio de 2010	896	816	680
Balanço final	+150	+165	-9

⁽¹⁾ Altura de manejo do pasto de 10 cm. ⁽²⁾ Média da altura de manejo do pasto de 20 e 30 cm.

⁽³⁾ Obtido pela subtração do estoque final calculado (estoque inicial do solo + entradas - saída nos grãos de soja - saída na carne bovina) e o estoque final real (medido em análise em maio de 2010). ⁽⁴⁾ Estimado pela produção de resíduo dos dois períodos e os dados de taxa de decomposição de Assmann (2013). ⁽⁵⁾ Estimado segundo os dados de Silva (2012).

A reacidificação do solo em sistemas de produção agrícola e pecuária está intimamente ligada à dinâmica da água no sistema solo-planta-atmosfera. A perda de cátions básicos por lixiviação ocorre junto de um ânion acompanhante, comumente o nitrato (NO₃⁻), cujo movimento no solo é ligado ao da água (Addiscott, 2004). O ânion nitrato possui pouca interação química com os minerais do solo. Aliado a isso, a predominância de cargas negativas na superfície dos coloides do solo faz com que o NO₃⁻ seja muito sujeito à lixiviação para camadas mais profundas (Cantarella, 2007). Estando o NO₃⁻ em uma camada de solo em que as raízes das plantas não consigam absorvê-lo,

não há o fechamento do ciclo do nitrogênio. Além de sua lixiviação deixar um próton a mais na camada de origem do NO_3^- , este só lixivia se tiver um cátion acompanhante, comumente uma base (Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , por exemplo), acentuando ainda mais a acidificação na camada superficial (Bolan & Hedley, 2003; Crusciol *et al.*, 2011). Assim, a inserção de espécies ou modificações de manejo que estimulem o contínuo crescimento da parte aérea e das raízes até camadas mais profundas – como o pastejo – auxiliam na diminuição das taxas de reacidificação do solo (Passioura & Ridley, 1998; Coventry *et al.*, 2003).

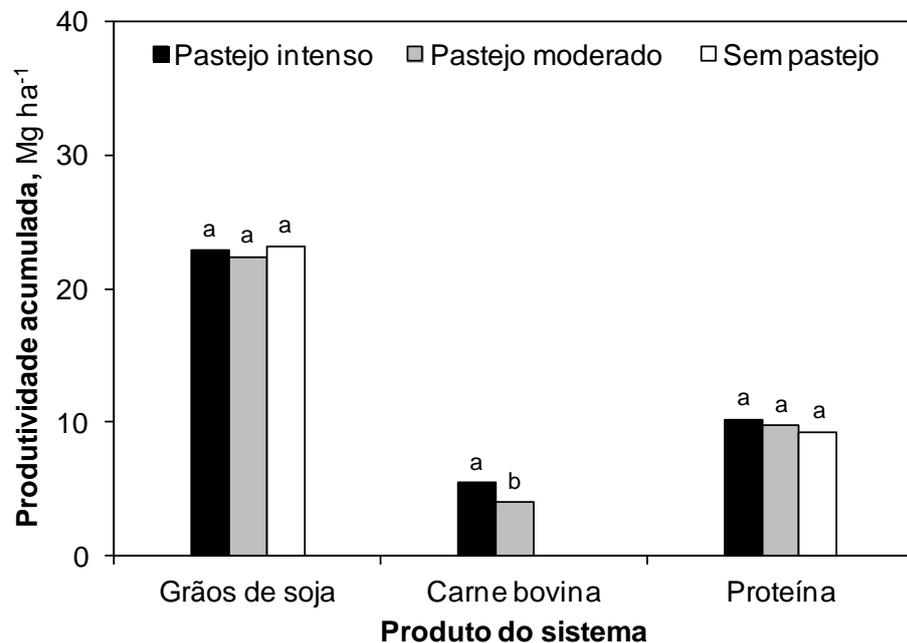


Figura 13. Produtividade acumulada de grãos de soja, carne bovina e proteína, em nove anos, em sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto, com diferentes intensidades de pastejo. Médias seguidas da mesma letra na coluna não apresentam diferença significativa pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

Apesar disso, o balanço de cálcio foi muito negativo com pastejo intenso e na área sem pastejo (Tabela 6) e levemente positivo na ILP com pastejo moderado. Para o magnésio (Tabela 7) o balanço foi positivo apenas com os animais em pastejo. A intensidade de desfolha, quando muito elevada, pode proporcionar uma taxa de crescimento mais lenta da pastagem, diminuindo também a sua taxa de absorção de nutrientes. Assim, a intensidade de pastejo é um fator decisivo para definir as taxas de acidificação causadas

pela presença dos animais (Unkovich *et al.*, 1998). A maior intensidade de pastejo implicará em maior número de animais na mesma área, que se reflete na maior produtividade de carne (Figura 13), mas também aumentará a acidificação pela urina eliminada pelos animais (Orr *et al.*, 2011). Cerca de 15% do nitrogênio oriundo da urina pode ser perdido da superfície do solo pela drenagem via macroporos (Williams *et al.*, 1990). Pela maior quantidade de cálcio em relação à de magnésio e de potássio no solo (Figura 9a, b e c; Tabelas 6 e 7), a probabilidade de o cátion acompanhante ser o Ca^{2+} na descida do nitrogênio na forma de NO_3^- , é maior. Além disso, parte do sal mineral (NaCl) fornecido aos animais pode estar retornando também na urina e intensificando a lixiviação. Esses fenômenos podem explicar as maiores perdas de cálcio por lixiviação e, conseqüentemente, balanço mais negativo do pastejo intenso em comparação ao pastejo moderado (Tabela 6).

Para o potássio, que tem seu conteúdo nos grãos de soja cerca de seis vezes maior que o de cálcio e de magnésio, as saídas produtivas corresponderam a 76; 80 e 78% do total de saídas, para o pastejo intenso, moderado e sem pastejo, respectivamente (Tabela 8). Dessa forma, praticamente todo adubo adicionado foi exportado nos grãos de soja, resultando, devido às perdas por lixiviação e/ou escoamento superficial, em balanço negativo de potássio para todos os tratamentos (Tabela 8). Diante disso, deve-se ter mais atenção na adubação potássica desses sistemas.

Efeitos da saída de potássio em áreas de ILP já foram relatados anteriormente, nesse mesmo experimento, por Ferreira *et al.* (2009). Como discutido, grande parte do potássio ingerido pelo animal retorna ao sistema pela urina, de forma concentrada em uma pequena porção do solo (Haynes & Williams, 1993). Isso facilita o processo de lixiviação de K^+ . Para um sistema de pastejo intensivo, com cerca de três bovinos ha^{-1} (com 450 kg de PV cada), estima-se que 230, 180 e 15 $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ de K, N e S retornem à pastagem pela urina (Hutton *et al.*, 1967; Hogg, 1981; Ledgard *et al.*, 1982). No entanto, esse aporte é feito ao solo a uma vazão de $0,2 \text{ L s}^{-1}$ (Goodall, 1951), o equivalente à aplicação de 10 L m^{-2} (Hogg, 1981) ou 200 a 600 kg N ha^{-1} (Black, 1992). Assim, grande parte dos nutrientes que retornam pela urina dos animais não chega a ser reciclada pelas plantas (Haynes & Williams, 1993).

Por outro lado, a área sem pastejo, por não ter o estímulo da desfolhação pelo animal (pastejo), atinge sua maturação vegetal mais cedo (Aguinaga *et al.*, 2008). Assim, por não ser um componente estrutural da planta, o potássio a partir desse estágio fica “livre” (Taiz & Zeiger, 2004), chegando ao solo apenas pela ação da precipitação (lavagem das plantas). Além disso, o K^+ também pode ser perdido quando é o cátion acompanhante no processo de lixiviação do NO_3^- .

Tabela 8. Balanço de potássio na camada de 0 a 40 cm do solo aos nove anos de adoção de um sistema de integração soja-bovinos de corte com diferentes intensidades de pastejo

	Pastejo intenso ⁽¹⁾	Pastejo moderado ⁽²⁾	Sem pastejo
	----- kg ha ⁻¹ -----		
Entrada			
Adubo	473	473	473
Saídas			
Grãos de soja	474	461	483
Carne bovina	6,3	4,6	-
Lixiviação/Escoamento superficial ⁽³⁾	149	120	139
Recalcitrante nos resíduos (Nov/2001)⁽⁴⁾			
Pastagem	17,6	44,0	66,3
Esterco bovino ⁽⁵⁾	4,6	1,7	-
Folha da soja	0,0	0,0	0,0
Caule da soja	0,0	0,0	0,0
Recalcitrante nos resíduos (Mai/2010)⁽⁴⁾			
Pastagem	1,0	4,6	9,1
Esterco bovino ⁽⁵⁾	1,6	1,7	-
Folha da soja	6,9	7,3	6,9
Caule da soja	35,9	35,2	41,5
Estoque no solo			
Novembro de 2001	439	415	432
Maio de 2010	260	299	292
Balanço final	-156	-112	-149

⁽¹⁾ Altura de manejo do pasto de 10 cm. ⁽²⁾ Média da altura de manejo do pasto de 20 e 30 cm.

⁽³⁾ Obtido pela subtração do estoque final calculado (estoque inicial do solo + entradas – saída nos grãos de soja - saída na carne bovina) e o estoque final real (medido em análise em maio de 2010). ⁽⁴⁾ Estimado pela produção de resíduo dos dois períodos e os dados de taxa de decomposição de Assmann (2013). ⁽⁵⁾ Estimado segundo os dados de Silva (2012).

Deste modo, mesmo que haja o estímulo à produção de raízes em camadas mais profundas pelo pastejo, que diminui a lixiviação de cátions – como ocorreu para o Ca^{2+} e para o Mg^{2+} (Tabelas 6 e 7) –, a perda de K^+ do sistema de ILP se equipara à do SPD apenas com plantas para fins de cobertura no inverno devido à dinâmica da urina (Tabela 8). O pastejo

moderado mostrou ser o manejo mais adequado para equilibrar esses dois processos (perda por urina e maturação antecipada da cultura), diminuindo as perdas por lixiviação (Tabela 8).

Para verificar a eficiência do uso dos nutrientes em análise nos diferentes sistemas, foi utilizada a diferença entre o estoque inicial do sistema (solo + recalcitrante nos resíduos), acrescido de todas as entradas, e o estoque final, caracterizando o quanto cada sistema utilizou de nutriente ao longo dos nove anos, de forma produtiva ou não. Assim, como discutido até aqui, as maiores saídas de cálcio e de magnésio no tratamento sem pastejo refletiram-se em menor eficiência desse sistema em converter esses nutrientes em proteína (Figura 14). Embora esse manejo não produza proteína no período hibernar (ausência de animais), a sua produção total de proteína não se diferenciou ($p < 0,05$) das áreas com pastejo (Figura 13), evidenciando que a sua menor eficiência de uso de cálcio e de magnésio (Figura 14) é resultado do balanço global desses nutrientes (Tabelas 6 e 7). Em média, cada kg de cálcio aportado ao solo, com a presença e a ausência de animais (somente com pastagem), resulta na produção de 9,0 e 5,8 kg de proteína e, cada quilo de magnésio, 29,3 e 18,3 kg, respectivamente, para os manejos anteriormente citados. Em relação à eficiência de uso do potássio, não houve distinção ($p < 0,05$) entre os sistemas analisados (Figura 14), sendo que a produção de proteína com o uso de 1 kg de potássio foi ao redor de 16,3 kg.

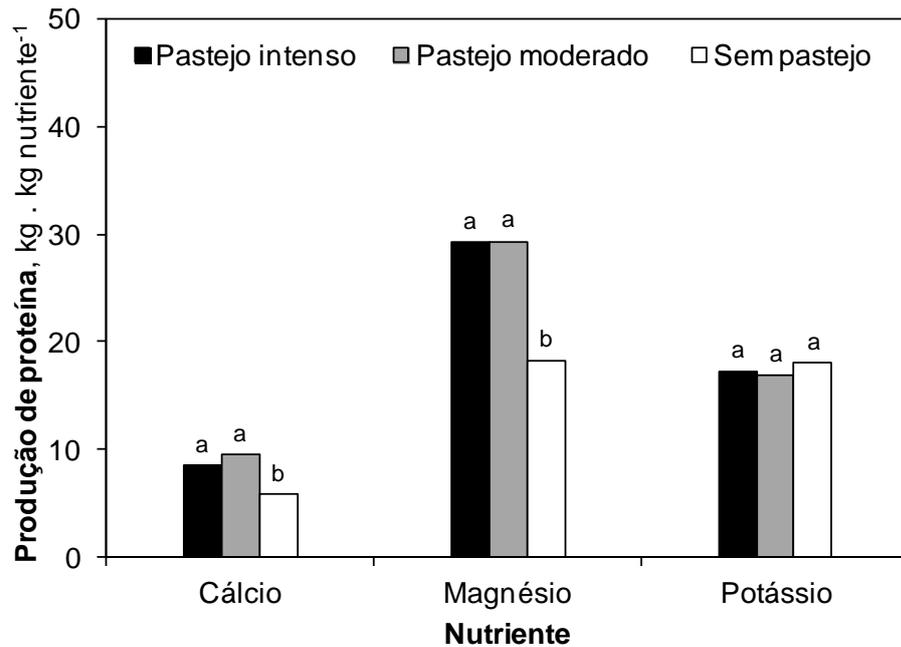


Figura 14. Eficiência de uso de cálcio, magnésio e potássio, para a produção de proteína, em sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto, com diferentes intensidades de pastejo. Médias seguidas da mesma letra na coluna não apresentam diferença significativa pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

Algumas estratégias de mitigação podem ser adotadas para diminuir as saídas não produtivas de nutrientes do sistema, além da adoção do pastejo moderado no período hibernar que, dentre os tratamentos avaliados, se mostrou a melhor alternativa. Dentre elas, cita-se a liberação lenta dos adubos nitrogenados utilizados nos sistemas de produção, para também diminuir as perdas por volatilização, que também auxiliam na diminuição do seu potencial acidificante. Dessa forma, a taxa de liberação de nitrogênio do grânulo de ureia, por exemplo, aproxima-se da taxa de absorção pelas plantas (Rawluk *et al.*, 2001; Hirel *et al.*, 2011; Soares *et al.*, 2012), aumentando a eficiência de uso do N e diminuindo a possibilidade de lixiviação como NO_3^- (Tang & Rengel, 2003). Do ponto de vista da acidificação do solo, a utilização de fontes amoniacais deve sempre ser evitada (Barak, 2000).

Di & Cameron (2004a) encontraram menores perdas de cálcio, magnésio e potássio por lixiviação em áreas pastejadas com o uso de inibidores de nitrificação. As perdas de cálcio eram da ordem de $120 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, valor semelhante ao encontrado para o pastejo intenso e moderado neste trabalho, que foi de 131 e $116 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente. Com o uso

do inibidor, as perdas diminuíram para 70 a 50 kg ha⁻¹ ano⁻¹. Esses inibidores ajudam a reter o N na camada superficial do solo, com grande quantidade de cargas negativas, por permanecer na forma amoniacal (NH₄⁺). Assim, o nitrogênio permanece durante um período de tempo maior para a absorção por parte da pastagem, podendo até mesmo resultar em maior produção de biomassa. Inclusive nas áreas que recebem a urina, o inibidor de nitrificação resultou em massa de forragem 30% maior do que em áreas onde o inibidor não foi utilizado (Di & Cameron, 2004b; 2005). Maior produção de forragem devido à diminuição das perdas por lixiviação também foram observadas quando a ureia granulada foi tratada com inibidor de urease (Zaman & Blennerhassett, 2010; Dawar *et al.*, 2011).

Segundo Black (1992), é extremamente difícil desenvolver práticas de manejo que controlem a lixiviação de nitrato a ponto de prevenir a acidificação da superfície do solo. A maior parte da água que percola no perfil do solo – responsável pela lixiviação – não flui através dos agregados, mas ao redor deles. A água no interior dos agregados permanece praticamente imóvel. O NO₃⁻ e outros solutos se movem, lentamente, por difusão, do interior dos agregados para a solução externa (Addiscott, 2004). Assim, sistemas que aumentem o estado de agregação do solo podem auxiliar no sentido de diminuir a lixiviação do NO₃⁻. Nesse sentido, Souza *et al.* (2010) demonstraram haver aumento do estado de agregação do solo em sistema de ILP, principalmente com pastejo moderado, em comparação ao SPD apenas com plantas de cobertura no inverno. Como a agregação é uma propriedade do solo que evolui com o tempo (Campo *et al.*, 2008), espera-se que a magnitude dos seus efeitos também aumentem e na mesma proporção, com o passar dos anos.

4.4. Conclusões

A presença de animais em pastejo, em sua integração com soja, independentemente da sua intensidade, resulta em menor reacidificação do solo ao longo do tempo de condução do sistema.

O balanço de cálcio e de magnésio é mais negativo na ausência de pastejo, enquanto o pastejo moderado acarreta em balanço desses nutrientes.

O balanço de potássio é negativo, independentemente do manejo do sistema, devido à sua exportação nos grãos de soja e, às perdas não produtivas no sistema.

A integração soja-bovinos de corte, com pastejo intenso ou moderado, é mais eficiente em converter cálcio e magnésio em proteína, enquanto a eficiência de uso do potássio independe da presença do animal em pastejo.

5. ESTUDO 2 – ATRIBUTOS DE ACIDEZ DO SOLO E PRODUTIVIDADE DA SOJA APÓS REAPLICAÇÃO DE CALCÁRIO EM SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA EM PLANTIO DIRETO

5.1. Introdução

Nas últimas décadas, o modelo de agricultura do trópico e subtropical no Brasil passou por uma grande mudança em relação ao manejo do solo. O preparo convencional – aração e gradagem da camada superficial do solo – começou a ser substituído pelo sistema plantio direto (SPD). No Brasil, a área nesse sistema ultrapassa os 32 milhões de hectares (FEBRAPDP, 2012). Na região do subtropical brasileiro, estima-se que 11 milhões de hectares estejam em SPD, com culturas estivais como o milho e a soja (CONAB, 2012). Desse total, no ano de 2012, apenas 2,1 milhões de hectares foram utilizados com lavouras de inverno (CONAB, 2012). O restante permaneceu no período entre safras de verão sem produzir riqueza alguma, com uma área de cerca de 4,0 milhões de hectares com culturas de cobertura de alto potencial forrageiro, como a aveia-preta e o azevém e o restante em pousio.

A principal razão para os agricultores não cultivarem grãos hibernais é o alto risco de frustração de safra, além do baixo retorno econômico historicamente apresentado, sobretudo no Rio Grande do Sul (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 (compactação do solo) dos animais para a cultura de verão subsequente. No entanto, diversos trabalhos vêm demonstrando que a integração da lavoura

com a pecuária (ILP) em uma mesma área não acarreta em prejuízos para o produtor, quando da boa gestão e adequado manejo da carga animal, seja no âmbito econômico e produtivo ou nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo (Conte *et al.*, 2008; Flores *et al.*, 2008; Souza *et al.*, 2010a; Carvalho *et al.*, 2011a; Martha Júnior *et al.*, 2011). Além disso, a ILP está entre as estratégias mundiais (Herrero *et al.*, 2010) e nacionais (Gouvello, 2010) de agricultura de baixo carbono para atender à crescente demanda por alimentos.

Apesar dos numerosos trabalhos que abordam questões relativas à ILP, publicados nos últimos cinco anos, em esfera nacional e internacional, raros são os que abordam a dinâmica da acidez e da reaplicação de calcário na superfície do solo nesses sistemas. Grande parte dos protocolos experimentais de ILP apenas faz uso da calagem como uma prática agrícola de melhoria do solo, e não como um objeto de estudo. Entretanto, a presença do animal em pastejo altera o sistema, modificando os fluxos no sistema solo-planta-atmosfera, impondo heterogeneidade na distribuição espacial dos nutrientes, via pastejo seletivo e deposição de excrementos (Anghinoni *et al.*, 2011; Carvalho *et al.*, 2011b; Anghinoni *et al.*, 2013).

Essa dinâmica diferenciada que ocorre com a presença do animal, poderá influenciar a resposta do solo e das culturas à reaplicação superficial de calcário, em relação ao SPD. O pastejo de plantas forrageiras estimula o crescimento de suas raízes (Lorenz & Rogler, 1967) que irão contribuir no aumento do solo rizosférico e exsudação de ligantes orgânicos (Curl & Truelove, 1986), podendo contribuir no aumento da complexação de Al^{3+} e mobilidade dos produtos de dissolução do calcário (Ca^{2+} e Mg^{2+}) no perfil. Além disso, após sua decomposição, as raízes contribuem também no maior volume total de macroporos e na sua continuidade ao longo do perfil (bioporos) (Stirzaker *et al.*, 1996), fato este que auxilia a descida de partículas finas do corretivo. Pádua *et al.* (2006) verificaram que a mobilidade do calcário aplicado na superfície é maior em áreas cujo uso anterior era com espécies arbóreas, mata nativa ou pastagem, e não naquelas com culturas agrícolas anuais.

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho é verificar a evolução dos atributos de acidez do solo e a produtividade da soja após a reaplicação superficial de calcário, em um sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto, no sul do Brasil, com diferentes intensidades de pastejo.

5.2. Material e métodos

O protocolo experimental base para o presente estudo foi descrito anteriormente, no Item 3. Dele, amostras de solo foram coletadas até 40 cm de profundidade, aos 12, 18, 24 e 30 meses após a reaplicação superficial de calcário (maio de 2010). A primeira e terceira épocas correspondem, respectivamente, ao final do ciclo da soja (maio) da safra agrícola de 2010/11 e 2011/12. A segunda e quarta épocas correspondem, respectivamente, ao final do ciclo de pastejo (novembro) do ano de 2011 e 2012. As amostras de solo foram estratificadas em doze camadas: 0 a 2,5; 2,5 a 5,0; 5,0 a 7,5; 7,5 a 10,0; 10,0 a 12,5; 12,5 a 15,0; 15,0 a 17,5; 17,5 a 20,0; 20,0 a 25,0; 25,0 a 30,0; 30,0 a 35,0 e 35,0 a 40,0 cm. Para a coleta, trincheiras foram abertas em três pontos representativos dentro de cada subparcela (reaplicação de calcário) das parcelas (intensidades de pastejo). Nas camadas de 0 a 20 cm, utilizou-se a pá de corte e, de 20 a 40 cm, o trado holandês. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e levadas ao Laboratório de Pesquisa em Fertilidade do Solo da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), secas, moídas (peneira de 2 mm) e guardadas em potes plásticos fechados.

Foi realizada, nessas amostras, a análise do pH-H₂O (relação 1:1) e do índice SMP (para estimativa da acidez potencial H+Al); Ca, Mg e Al trocáveis (KCl 1 mol L⁻¹); e K disponível (Mehlich-1), segundo Tedesco *et al.* (1995). De posse dos resultados, calculou-se a saturação por bases ($[K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+}] / CTC_{pH7,0}$) e a saturação por alumínio ($Al^{3+} / CTC_{efetiva}$). Considerou-se como atributos de acidez do solo, para medir a sua evolução após a reaplicação de calcário, o pH-H₂O, a saturação por bases e a saturação por alumínio.

A produtividade de soja foi determinada nas safras agrícolas de 2010/11, 2011/12 e 2012/13, que correspondem ao período de 6 a 12, 18 a 24 e 30 a 36 meses após a reaplicação de calcário. Por ocasião da maturação da cultura, a colheita foi realizada manualmente com a coleta de 10 m lineares (cinco locais representativos) em cada subparcela. As amostras foram levadas ao Departamento de Solos da UFRGS, trilhadas, limpas e pesadas. Realizou-se ainda a determinação da umidade dos grãos e a padronização do peso para a umidade de 13%. Nas mesmas ocasiões das coletas para determinação da

produtividade, dez plantas representativas dos 10 m lineares coletados foram selecionadas para análise de seu resíduo: caule, folhas e vagens (sem os grãos). As amostras foram acondicionadas e levadas ao Laboratório de Pesquisa em Fertilidade do Solo da UFRGS, secas, pesadas, moídas e guardadas em potes plásticos fechados. Foi realizada, nessas amostras, análise de potássio, cálcio e magnésio do tecido vegetal, segundo Tedesco *et al.* (1995).

Os dados de precipitação para as safras agrícolas de soja em estudo (2010/11, 2011/12 e 2012/13 – Figura 15) foram os da média das três estações meteorológicas mais próximas ao local do experimento: Cruz Alta, Santa Maria e São Luiz Gonzaga (INMET, 2013).

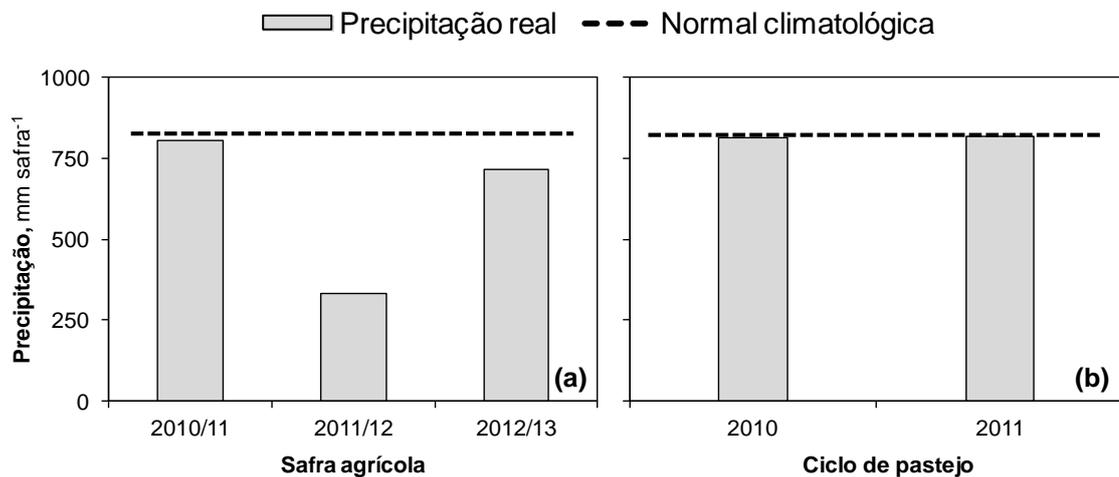


Figura 15. Precipitação total das safras agrícolas de soja (a) e dos ciclos de pastejo (b) em sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto (São Miguel das Missões/RS, 2010 a 2013). Safra agrícola de soja = novembro a março. Ciclo de pastejo = junho a novembro.

Os resultados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e, quando significativa ($p < 0,05$), as médias foram comparadas pelo teste Tukey ($p < 0,05$). Os seguintes modelos estatísticos foram utilizados na ANOVA:

a) Evolução dos atributos de acidez no perfil do solo após a reaplicação superficial de calcário:

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

Onde: μ = média geral do experimento; B = bloco ($i = 1, 2, 3$); P = profundidade ($j = 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12$); R = reaplicação de calcário ($k = 1, 2$) e Erro = erro experimental.

b) Atributos de acidez do solo após 30 meses da reaplicação superficial de calcário, nas áreas com e sem reaplicação:

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

Onde: μ = média geral do experimento; B = bloco ($i = 1, 2, 3$); P = profundidade ($j = 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12$); T = intensidade de pastejo ($k = 1, 2, 3$) e Erro = erro experimental.

c) Produtividade da soja:

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

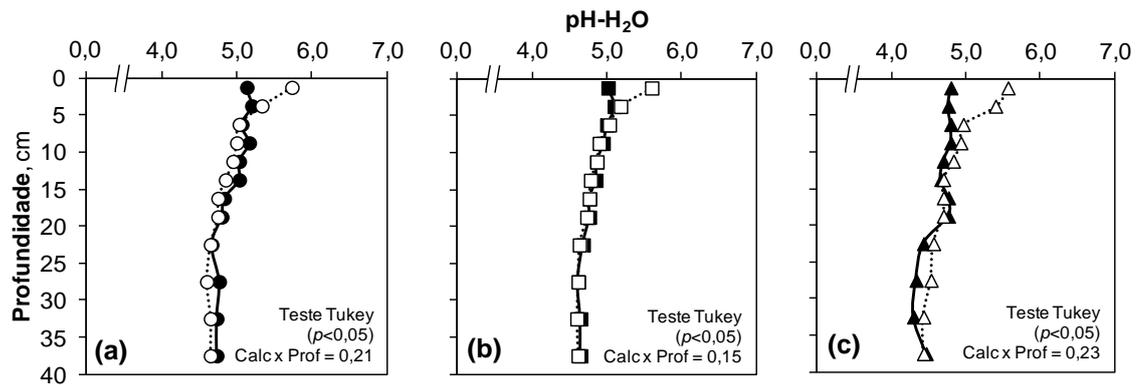
Onde: μ = média geral do experimento; B = bloco ($i = 1, 2, 3$); R = reaplicação de calcário ($j = 1, 2$); T = intensidade de pastejo ($k = 1, 2, 3$) e Erro = erro experimental.

5.3. Resultados e discussão

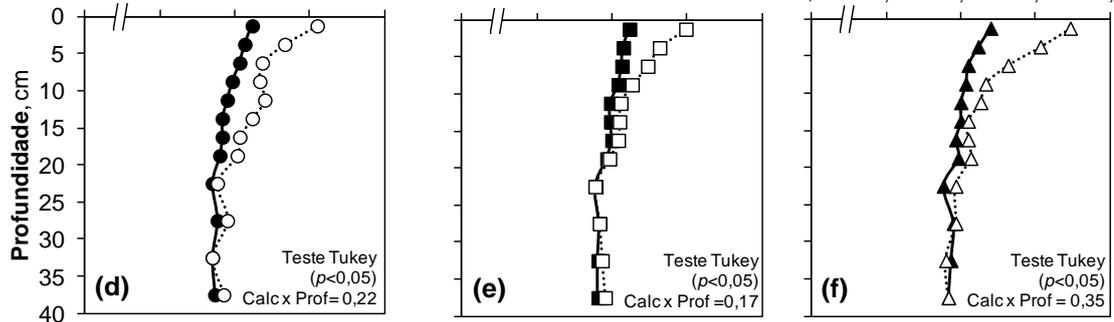
Os atributos de acidez do solo, pH-H₂O (Figura 16), saturação por bases (Figura 17) e saturação por alumínio (Figura 18), após 12, 18, 24 e 30 meses da reaplicação de calcário, evoluíram de maneira compatível com os efeitos esperados da recalagem nas diferentes intensidades de pastejo. Isso porque o comportamento desses atributos na química dos solos é interligado, sendo o aumento de pH acompanhado do aumento da saturação por bases e da diminuição da saturação por alumínio (McBride, 1994; Sparks, 2003).

É importante salientar que, independentemente dos tratamentos, todas as áreas apresentaram uma variação nos seus atributos de acidez entre o final do ciclo da soja (12 e 24 meses) e o final do ciclo de pastejo (18 e 30 meses) (Figuras 16, 17 e 18). A maior acidez do solo, observada após os ciclos da soja, acaba “mascarando” os efeitos da reaplicação de calcário. Essa condição deve estar relacionada à acidificação do solo causada pelo cultivo de leguminosas. Apesar de, diretamente, não ocorrer liberação de prótons no processo de fixação de N₂ há, indiretamente, uma acidez líquida (exsudação radicular de H⁺) gerada no cultivo de leguminosas fixadoras (Bolan *et al.*, 1991), como a soja. Isso ocorre devido à maior absorção de cátions básicos como o Ca²⁺, Mg²⁺ e K⁺ e menor de ânions (Vitti & Trevisan, 2000), justamente por não depender do suprimento de N da solução do solo, comumente encontrado na forma aniônica (NO₃⁻).

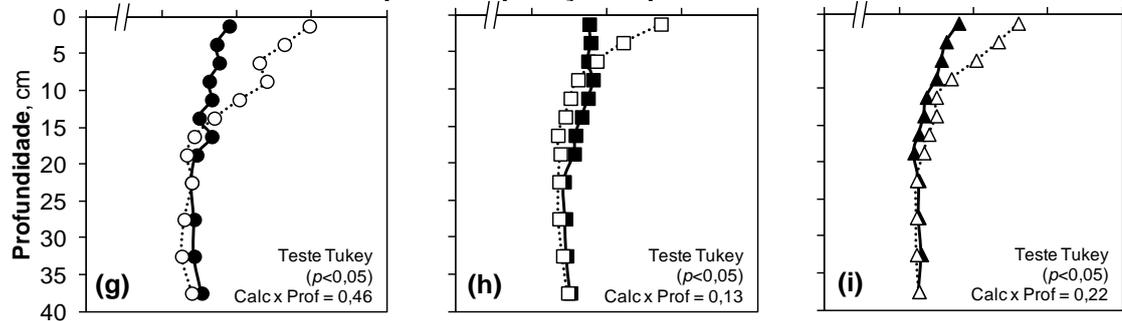
12 meses após a reaplicação superficial de calcário:



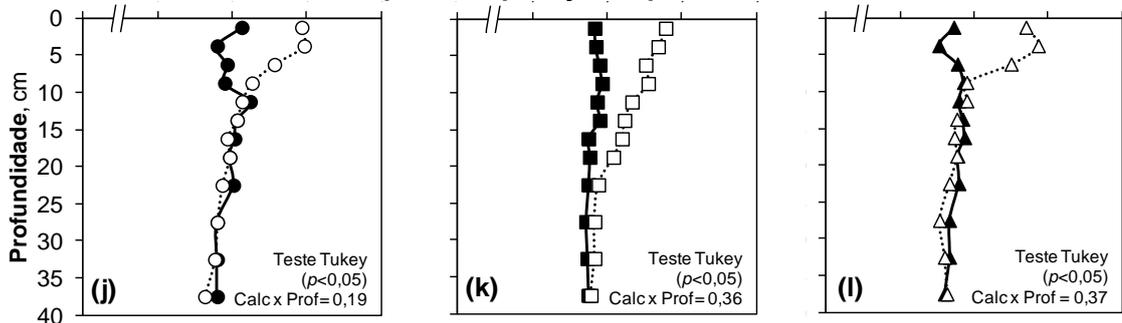
18 meses após a reaplicação superficial de calcário:



24 meses após a reaplicação superficial de calcário:



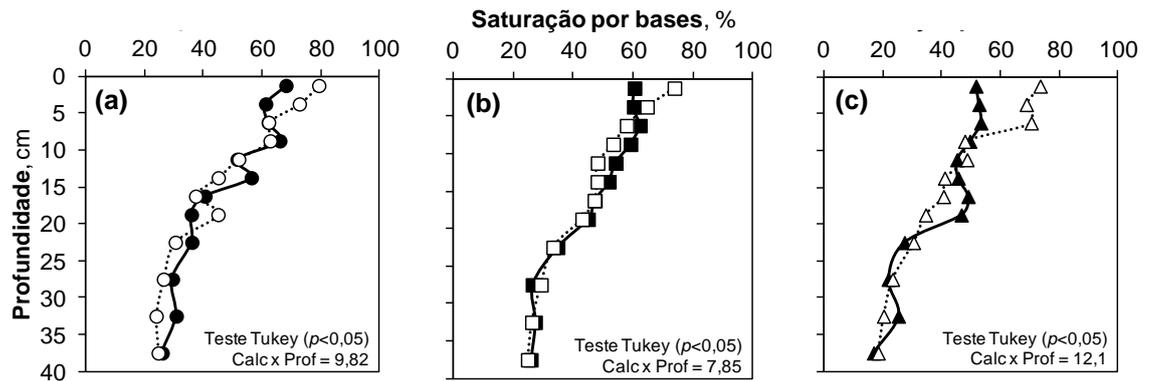
30 meses após a reaplicação superficial de calcário:



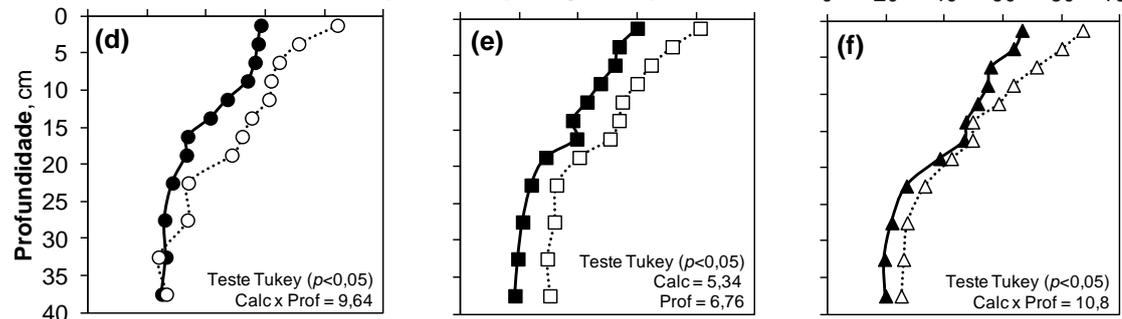
Sem reaplicação de calcário: ● Pastejo intenso ■ Pastejo moderado ▲ Sem pastejo
Com reaplicação de calcário: ○ Pastejo intenso □ Pastejo moderado △ Sem pastejo

Figura 16. pH-H₂O do solo em diferentes épocas após a reaplicação superficial de calcário em sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto, com diferentes intensidades de pastejo.

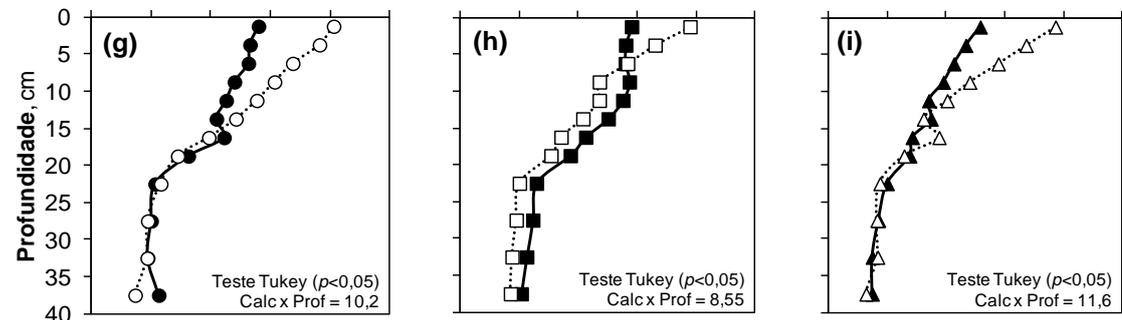
12 meses após a reaplicação superficial de calcário:



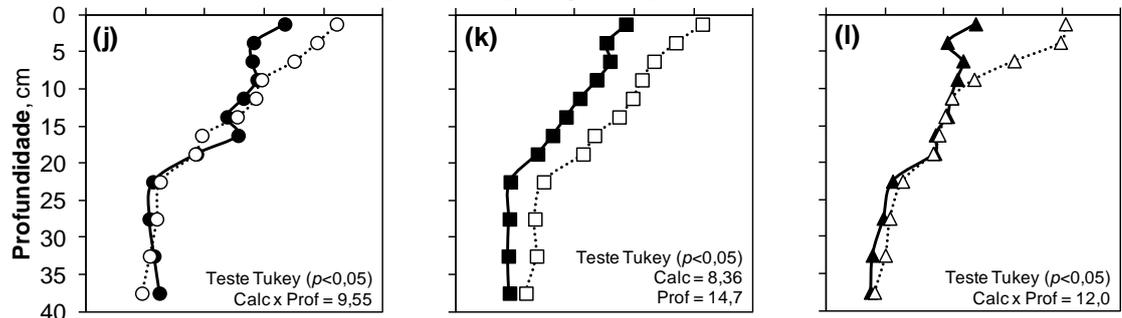
18 meses após a reaplicação superficial de calcário:



24 meses após a reaplicação superficial de calcário:



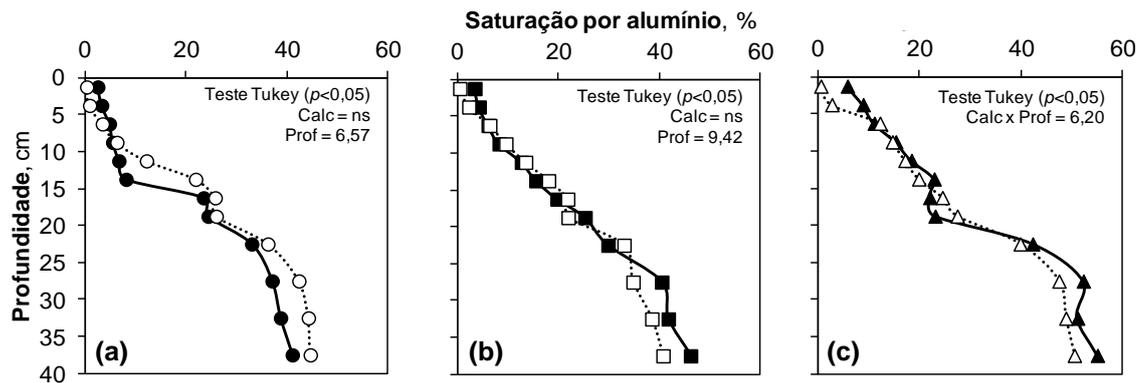
30 meses após a reaplicação superficial de calcário:



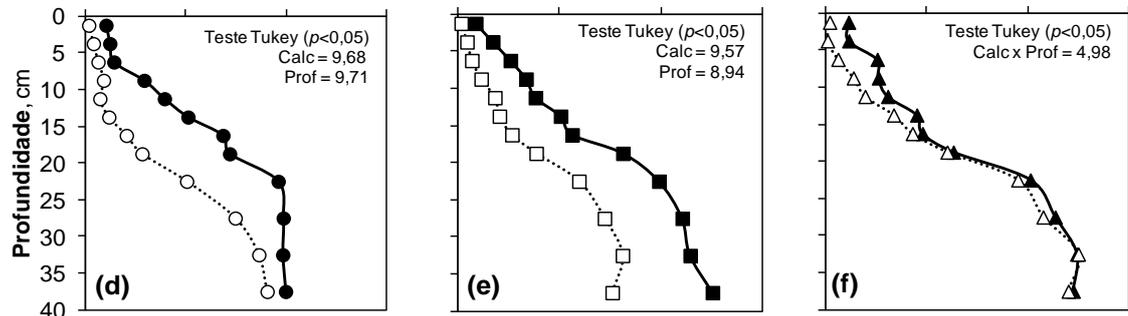
Sem replicação de calcário: ● Pastejo intenso ■ Pastejo moderado ▲ Sem pastejo
Com replicação de calcário: ○ Pastejo intenso □ Pastejo moderado △ Sem pastejo

Figura 17. Saturação por bases do solo em diferentes épocas após a reaplicação superficial de calcário em sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto, com diferentes intensidades de pastejo.

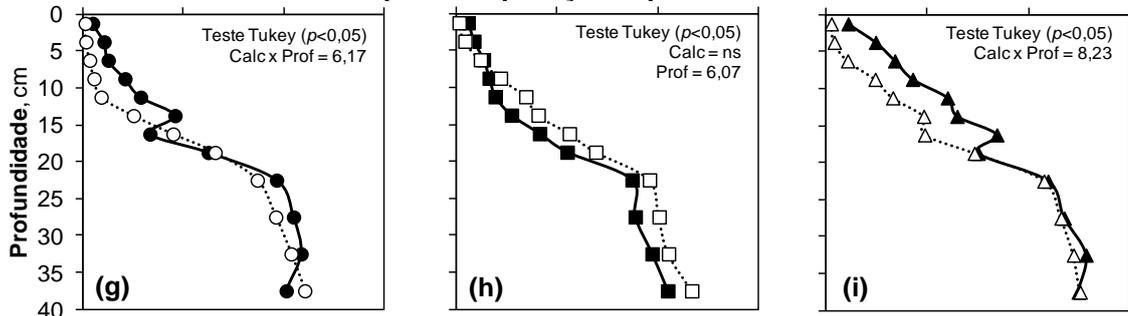
12 meses após a reaplicação superficial de calcário:



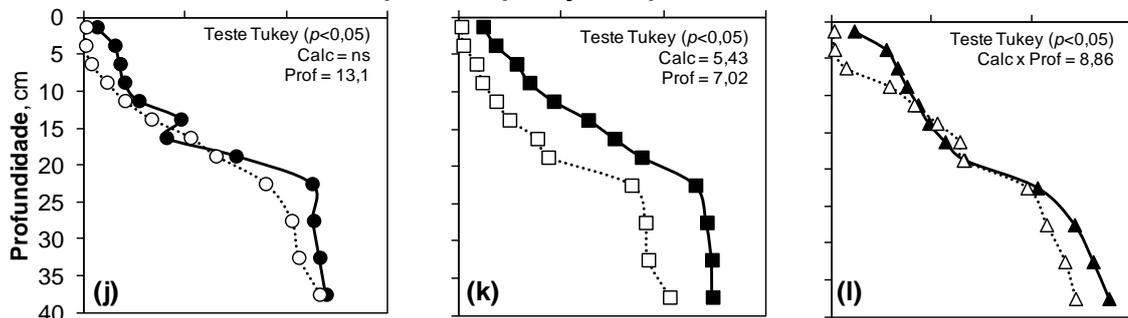
18 meses após a reaplicação superficial de calcário:



24 meses após a reaplicação superficial de calcário:



30 meses após a reaplicação superficial de calcário:



Sem reaplicação de calcário: ● PASTEJO INTENSO ■ PASTEJO MODERADO ▲ SEM PASTEJO
Com reaplicação de calcário: ○ PASTEJO INTENSO □ PASTEJO MODERADO △ SEM PASTEJO

Figura 18. Saturação por alumínio do solo em diferentes épocas após a reaplicação superficial de calcário em sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto, com diferentes intensidades de pastejo.

Tang *et al.* (1997) comprovaram essa desproporção pela análise da excreção líquida positiva de prótons de doze espécies de pastagens leguminosas fixadoras de N₂. Entretanto, essa é uma acidez temporária. Muitos estudos já foram realizados comprovando a ação corretiva que os resíduos orgânicos possuem (Noble *et al.*, 1996; Yan *et al.*, 1996; Franchini *et al.*, 1999a; Butterly *et al.*, 2013), sendo que, após a decomposição do resíduo, a condição de acidez ou alcalinidade voltará a ser similar com a inicial (previamente à semeadura) (Wong & Swift, 2003). Essa similaridade será tão maior quanto menor for a saída nos produtos do sistema (exportação), que conforme visto no Estudo 1, foi baixa para os principais cátions básicos do solo.

Em relação ao pH-H₂O (Figura 16), aos 12 meses após a reaplicação de calcário (maio de 2011, final do ciclo da soja da safra 2010/11), houve aumento na camada superficial em todos os tratamentos. Nas áreas de pastejo intenso ou moderado, esse aumento se restringiu até 2,5 cm (Figura 16a, b), enquanto na área sem pastejo (apenas com plantas de cobertura no inverno), o aumento do pH-H₂O foi verificado até 5 cm de profundidade (Figura 16c). Passado mais seis meses (18 meses após a reaplicação), o aumento do pH-H₂O devido à calagem foi observado até 20 e 10 cm de profundidade nas áreas com pastejo intenso (Figura 16d) e moderado (Figura 16e), respectivamente. Enquanto isso, nas áreas sem pastejo, o aumento foi verificado somente até 7,5 cm (Figura 16f), mantendo-se nessa camada até a última época analisada, aos 30 meses após a reaplicação de calcário (Figura 16i, l). Comportamento muito semelhante ao pH-H₂O ocorreu na saturação por bases do solo desse tratamento (Figura 17c, f, i, l), com o efeito da calagem também ocorrendo apenas até 7,5 cm.

Já nas áreas com pastejo, após o ciclo da soja da safra 2011/12 (24 meses após a reaplicação superficial de calcário), as áreas com calagem apresentaram pH-H₂O superior ($p < 0,05$) em relação àquelas sem reaplicação de calcário até 10 e 5 cm para pastejo intenso e moderado, respectivamente (Figura 16g, h). Isso correspondeu à metade da profundidade que o efeito do calcário atingiu na época anterior (18 meses após a reaplicação), evidenciando a ação acidificante do cultivo da soja. Entretanto, ao final do ciclo de pastejo de 2012 (30 meses após a reaplicação), enquanto a área com pastejo intenso

manteve o efeito do calcário até 10 cm de profundidade (Figura 16j), a área de pastejo moderado mostrou aumento do pH-H₂O até 17,5 cm (Figura 16k).

Acompanhando o pH-H₂O, os tratamentos com pastejo e, especialmente após os ciclos de pastejo (18 e 30 meses após a reaplicação de calcário), tiveram aumento na saturação por bases devido à reaplicação de calcário também até maiores profundidades (Figura 17d, e, j, k). Aos 18 meses após a reaplicação, o aumento na saturação por bases devido à calagem foi verificado até 30 e 40 cm com pastejo intenso e moderado, respectivamente (Figura 17d, e). No pastejo moderado, a média da saturação por bases da camada de 0 a 40 cm, que foi de 37% sem a reaplicação de calcário, subiu para 50% com essa prática (Figura 17e). Já aos 30 meses após a reaplicação de calcário, a área com pastejo intenso mostrou aumento da saturação por bases apenas até 7,5 cm (Figura 17j).

A saturação por alumínio (Figura 18), aos 12 meses após a reaplicação de calcário, apresentou resposta somente na área sem pastejo, diminuindo os valores até 5 cm de profundidade (Figura 18c). A falta de resposta nas áreas com pastejo (Figura 18a, b) é resultado da baixa saturação por alumínio mesmo nas áreas sem reaplicação de calcário. Já após o ciclo de pastejo de 2011, 18 meses após a reaplicação de calcário, as áreas pastejadas com reaplicação de calcário mostraram menor saturação por alumínio ao longo de todo o perfil do solo analisado (0 a 40 cm, Figura 18d, e). Esses valores foram de 13 e 23% no pastejo intenso e 14 e 25% no pastejo moderado, nas áreas com e sem reaplicação de calcário, respectivamente. Já na área sem pastejo, o efeito se restringiu à camada de 0 a 15 cm (Figura 18f).

Ao final da segunda safra de soja após a reaplicação de calcário (24 meses após), o seu efeito na saturação por alumínio não foi verificado no pastejo moderado (Figura 18h). Com pastejo intenso, a calagem resultou em menores valores apenas na camada de 10 a 15 cm (Figura 18g) e, na área sem pastejo, até 17,5 cm de profundidade (Figura 18i). Aos 30 meses após a reaplicação de calcário (final do ciclo de pastejo de 2012), o pastejo moderado apresentou o mesmo comportamento dos 18 meses após a reaplicação (final do ciclo de pastejo de 2011), com menores valores de saturação por alumínio ao longo de todo o perfil na área que recebeu a calagem (de 28% na área sem para 17% na área com, Figura 18k). Já no pastejo intenso (Figura 18j), não

houve resposta à calagem para esse atributo, enquanto a área sem pastejo (Figura 18l) teve a saturação por alumínio diminuída pela ação do calcário de 2,5 até 7,5 cm de profundidade.

O aumento do pH em profundidade, devido à calagem superficial, pode ocorrer pela movimentação vertical de partículas finas do corretivo (Amaral *et al.*, 2004b), com sua dissolução liberando uma hidroxila em camadas mais profundas. Com a elevação do pH provocado pela liberação da hidroxila, há a precipitação do Al^{3+} e a geração de cargas negativas na fase sólida do solo, que serão preenchidas por um cátion básico, oriundo também da dissolução do corretivo (Ca^{2+} ou Mg^{2+} , no caso do calcário dolomítico) (Sparks, 2003). Assim, esse mecanismo (movimentação vertical de partículas do corretivo), é responsável pela melhoria de todos os atributos de acidez medidos neste trabalho, aumentando o pH e a saturação por bases e diminuindo a saturação por alumínio.

Essa movimentação pode ser favorecida pela maior agregação do solo e continuidade de poros ao longo do perfil. Estudo realizado anteriormente por Souza *et al.* (2010b) no mesmo protocolo experimental, mostrou que o diâmetro médio dos agregados do solo foi maior em áreas com pastejo, comparativamente àquelas sem a presença do animal. Além disso, o pastejo de plantas forrageiras pelo animal estimula o crescimento de suas raízes (Lorenz & Rogler, 1967; Lyons & Hanselka, 2012). Após sua decomposição, as raízes contribuem no maior volume total de macroporos e na sua continuidade ao longo do perfil (bioporos) (Stirzaker *et al.*, 1996). A presença de galerias resultantes da ação de insetos do solo, que já era sabido ser maior no SPD do que no preparo convencional (Gassen & Kochhann, 1998), também ganha maior magnitude com a presença do animal, pela ação de insetos incorporadores de esterco (Edwards *et al.*, 1988; Silva *et al.*, 2011). Esses processos provocados pelo pastejo podem estar contribuindo para a maior mobilidade das partículas do corretivo, proporcionando aumento do pH-H₂O e da saturação por bases e diminuição da saturação por alumínio, até maiores profundidades, nas áreas de ILP após o ciclo de pastejo (Figura 16d, e, j, k; Figura 17d, e, k; Figura 18d, e, k).

A dinâmica do N no sistema é outro processo que explica a menor acidez do solo, até camadas mais profundas, nas áreas com pastejo. O

aumento do pH-H₂O em subsuperfície nesses tratamentos (Figura 16d, e, j, k) também pode ter ocorrido devido à descida do NO₃⁻ até camadas com a presença de raízes que teriam absorvido esse íon. Para manter a eletroneutralidade celular, há a exsudação de hidroxila (OH⁻) ou bicarbonato (HCO₃⁻), subprodutos do metabolismo das plantas (Tang & Rengel, 2003; Taiz & Zeiger, 2004), que acabam elevando o pH do meio (Van Beusichem, 1981). Pelo fato das raízes das plantas forrageiras crescerem até maiores profundidades, quando estimuladas pelo pastejo (Lorenz & Rogler, 1976; Souza *et al.*, 2008; Carvalho *et al.*, 2011b; Lyons & Hanselka, 2012), a possibilidade de absorção do NO₃⁻ percolado é maior.

Ao descer no perfil do solo, o NO₃⁻ sempre carrega um “cátion acompanhante”, comumente uma base como o Ca²⁺, Mg²⁺ ou K⁺ (Crusciol *et al.*, 2011). Desse modo, nesse processo também deve haver um aumento da saturação por bases em profundidade. Essa dinâmica ganha maior magnitude na aplicação de fertilizantes nitrogenados (ureia, no caso do presente trabalho). Quando a ureia é aplicada no solo que sofreu calagem, a maioria do NH₄⁺ formado após sua hidrólise é convertido em NO₃⁻, pelo pH mais alto favorecer as bactérias nitrificadoras (Adams & Martin, 1984). Os prótons gerados durante a nitrificação auxiliam na dissolução do calcário, resultando na lixiviação de sais como o Ca(NO₃)₂, quando o fluxo preferencial de água for descendente (Caires, 2010). Este, provavelmente, foi o comportamento dos dois ciclos de pastejo estudados, pelo fato de não ter havido deficiência hídrica (Figura 15b).

Embora as doses de N aplicadas nos períodos hibernais tenham sido as mesmas para todos os tratamentos, a forma que as plantas utilizaram esse nutriente pode ter influenciado os diferentes resultados observados após os ciclos de pastejo. Ao final do ciclo de pastejo de 2012 (30 meses após a reaplicação de calcário), a dinâmica de crescimento das plantas da área sem pastejo e com pastejo intenso parece ter favorecido a lixiviação de cátions básicos e do nitrato para além da camada em estudo (0 a 40 cm) (Figura 16j, l; Figura 17f, j, l). A intensidade de desfolha realizada pelos animais no tratamento de pastejo intenso é muito elevada, podendo proporcionar uma taxa de crescimento mais lenta da pastagem (Carvalho *et al.*, 2005), diminuindo também a sua taxa de absorção de nutrientes. Por outro lado, a área sem pastejo, por não ter o estímulo da desfolha, atinge sua maturação vegetal mais

cedo (Aguinaga *et al.*, 2008), parando de exercer influência nos fluxos entre o solo e a planta. Assim, os nutrientes do par iônico entre um cátion básico (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) e o NO_3^- , não são absorvidos e reciclados pelas plantas, sendo lixiviados no perfil do solo (além dos 40 cm). Isso pode ter acontecido na área de pastejo intenso apenas na última época analisada (Figura 17j), pelo fato de que naquele ciclo de pastejo (2012) a dose de N foi de 140 kg ha^{-1} (1,6 a 3,1 vezes maior do que a dose comumente aplicada, conforme Tabela 5).

Além disso, os resíduos remanescentes, aliado à ausência de revolvimento, podem mobilizar cátions no solo e catalisar a ação da aplicação superficial de calcário. No SPD, há uma diminuição da taxa de decomposição dos resíduos orgânicos, com os ligantes orgânicos sendo preservados e passíveis de serem lixiviados na forma aniônica, juntamente de cátions básicos. No subsolo, esse cátion pode ainda ser deslocado pelo Al^{3+} , que tem maior afinidade pelos ligantes orgânicos e, desse modo, fica complexado (Miyazawa, 2000). Cassiolato *et al.* (2000) estudaram a influência do resíduo de aveia-preta, uma das espécies utilizadas no período hibernar do presente trabalho, na correção da acidez em profundidade no solo. O calcário foi aplicado superficialmente, com a utilização do dobro da dose requerida para neutralizar a acidez potencial ($\text{H}^+\text{+Al}$). Na ausência dos resíduos, o efeito da correção se limitou à profundidade de 10 cm; na sua presença (equivalente a 10 Mg ha^{-1}), houve aumento do pH e de Ca^{2+} trocável e diminuição do Al^{3+} trocável até 25 cm de profundidade.

Em relação à saturação por alumínio, nota-se que alguns tratamentos em determinadas épocas não sofreram efeito do calcário na diminuição da sua saturação na troca nas camadas superficiais do solo (Figura 18g, l). Isso, possivelmente, por que a decomposição dos resíduos gera um saldo líquido alcalinizante (Tang & Rengel, 2003). Assim, em solos onde há retorno de material orgânico à superfície, como naqueles em SPD, estabeleceu-se uma estratificação da acidez do solo, sendo menor na superfície e maior em subsuperfície (McLaughlin *et al.*, 1990). Especificamente, para a diminuição da fitotoxidez de Al, Hue (1992) relata que ela pode ser dar de duas formas: 1) precipitação do Al pelo OH^- liberado na reação entre ligante orgânico e óxidos da fase sólida (troca de ligantes); e 2) complexação do Al pelas moléculas orgânicas.

Apesar dos tratamentos com pastejo apresentarem um menor resíduo ao final do ciclo de pastejo, quanto maior a intensidade de pastejo, maior será a produção total de matéria seca (Carvalho *et al.*, 2011b) e a área coberta por placas de esterco (Silva, 2012). Os compostos hidrossolúveis oriundos do esterco também possuem uma alta capacidade de complexar alumínio em solução (Haynes & Molokobate, 2001) e, da mesma forma que os ânions orgânicos dos resíduos e dos exsudados das raízes, também colaboram na mobilidade dos cátions básicos no perfil (Li & Hue, 1996). Assim, conclui-se que nas áreas de ILP, sobretudo no período hibernar, continuamente ocorre geração e liberação de compostos orgânicos que irão auxiliar na correção da acidez do solo até maiores profundidades.

Flores *et al.* (2008) já haviam verificado, no mesmo protocolo experimental, que a presença dos animais favoreceu os efeitos em profundidade da calagem superficial, tendo sua resposta máxima nos atributos de acidez aos 24 meses após a aplicação. Nesse período, os tratamentos com diferentes intensidades de pastejo alcançaram, em média, melhorias nos atributos de acidez até 20 cm, enquanto que as áreas sem presença de animais alcançaram somente até 15 cm. Essa maior descida na área com pastejo foi atribuída, pelos autores, à presença do esterco e a produção de ácidos orgânicos de baixo peso molecular a partir dos resíduos animais (Baziramakenga & Simard, 1998) em adição aos de origem dos resíduos vegetais (Kochian, 1995; Ma *et al.*, 2001) e à alguma ação sinérgica do pastejo.

Comparando os atributos de acidez do solo em novembro de 2012, nos diferentes tratamentos de intensidade de pastejo, nas áreas com aplicação de calcário em 2001 (início do experimento, Figura 19a, b, c) e com aplicação de calcário em 2001 e 2010 (Figura 19d, e, f), também é possível perceber diferenças. Nas áreas que tiveram apenas uma aplicação de calcário (novembro de 2001), o pH-H₂O do solo (Figura 19a), na média do perfil, após 11 anos, foi maior nas áreas com pastejo intenso (5,0) e menor com pastejo moderado (4,8) e na área sem pastejo (4,7). O mesmo comportamento ocorreu para a saturação por bases (Figura 19b). Para a saturação por alumínio (Figura 19c), não houve diferenças entre os tratamentos. Conforme demonstrado no Estudo 1, os maiores valores de pH-H₂O e saturação por bases nas áreas com

pastejo deve-se ao papel dos animais, que atuam como agentes catalisadores da ciclagem (Anghinoni *et al.*, 2013; Assmann, 2013).

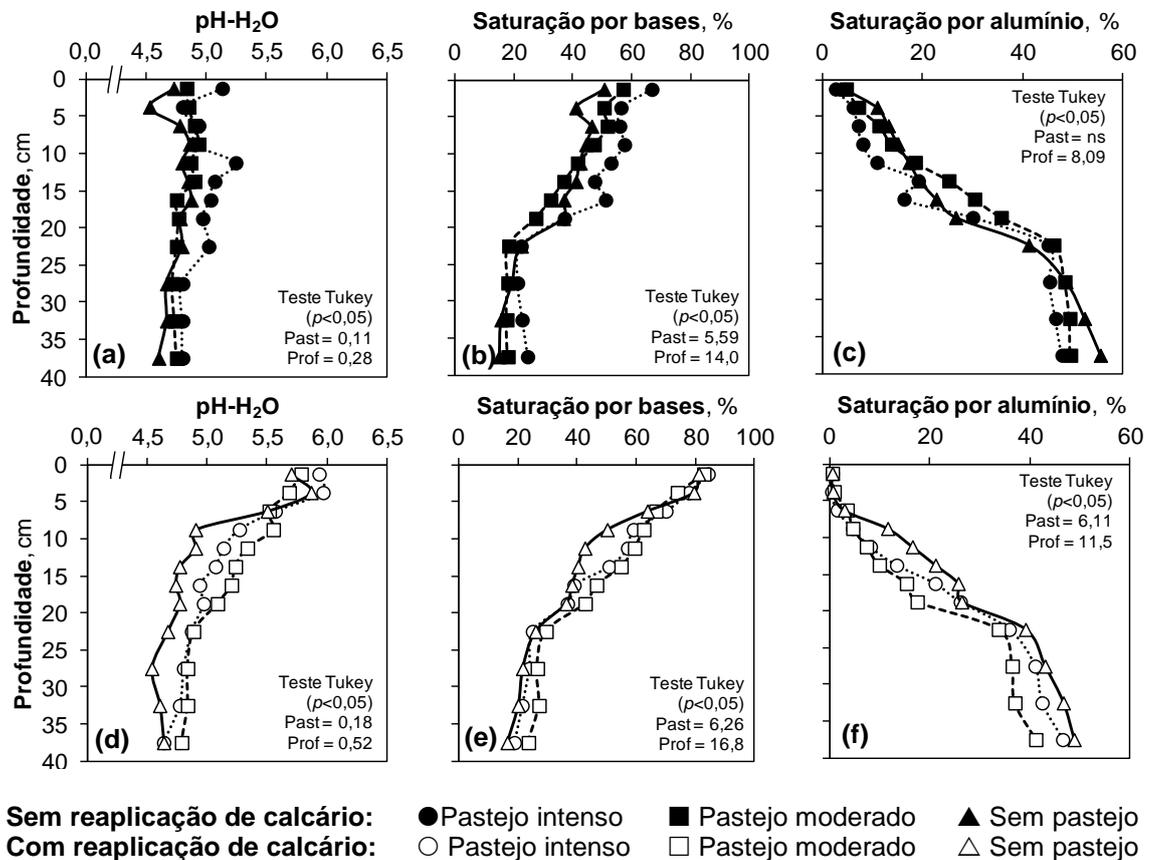


Figura 19. Atributos de acidez do solo nas áreas sem e com replicação de calcário, após 30 meses, em sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto, com diferentes intensidades de pastejo. Ambas as áreas receberam calagem superficial na implantação do experimento, há onze anos.

Na área com ambas as aplicações de calcário, em 2001 e 2010 (Figura 19d, e, f), maiores valores de pH-H₂O (Figura 19d) e saturação por bases (Figura 19e) na média do perfil também foram observados com a presença de animais, independentemente da intensidade de pastejo. O pH-H₂O nas áreas pastejadas ficou em 5,2 em comparação a 5,0 na área sem pastejo (Figura 19d). Já a saturação por bases ficou em 47; 50 e 43% para os tratamentos com pastejo intenso, pastejo moderado e sem pastejo, respectivamente (Figura 19e).

Em relação à saturação por alumínio, diferentemente da área com aplicação de calcário somente há 11 anos (Figura 19c), a área que também teve aplicação de calcário mais recente (2,5 anos) demonstrou que o pastejo moderado (Figura 19f) foi o tratamento que, na média do perfil, apresentou o menor valor de saturação por alumínio (17%), seguido do pastejo intenso (20%) que, por sua vez, não se diferenciou da área sem pastejo (24%). Assim, é possível concluir que, com ou sem reaplicação de calcário, a intensidade moderada de pastejo (20 a 30 cm de altura de manejo do pasto de inverno), é o manejo que menos acidifica o solo até 40 cm de profundidade.

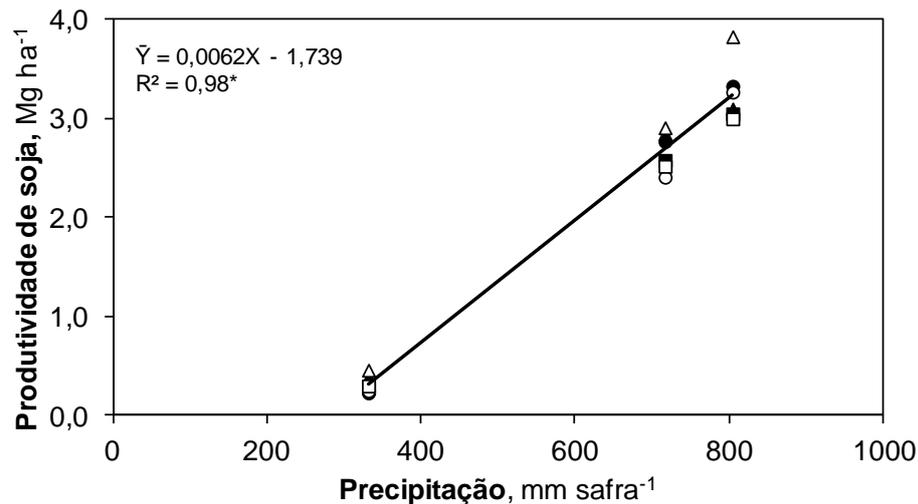
Apesar dos resultados da reaplicação de calcário terem se diferenciado ($p < 0,05$) entre os tratamentos de intensidade de pastejo (Figuras 16, 17, 18 e 19), a calagem não influenciou as produtividades de soja em nenhuma das três safras agrícolas analisadas (Tabela 9). Entretanto, houve diferença ($p < 0,05$) entre os tratamentos de intensidade de pastejo, independentemente da reaplicação de calcário, na safra 2011/12 (Tabela 9), que foi caracterizada por uma severa deficiência hídrica durante o ciclo de desenvolvimento da soja (Figura 15a).

Tabela 9. Produtividade da soja cultivada nas três safras agrícolas subsequentes à reaplicação superficial de calcário em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto com diferentes intensidades de pastejo

Intensidade de pastejo	Reaplicação de calcário ⁽¹⁾		Média
	Com	Sem	
----- Safra 2010/11 ⁽²⁾ , Mg ha ⁻¹ -----			
Pastejo intenso	3,27	3,33	3,30
Pastejo moderado	3,00	3,05	3,03
Sem pastejo	3,83	3,10	3,47
Média	3,41	3,15	
----- Safra 2011/12 ⁽²⁾ , Mg ha ⁻¹ -----			
Pastejo intenso	0,25	0,23	0,24 B
Pastejo moderado	0,30	0,28	0,29 B
Sem pastejo	0,46	0,39	0,43 A
Média	0,34	0,30	
----- Safra 2012/13 ⁽²⁾ , Mg ha ⁻¹ -----			
Pastejo intenso	2,41	2,77	2,59
Pastejo moderado	2,52	2,58	2,55
Sem pastejo	2,91	2,85	2,88
Média	2,61	2,73	

⁽¹⁾ Ambas as áreas receberam calagem superficial em novembro de 2001. A reaplicação de calcário foi realizada em maio de 2010. ⁽²⁾ As safras de 2010/11, 2011/12 e 2012/13 correspondem, respectivamente, ao período de 6 a 12, 18 a 24 e 30 a 36 meses após a reaplicação superficial de calcário. Letras maiúsculas comparam (teste Tukey $p < 0,05$), na coluna, as alturas de manejo do pasto na média da reaplicação de calcário. Ausência de letras = diferença não significativa.

Segundo Costa (2013), a maior produtividade da soja na safra 2011/12 das áreas sem a presença do animal na pastagem (inverno), ocorreu devido à maior lâmina de água contida na camada de 0 a 5 cm durante o desenvolvimento da cultura. Por sua vez, a produtividade e a lâmina de água dessa camada se correlacionaram positivamente com o resíduo sobre a superfície do solo, que colaborou no sentido de evitar as perdas de água por evaporação. Nas relações apresentadas na Figura 20, é possível perceber que o fator determinante para a variação na produtividade da soja, ao longo das safras em estudo, foi a precipitação ocorrida durante o ciclo de desenvolvimento da soja e não a reaplicação de calcário (Figura 15a).



Sem reaplicação de calcário: ● Pastejo intenso ■ Pastejo moderado ▲ Sem pastejo
Com reaplicação de calcário: ○ Pastejo intenso □ Pastejo moderado △ Sem pastejo

Figura 20. Relação entre produtividade de soja e a precipitação ocorrida nas safras agrícolas em estudo (2010/11, 2011/12 e 2012/13) nas áreas sem e com reaplicação de calcário em sistema de integração soja-bovinos de corte em plantio direto, com diferentes intensidades de pastejo. Pontos são médias de três repetições. Ambas as áreas receberam calagem superficial na implantação do experimento (2001). * = significativo ($p < 0,05$).

Brown *et al.* (2008) relatam que, em sistemas conservacionistas de manejo do solo de longa duração, há pouca ou nenhuma resposta das culturas à calagem, pelo tamponamento do pH devido à decomposição de resíduos e pela complexação do alumínio, tanto na fase sólida como na líquida do solo, conforme anteriormente demonstrado por Salet (1998) e Salet *et al.* (1999). Alguns autores evidenciam que a importância da calagem nesses sistemas é percebida em anos de déficit hídrico (Caires *et al.*, 2001; Tissi *et al.*, 2004; Joris *et al.*, 2012). Caires *et al.* (2005) verificaram que a produtividade de trigo, com longo estresse hídrico na fase vegetativa e logo após o florescimento, aumentou 200% (1,25 para 3,75 Mg ha⁻¹) em área cuja aplicação de calcário foi realizada há 10 anos em relação à área não corrigida.

Entretanto, essa resposta não foi verificada no presente trabalho, talvez pela severidade da deficiência hídrica (Figura 15a e Tabela 9). Esse resultado sugere que as recomendações e as tomadas de decisão utilizadas atualmente para a calagem (CQFS RS/SC, 2004) podem não estar adequadas no sentido de prover resposta às culturas agrícolas. Assim, são necessários

mais estudos para melhor elucidar as razões da falta de resposta a essa prática em determinados sistemas de produção.

5.4. Conclusões

Os atributos de acidez do solo, ao longo do ano, são afetados pela reaplicação de calcário e pela intensidade de pastejo, com maior acidez após o cultivo de soja.

Aumento no pH-H₂O e na saturação por bases e diminuição da saturação por alumínio, devido à reaplicação superficial de calcário, ocorrem até maiores profundidades nas áreas de integração lavoura-pecuária, independentemente da intensidade de pastejo.

O pastejo moderado no período hibernar é o manejo que proporciona menor acidez do solo em profundidade, em comparação ao pastejo intenso e ao sem pastejo, na produção integrada com a soja.

A produtividade da soja não é afetada pela reaplicação superficial de calcário em plantio direto, mesmo em anos de deficiência hídrica, independentemente da presença ou ausência de animais.

6. CONCLUSÕES

A presença dos animais em pastejo, em produção integrada com a soja, resulta em menor reacidificação do solo ao longo do tempo.

Enquanto o balanço de potássio é sempre negativo, o de cálcio e de magnésio é positivo na integração soja-bovinos de corte com pastejo moderado.

O sistema de integração soja-bovinos de corte, independentemente da intensidade de pastejo adotada, é mais eficiente em converter cálcio e magnésio em proteína. A eficiência de utilização do potássio é similar com a presença ou não do animal.

Todos os tratamentos apresentaram um processo contínuo de acidificação do solo ao longo do ano, sendo maior após a colheita da soja e menor após o ciclo de pastejo.

A melhoria nos atributos de acidez pela reaplicação superficial de calcário foi verificada até maiores profundidades na presença dos animais.

Independentemente da reaplicação de calcário, a integração soja-bovinos de corte com pastejo moderado resultou em menor acidez no solo em profundidade.

Apesar das condições ácidas do solo, em nenhum tratamento a produtividade da soja é afetada pela reaplicação de calcário, mesmo em anos de deficiência hídrica.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRACAL – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS PRODUTORES DE CALCÁRIO AGRÍCOLA, 2012. Site institucional. Disponível em: <www.sindical.com.br/fram_abracal.htm>. Acesso em: 17 mai. 2012.
- ABRUNA, F.; VICENTE-CHANDLER, J.; PEARSON, R.W. Effects of liming on yields and composition of heavily fertilized grasses and on soil properties under humid tropical conditions. **Soil Science Society of America Proceedings**, 28:657-661, 1964.
- ADAMS, F. & PEARSON, R.W. Crop Response to Lime in the Southern United States and Puerto Rico. In: PEARSON, R.W. & ADAMS, F. eds. **Soil Acidity & Liming**. Madison, American Society of Agronomy, 1967. p. 161-206.
- ADAMS, F.; WHITE JUNIOR, A.W.; DAWSON, R.N. Influence of lime sources and rates on Coastal bermudagrass production, soil profile reaction, exchangeable Ca and Mg. **Agronomy Journal**, 59:147-149, 1967.
- ADAMS, F.; MARTIN, J. B. Liming effects on nitrogen use and efficiency. In: HAUCK, R. D. (ed.). **Nitrogen in crop production**. Madison: American Society of Agronomy, 1984. p. 417-426.
- ADDISCOTT, T.M. Entropy and sustainability. **European Journal of Soil Science**, 46:161-168, 1995.
- ADDISCOTT, T.M. **Nitrate, agriculture and the environment**. Wallingford, CABI Publishing, 2004. 279p.
- AGUINAGA, A.A.Q.; CARVALHO, P.C.F.; ANGHIONI, I.; PILAU, A.; AGUINAGA, A.J.Q.; GIANLUPPI, G.D.F. Componentes morfológicos e produção de forragem de pastagem de aveia e azevém manejada em diferentes alturas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, 37:1523-1530, 2008.

- AMARAL, A.S.; ANGHINONI, I.; DESCHAMPS, F.C. Resíduos de plantas de cobertura e mobilidade dos produtos da dissolução do calcário aplicado na superfície do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 28:115-123, 2004a.
- AMARAL, A.S.; ANGHINONI, I.; HINRICHES, R.; BERTOL, I. Movimentação de partículas de calcário no perfil de um cambissolo em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 28:359-367, 2004b.
- ANDA – ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS. **Anuário estatístico do setor de fertilizantes - 2010**. São Paulo, 2011. 178 p.
- ANGHINONI, I. Fertilidade do solo e seu manejo no sistema plantio direto. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. eds. **Fertilidade do Solo**. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 873-928.
- ANGHINONI, I.; CARVALHO, P.C.F.; MORAES, A.; SOUZA, E.D.; CONTE, O.; LANG, C.R. Benefícios da integração lavoura-pecuária sobre a fertilidade do solo em sistema plantio direto. In: FONSECA, A.F.; CAIRES, E.F.; BARTH, G. **Fertilidade do solo em plantio direto**. Ponta Grossa: AEAGPG, 2011a, p. 1-31 (Em impressão).
- ANGHINONI, I.; CARVALHO, P.C.F; COSSTA, S.E.V.G.A. Abordagem sistêmica do solo em sistemas integrados de produção agrícola e pecuária no subtropical brasileiro. **Tópicos Ci. Solo**, 8:221-278, 2013.
- ASSMANN, J. M. **Ciclagem e estoque de nutrientes em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto de longa duração**. 2013. 136 p. Tese (Doutorado), Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- AVNIMELECH, Y & HAHER, M. Ammonia volatilization from soils: equilibrium considerations. **Soil Science Society of America Journal**, 41:1080-1084, 1977.
- BARAK, P.; JOBE, B.O.; KRUEGER, A. R.; PETERSON, L.A.; LAIRD, D.A. Effects of long-term soil acidification due to nitrogen fertilizer inputs in Wisconsin. **Plant and Soil**, 197:61-69, 1997.
- BARAK, P. **Long-term effects of nitrogen fertilizers on soil acidity**. In: Conference proceedings – Fertilizer, lime and pest management. Wisconsin, 2000. p. 223-229.
- BARBER, S.A. Liming Materials and Practices. In: PEARSON, R.W. & ADAMS, F. eds. **Soil Acidity & Liming**. Madison, American Society of Agronomy, 1967. p. 125-160.

- BAREKZAI, A. & MENGEL, K. Effect of microbial decomposition of mature leaves on soil pH. **Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde** 156:93-94, 1993.
- BAYER, C. & MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 21:105-112, 1997.
- BAZIRAMAKENGA, R. & SIMARD, R.R. Low molecular weight aliphatic acid contents of composted manures. **Journal of Environmental Quality**, 27:557-561, 1998.
- BESSHO, T. & BELL, L.C. Soil solid and solution phase changes and mung bean response during amelioration of aluminium toxicity with organic matter. **Plant & Soil**, 140:183-196, 1992.
- 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**, 4:102-107, 1988.
- BINKLEY, D. & RICHTER, D. Nutrient cycles and H⁺ budgets of forest ecosystems. **Advances in Ecological Research**, 16:1-51, 1987.
- BIRCHAM, J.S. **Herbage growth and utilization under continuous stocking management**. Thesis (Ph.D.), University of Edinburgh, 1981, 381 p.
- BISSANI, C.A. **Effects of root-derived organic acids on metal speciation in soil solution and bioavailability**. Madison, University of Wisconsin, 2000. 146p. (Tese de Doutorado)
- BLACK, A.S. Soil Acidification in Urine and Urea-Affected Soil. **Australian Journal of Soil Research**, 30:989-999, 1992.
- BOARETTO, A.E.; SPOLIDORIO, E.S.; FREITAS, J.G.; TRIVELIN, P.C.O.; MURAOKA, T.; CANTARELLA, H. Destino de ¹⁵N-ureia aplicada em sucessão trigo-soja. **Bragantia**, 63:265-274, 2004.
- BOLAN, N.S.; HEDLEY, M.J.; WHITE, R.E. Processes of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legume based pastures. **Plant and Soil**, 134:53-63, 1991.
- 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.; CURTIN, D. Soil acidification and liming interactions with nutrients and heavy metal transformation and bioavailability. **Advances in Agronomy**, 78:215,272, 2003.

- BORLAUG, N.E., AND C.R. DOWSWELL. 1997. The acid lands: One of agriculture's last frontiers. In: MONIZ, A.C.; FURLANI, A.M.C.; SCHAFFERT, R.E.; FAGERIA, N.H.; ROSOLEM, C.A.; CANTARELLA, H. (eds.). **Plant-Soil Interactions at Low pH**, Campinas/Viçosa: Brazilian Soil Science Society p. 5-15.
- BOUMAN, O.T.; CURTIN, D.; CAMPBELL, C.A; BIEDERBECK, V.O.; UKRAINETZ, H. Soil acidification from long-term use of anhydrous ammonia and urea. **Soil Science Society of America Journal**, 59:1488-1494, 1995.
- BRADY, N.C. & WEIL, R.R. **The nature and properties of soils**. 13.ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2002. 960p.
- BROWN, T.T.; KOENIG, R.T.; HUGGINS, D.R.; HARSH, J.B.; ROSSI, R.E. Lime effects on soil acidity, crop yield and aluminum chemistry in direct-seeded cropping systems. **Soil Science Society of America Journal** 72:634-640, 2008.
- BURESH, R.J.; SANCHEZ, P.A.; CALHOUN, F.G. Replenishing Soil Fertility in Africa. **Soil Science Society of America Special Publication**, n. 51, Madison: American Society of Agronomy, 1997.
- BURLE, M.L.; MIELNICZUK, J.; FOCCHI, S. Effect of cropping systems on soil chemical characteristics, with emphasis on soil acidification. **Plant and Soil**, 190:309-316, 1997.
- BUSCHBACHER, R.J. Cattle productivity and nutrient, fluxes on an Amazon pasture. **Biotropica**, 19:200-207, 1987.
- BUTTERLY, C.R.; BALDOCK, J.A.; TANG, C. The contribution of crop residues to changes in soil pH under field conditions. **Plant and Soil**, 366:185-198, 2013.
- CAIRES, E.F.; FONSECA, A.F. Absorção de nutrientes pela soja cultivada no sistema de plantio direto em função da calagem na superfície. **Bragantia**, v.59, p.213-220, 2000.
- CAIRES, E.F.; BANZATTO, D.A.; DA FONSECA, A.F. Calagem na superfície em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 24:161-169, 2000.
- CAIRES, E.F.; DA FONSECA, A.F.; FELDHAUS, I.C.; BLUM, J. Crescimento radicular e nutrição da soja cultivada no sistema plantio direto em resposta ao calcário e gesso na superfície. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 25:1029-1040, 2001.
- CAIRES, E.F.; BARTH, G.; GARBUIO, F.J.; KUSMAN, M.T. 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**, 26:1011-1022, 2002a.
- CAIRES, E.F.; FELDHAUS, I.C.; BARTH, G.; GARBUIO, F.J. Lime and gypsum application on the wheat crop. **Scientia Agricola**, 59:357-364, 2002b.
- CAIRES, E.F.; BLUM, J.; BARTH, G.; GARBUIO, F.J.; KUSMAN, M.T. 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**, 27:275-286, 2003.
- CAIRES, E.F. ALLEONI, L.R.F.; CAMBRI, M.A.; BARTH, G. Surface application of lime for crop grain production under no-till system. **Agronomy Journal**, 97:791-798, 2005.
- CAIRES, E.F.; CHURKA, S.; GARBUIO, F.J.; FERRARI, R.A.; MORGANO, M.A. Soybean yield and quality as a function of lime and gypsum applications. *Scientia Agricola*, 63:370-379, 2006.
- CAIRES, E.F.; GARBUIO, F.J.; CHURKA, G. CORREA, J.C.L. Effects of soil acidity amelioration by surface liming on no-till corn, soybean, and wheat root growth and yield. **European Journal of Agronomy**, 28:57-64, 2008a.
- CAIRES, E.F.; PEREIRA FILHO, P.R.S.; ZARDO FILHO, R.; FELDHAUS, I.C. Soil acidity and aluminum toxicity as affected by surface liming and cover oats residues under a no-till system. **Soil Use and Management**, 2:302-309, 2008b.
- CAIRES, E.F. Manejo da acidez do solo. In: PROCHNOW, L.I.; CASARIN, V.; STIPP, S.R. (eds.) **Boas práticas para uso eficiente de fertilizantes: contexto mundial e técnicas de suporte**. Piracicaba: IPNI Brasil, 2010. p. 277-347.
- 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**, 27:45-53, 2011.
- CAMPO, J.; ANDREU, V.; GIMENO-GARCÍA, E.; GONZÁLEZ-PELAYO, O.; RUBIO, J.L. Medium term evolution of soil aggregate stability, organic matter and calcium carbonate of a Mediterranean soil burned at two different fire intensities. In: DAZZI, C. & COSTANTINI, E. (eds.) **The soils of tomorrow: soils changing in a changing world**, Palermo: 5th International Congress of the European Society for Soil Conservation, 2008 p. 329-344.
- CAMPOS, B.C.; REINERT, D.J.; NICOLODI, R.; RUEDELL, J. PETRERE, C. Estabilidade estrutural de um latossolo vermelho-escuro distróico após sete anos de rotação de culturas e sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 19:121-126, 1995.

- CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L.. eds. **Fertilidade do Solo**. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 375-470.
- CASSIOLATO, M.E.; MEDA, A.R.; PAVAN, M.A.; MIYAZAWA, M.; OLIVEIRA, J.C. Evaluation of oat extracts on the efficiency of lime in soil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 43:533-536, 2000.
- CARVALHO, P.C.F.; ANGHINONI, I.; MORAES, A.; TREIN, C.R.; FLORES, J.P.C.; CEPIK, C.T.C.; LEVIEN, R.; LOPES, M.L.T.; BAGGIO, C.; LANG, C.R.; SULC, R.M.; PELISSARI, A. O estado da arte em integração lavoura-pecuária. In: GOTTSCHALL, C.S.; SILVA, J.L.S.; RODRIGUES, N.C. (eds) **Produção animal: mitos, pesquisa e adoção de tecnologia**. ULBRA, Canoas, 2005.
- CARVALHO, P.C.F.; BARRO, R.S.; KUNRATH, T.R.; SILVA, F.D.; ANGHINONI, I. Experiências de integração lavoura-pecuária no Rio Grande do Sul. **Synergismus scyentifica UTFPR**, 6:889-899, 2011a.
- CARVALHO, P.C.F.; ANGHINONI, I.; KUNRATH, T.R.; MARTINS, A.P.; COSTA, S.E.V.G.A.; DAMIAN, F.S.; ASSMANN, J.M.; LOPES, M.L.T.; PFEIFER, F.M.; CONTE, O.; SOUZA, E.D. **Integração soja-bovinos de corte no Sul do Brasil**. Porto Alegre, Gráfica RJR, 2011b. 60p. (Boletim Técnico).
- 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.
- CASTRO, G.S.A.; CRUSCIOL, C.A.C.; MENEGALE, M.L.C. Calagem e silicatagem superficiais e a disponibilidade de cátions hidrossolúveis em culturas anuais e braquiária. **Revista Ciência Agrônômica**, 43:740-748, 2012.
- CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A.L. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num Latossolo Roxo distrófico em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 22:527-538, 1998.
- CATO, M.P. & VARRO, M.T. **Roman farm management: the treatises of Cato and Varro**. New York, The MacMillan Co., 1913. (Translated by a Virginia farmer). 365p.
- 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 mai. 2013.
- CHÁVEZ, L.F.; ESCOBAR, L.F.; ANGHINONI, I.; CARVALHO, P.C.F.; MEURER, E.J. Diversidade metabólica e atividade microbiana no solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob intensidades de pastejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 46:1254-1261, 2011.
- CHEN, Y. & AVIAD, T. Effects of Humic Substances on Plant Growth, In: MACCARTHY *et al.* (eds.) **Humic Substances in Soil and Crop Sciences**. Soil Science Society of America:Madison, 1990. p.161-186.
- CHIEN, S.H., KALLENBACH, R.L., GEARHART, M.M. Liming requirement for nitrogen fertilizer-induced soil acidity: a new examination of AOAC guidelines. **Better Crops**, 94:8-9, 2010.
- COLEMAN, N.T.; THOMAS, G.W. The basic chemistry of soil acidity. In: PEARSON, R.W.; ADAMS, F. (eds.) **Soil acidity and liming**. Madison, American Society of Agronomy, 1967. p. 1-42.
- CONAB – COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. Acompanhamento da Safra Brasileira – Grãos – Safra 2012/2013 – Décimo Segundo Levantamento – Setembro / 2012. Disponível em: < http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/12_09_06_09_18_33_boletim_graos_-_setembro_2012.pdf>. Acesso em: 4 jun. 2013.
- CONTE, O.; LEVIEN, R.; TREIN C.R.; MAZURANA, M.; DEBIASI H. Relação entre resistência mecânica do solo à penetração e força de tração demandada por hastes sulcadoras de semeadoras-adubadoras, em sistema de integração lavoura-pecuária. **Engenharia Agrícola**, 28:730-739, 2008.
- CONTE, O.; FLORES, J.P.C.; CASSOL, L.C.; ANGHINONI, I.; CARVALHO, P.C.F.; LEVIEN, R.; WESP, C. Evolução de atributos físicos de solo em sistema de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 46:1301-1309, 2011.
- CONYERS, M.K. & SCOTT, B.J. The influence of surface incorporated lime on subsurface soil acidity. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, 29:201-207, 1989.
- COSTA, K.A.P.; FAQUIN, V.; OLIVEIRA, I.P.; RODRIGUES, C.; SEVERIANO, E.C. Doses e fontes de nitrogênio em pastagem de capim-marandu. I. Alterações nas características químicas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32:1591-1599, 2008.
- 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. Em preparação. Tese (Doutorado), Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- COVENTRY, D.R.; FARHOODI, A.; XU, R.K. Management Soil Acidification Through Crop Rotations in Southern Australia. In: RENGEL, Z. ed. **Handbook of Soil Acidity**. New York, Marcel Dekker Inc., 2003. p. 407-429.
- CQFS-RS/SC – COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. **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.
- CRUSCIOL, C.A.C.; GARCIA, R.A.; CASTRO, G.S.A.; ROSOLEM, C.A. Nitrate role in basic cation leaching under no-till. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 35:1975-1984, 2011.
- CURL, E.A.; TRUELOVE, B. **The rizosphere**. New York, Springer-Verlag, 1986. 288p.
- DALAL, R.C.; WANG, W.; ROBERTSON, G.P.; PARTON, W.J. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. **Australian Journal of Soil Research**, 41:165-195, 2003.
- DAWAR, K.; ZAMAN, M.; ROWARTH, J.S.; BLENNERHASSETT, J.; TURNBULL, M.H. Urease inhibitor reduces N losses and improves plant-bioavailability of urea applied in fine particle and granular forms under field conditions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 144:41-50, 2011.
- DI, H.J. & CAMERON, K.C. Effects of the nitrification inhibitor, dicyandiamide on potassium, magnesium and calcium leaching in grazed grassland. **Soil Use and Management**, 20:2-7, 2004a.
- DI, H.J. & CAMERON, K.C. Treating grazed pasture soil with a nitrification inhibitor, 'econTM, to decrease nitrate leaching in a deep sandy soil under spray irrigation – a lysimeter study. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, 47: 351-361, 2004b.
- DI, H.J. & CAMERON, K.C. Reducing environmental impacts of agriculture by using a fine particle suspension nitrification inhibitor to decrease nitrate leaching from grazed pastures. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 109: 202-212, 2005.
- DOAK, B.W. Movement and loss of lime from a soil under pasture. **New Zealand Journal of Science Technology**, 22:263-278, 1941.
- DOLLING, P. J. Effect of lupins and location on soil acidification rates. **Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry**, 35:753-763, 1995.

- DORAN, J.W. Soil quality and sustainability. In: **Congresso Brasileiro De Ciência do Solo**, 26., Rio de Janeiro, 1997. Anais. Rio de Janeiro, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. CD-ROM.
- EDMEADES, D.C. & RIDLEY, A.M. Using Lime to Ameliorate Topsoil and Subsoil Acidity. In: RENGEL, Z. ed. **Handbook of Soil Acidity**. New York, Marcel Dekker Inc., 2003. p. 297-336.
- EDWARDS, W.M.; NORTON, L.D.; REDMOND, C.E. Characterizing macropores that affect infiltration into nontilled soil. **Soil Science Society of America Journal**, 52:483-487, 1988.
- EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2006. 306p.
- FAGERIA, N.K.; BARBOSA FILHO, M.P. Phosphorus fixation in oxisol of central Brazil. *Fertilizers and Agriculture*, 94:33-47, 1987.
- FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. 1.02 billion people hungry: One sixth of humanity undernourished - more than ever before. Roma, 19 de junho de 2009. Disponível em: <<http://www.fao.org/news/story/en/item/20568/icode/>>. Acesso em: 30 out. 2011.
- 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. 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. Towards the future we want: end hunger and make the transition to sustainable agricultural and food systems. Roma, 2012. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/015/an894e/an894e00.pdf>>. Acesso em: 3 mai. 2013.
- FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Land Resources – Soils – Harmonized World Soil Database – Soil Quality for Crop Production. 2013. Disponível em: < <http://www.fao.org/nr/land/soils/harmonized-world-soil-database/soil-quality-for-crop-production/en/>>. Acesso em: 3 mai. 2013.
- FARINA, M.P.W. Management of subsoil acidity in environments outside the humid tropics. In: MONIZ, A.C.; FURLANI, A.M.C.; SCHAFFERT, R.E.; FAGERIA, N.H.; ROSOLEM, C.A.; CANTARELLA, H. (eds.). **Plant-Soil Interactions at Low pH**, Campinas/Viçosa: Brazilian Soil Science Society. p. 179-190.

- FAVORETTO, V.; REIS, R.A.; VIEIRA, P.F.; MALHEIROS, E.B. Efeito da adubação nitrogenada ou de leguminosas no ganho de peso vivo de bovinos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 20:475-482, 1985.
- FEBRAPDP – FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE PLANTIO DIRETO NA PALHA. Área de plantio direto no Brasil. Disponível em: <http://www.febrapdp.org.br/ev_area_pd_brasil.pdf>. Acesso em: 14 ago. 2012.
- FELLE, H. Short-term pH regulations in plants. **Physiologia Plantarum**, 74:583-591, 1988.
- FENTON, G. & HELYAR, K. The role of the nitrogen and carbon cycle in soil acidification. **Informações Agronômicas**, Potafos, nº 98, 2002. 12p. (Encarte Técnico)
- FERREIRA, E.V.O.; ANGHINONI, I.; CARVALHO, P.C.F.; COSTA; S.E.V.G.A.; CAO, E.G. Concentração do potássio do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto submetido a intensidades d pastejo. **Brasileira de Ciência do Solo**, 33:1675-1684, 2009.
- FISHER, J.; DIGGLE, A.; BOWDEN, B. Quantifying the Acid Balance for Broad-Acre Agricultural Systems. In: RENGEL, Z. ed. **Handbook of Soil Acidity**. New York, Marcel Dekker Inc., 2003. p. 117-134.
- FIXEN, P. **Nutrient Balance in Arable Lands - A Global Challenge for the Fertilizer Industry**. In: 17th AFA Forum, April 11-13, 2011, Cairo Marriott Hotel, Egypt. Disponível em: <http://www.afa.com.eg/uploads/papers/2011/files/3_fixen_paper.pdf>. Acesso em: 30 mai. 2013.
- FLORES, J.P.C.; CASSOL L.C.; ANGHINONI I.; CARVALHO P.C.F. Atributos químicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto com aplicação superficial de calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32:2385-2396, 2008.
- FOX, T.R. & COMERFORD, N.B. Low molecular weight organic acids in selected forest soil of the southern eastern USA. **Soil Science Society of America Journal**, 54:1139-1144. 1990.
- FRANCHINI, J.C.; MALAVOTA, E.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Alterações químicas em solos ácidos após a aplicação de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 23:533-542, 1999a.
- FRANCHINI, J.C.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica de íons em solo ácido lixiviado com extratos de resíduos de adubos verdes e soluções puras de ácidos orgânicos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 34:2267-2276, 1999b.

- FRANCHINI, J.C.; MEDA, A.R.; CASSIOLATO, M.E.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Potencial de extratos de resíduos vegetais na mobilização do calcário no solo por método biológico. **Scientia Agricola**, 58:357-360, 2001.
- FRANZLUEBBERS, A.J. Integrated crop-livestock systems in the Southern USA. **Agronomy Journal**, 99:362-372, 2007.
- 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. (eds.) **Grassland Productivity and Ecosystem Services**, CAB Int., Wallingford (UK), 2011. p. 208-218.
- GALBIATI, C.; BENSI, C.; CONCEIÇÃO, C.H.C.; FLORCOVISKI, J.F.; CALAFIORI, M.H. Estudo comparativo entre besouros do esterco *Dichotomius anaglypticus* (Mann., 1829) e *Onthophagus gazella* (F.), sobre a pastagem, em condições brasileiras. **Ecosystema**, 20:109-118, 1995.
- GASSEN, D.N., KOCHHANN, R.A. Benefícios de insetos de solo sob plantio direto. In: NUERNBERG, N.J. (ed.). **Conceitos e fundamentos do sistema plantio direto**. Lages: SBCS - Núcleo Regional Sul, 1998, p.151-160.
- GATIBONI, L.C.; **Oferta de forragem de pastagem natural afetada pela adubação fosfatada e introdução de espécies de inverno**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 1999. 65 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Agronomia.
- GATIBONI, L.C.; SAGGIN, A.; BRUNETTO, G.; HORN, D.; FLORES, J.P.C.; RHEINHEIMER, D.S.; KAMINSKI, J. Alterações nos atributos químicos de solo arenoso pela calagem superficial no sistema plantio direto consolidado. **Ciência Rural**, 33:283-290, 2003.
- GILBERT, C.L. & MORGAN, C.W. Food price volatility. **Philosophical Transactions of The Royal Society B**, 365:3023-3034, 2010.
- GOODALL, V. C. The day and night grazing system. **New Zealand Grassland Association Proceedings**, 13:86-94, 1951.
- GOUVELLO, C. **Estudo de baixo carbono para o Brasil**. Brasília: Banco Mundial, 2010. 278p.
- GREGAN, P.D.; HIRTH, J.R.; CONYERS, M.K. Amelioration of soil acidity by liming and other amendments. In: ROBSON, A.D. (ed.) **Soil Acidity and Plant Growth**. Sydney: Academic Press, 1989. p. 205-264.
- GUO, J.H.; LIU, X.J.; ZHANG, Y.; SHEN, J.L.; HAN, W.X.; ZHANG, W.F.; CHRISTIE, P.; GOULDING, K.W.T.; VITOUSEK, P.M.; ZHANG, F.S. Significant Acidification in Major Chinese Croplands. **Science**, 327:1008-1010, 2010.

- HAYNES, R. J. Soil acidification induced by leguminous crops. **Grass Forage Science**, 38:1-11, 1983.
- HAYNES, R.J. Active ion uptake and maintenance of cation-anion balance: a critical examination of their role in regulating rhizosphere pH. **Plant and Soil**, 126:247-264, 1990.
- 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 Agroecosystems**, 59:47-63, 2001.
- HAYNES, R.J. & WILLIAMS, P.H. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. **Advances in Agronomy**, 49:119-199, 1993.
- HAYNES, R.J. & WILLIAMS, P.H. Changes in soil solution composition and pH in urine-affected areas of pasture. **Journal of Soil Science**, 43:323-334, 2006.
- HELYAR, K.R.; PORTER, W.M. Soil acidification, its measurement and the processes involved. In: Robson, A.D. (ed.). **Soil Acidity and Plant Growth**. Australia, Academic Press, 1989. p.61-101.
- HELYAR, K.R. The management of acid soils. In: WRIGHT, R.J.; BALIGAR, V.C.; MURRMANN, R.P. (eds.) **Plant-Soil Interactions at Low pH**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1991. p. 365-382.
- HERRERO, M.; THORNTON, P.K.; NOTENBAERT, A.M.; WOOD, S.; MSANGI, S.; FREEMAN, H.A.; BOSSIO, D.; DIXON, J.; PETERS, M.; STEEG, J. van de; LYNAM, J.; PARTHASARATHY RAO, P.; MACMILLAN, S.; GERARD, B.; MCDERMOTT, J.; SERÉ, C.; ROSEGRANT, M. Smart investments in sustainable food production: revisiting mixed crop-livestock systems. **Science**, 327:822-825, 2010.
- HINES, A. Consumer trends in three different "worlds". **The Futurist**, Jul-Ago, p. 18-23, 2008.
- HIREL, B.; TÉTU, T.; LEA, P.J.; DUBOIS, F. Improving Nitrogen Use Efficiency in Crops for Sustainable Agriculture. **Sustainability**, 3:1452-1485, 2011.
- HOGG, D. E. A lysimeter study of nutrient losses from urine and dung applications on pasture. **New Zealand Journal of Experimental Agriculture**, 9:39-46, 1981.
- HOYT, P.B. & TURNER, R.C. Effects of organic materials added to very acid soils on pH, aluminum, exchangeable NH_4^+ and crop yields. **Soil Science**, 119:227-237, 1975.

- HUE, N.V.; CRADDOCK, G.R. & ADAMS, F. Effect of organic acids on aluminum toxicity in sub-soils. **Soil Science Society. American Journal**, 50:28-34, 1986.
- HUE, N.V. & AMIEN, I. Aluminum detoxification with green manures. **Communication in Soil Science and Plant Analysis**, 20:1499-1511, 1989.
- HUE, N.V. Correcting soil acidity of a highly weathered Ultisol with chicken manure and sewage sludge. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, 23:241-264, 1992.
- HUNDAL, H.S.; BISWASA, C. R.; VIG, C. The utilization by rice of P from different ³²P labelled green manures. **Biological Wastes** 22:97-105, 1987.
- HUNTER, D. J.; YAPA, L. G. G.; HUE, N. V.; EAQUB, M. Comparative effects of green manure and lime on the growth of sweet corn and chemical properties of an acid oxisol in Western Samoa. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, 26:375-388, 1995.
- HUTTON, J. B.; JURY, K. E.; DAVIES, E. B. Studies of the nutritive value of New Zealand dairy pastures. V. The intake and utilization of potassium, sodium, calcium, phosphorus and nitrogen in pasture herbage by lactating dairy cattle. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, 10:367-388, 1967.
- INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Banco de dados meteorológicos para ensino e pesquisa (BDMEP)**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/>>. Acesso em: 27 mai. 2013.
- IYAMUREMYE, F. & DICK, R.P. Organic amendments and phosphorus sorptions by soils. **Advances in Agronomy**, 56:139-185, 1996.
- JACKSON, W.A. Physiological Effects of Soil Acidity. In: PEARSON, R.W. & ADAMS, F. eds. **Soil Acidity & Liming**. Madison, American Society of Agronomy, 1967. p. 43-124.
- JONES, D.L. Organic acids in the rhizosphere—a critical review. **Plant and Soil**, 205:25–44, 1998.
- JÖNSSON, U.; ROSENGREN, U.; THELIN, G.; NIHLGARD, B. Acidification-induced chemical changes in coniferous forest soils in southern Sweden 1988–1999. **Environmental Pollution**, 123:75–83, 2003.
- JORIS, H.A.W.; CAIRES, E.F.; BINI, A.R.; SCHARR, D.A.; HALISKI, A. Effects of soil acidity and water stress on corn and soybean performance under a no-till system. **Plant and Soil**, 365:409-424, 2012.

- JUO, A.S.R.; FRANZLUEBBERS, K.; DABIRI, A.; IKHILE, B. Soil properties and crop performance on a kaolinitic Alfisol after 15 years of fallow and continuous cultivation. **Plant & Soil**, 180:209-217, 1996.
- KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D.S.; SANTOS, E.J.S.; GATIBONI, L.C.; BORTOLUZZI, E.C.; XAVIER, F.M. Resposta de culturas à aplicação de calcário em superfície ou incorporado ao solo em campo nativo. **Ciência Rural**, 30:605-609, 2000.
- KOCHIAN, L.V. Cellular mechanism of aluminum toxicity and resistance in plants. **Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Molec. Biol.**, 46:237-260, 1995.
- KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, 15:259-263, 2006.
- LAL, R. Soils and food sufficiency. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, 29:113-133, 2009.
- LAL, R. & PIERCE, F.J. The vanishing resource. In: LAL, R. & PIERCE, F.J., eds. **Soil management for sustainability**. Ankeny, Soil Water Conservation Society, 1991. p.1-5
- LANZANOVA, M.E.; NICOLOSO, R.S.; LOVATO, T.; ELTZ, F.L.F.; AMADO, T.J.C.; REINERT, D.J. Atributos físicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 31:1131-1140, 2007.
- LEE, K.E. **Earthworms, their Ecology and Relationships with Soils and Land Use**. Academic Press: Sydney, 1985. 411p.
- LOPES, A.S.; WIETHÖLTER, S.; GUILHERME, L.R.G.; SILVA, C.A. **Sistema plantio direto: Bases para o manejo da fertilidade do solo**. São Paulo, ANDA, 2004. 110p.
- LOPES, M.L.T.; CARVALHO P.C.F.; ANGHINONI I.; SANTOS D.T.; AGUINAGA A.A.Q.; FLORES J.P.C.; MORAES, A. Sistema de integração lavoura-pecuária: efeito do manejo da altura de pastos de aveia-preta e azevém anual sobre o rendimento da cultura da soja. **Ciência Rural**, 39:1499-1506, 2009.
- LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. Carbon and nitrogen addition related to stocks of these elements in soil and corn yield under management systems. **Revista Brasileira de Ciência Do Solo**, 28:175-187, 2004.

- LORENZ, R.J.; ROGLER, G.A. Grazing and Fertilization Affect Root Development of Range Grasses. **Journal of Range Management**, 20:129-132, 1967.
- LUNARDI, R.; CARVALHO, P.C.F.; TREIN, C.R.; COSTA, J.A.; CAUDURO, G.F.; BARBOSA, C.M.P.; AGUINAGA, A.A.Q. Rendimento de soja em sistema de integração lavoura-pecuária: efeito de métodos e intensidades de pastejo. **Ciência Rural**, 38:795-801, 2008.
- LYONS, R.; HANSELKA, C.W. **Grazing and browsing: how plants are affected**. Agrilife Extension, Texas A&M, 2012.
- MA, W.C.; BRUSSAARD, L.; RIDDER, J.A. Long-term effects of nitrogen fertilizers on grassland earthworms (Oligochaeta: Lumbricidae): their relation to soil acidification. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 30:71-80, 1990.
- MA, J.F.; RYAN, P.R.; DELHAIZE, E. Aluminium tolerance in plants and the complexing role of organics acids. **Trends in Plant Science**, 6:273-278, 2001.
- MAPA – MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Instrução Normativa nº 5, de 23 de fevereiro de 2007. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 1 mar. 2007.
- MARSCHNER, H. **Mineral Nutrition of Higher Plants**. 2 ed. London: Academic Press, 1995.
- MARSCHNER, H. & RÖMHELD, V. In vivo measurement of root-induced pH changes at the soil-root interface: effect of plant species and nitrogen source. **Zeitschrift fur Pflanzenphysiologie**, 111:241-251, 1983.
- MARSCHNER, B. & NOBLE, A.D. Chemical and biological processes leading to the neutralization of acidity in soil incubated with litter materials. **Soil Biology & Biochemistry**, 32:805-813, 2000.
- MARTHA JÚNIOR, G.B.; ALVES, E.; CONTINI, E. Dimensão econômica de sistemas de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 46:1117-1126, 2011.
- MCBRIDE, M.B. **Environmental Chemistry of Soils**. New York: Oxford University Press, 1994. 406p.
- MCLAUGHLIN, M.J.; BAKER, T.G.; JAMES, T.R.; RUNDLE, J.A. Distribution and forms of phosphorus and aluminum in acidic topsoils under pastures in south-eastern Australia. **Australian Journal of Soil Research**, 28:371-385, 1990.

- MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F.M.; LOVATO, T.; FERNANDES, F.F.; DEBARBA, L. Manejo do solo e de culturas e sua relação com os estoques de carbono e nitrogênio no solo. In: CURI, N. et al. (Eds). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: SBCS, 2003. p. 209-278
- MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; CALEGARI, A. Efeito de material vegetal na acidez do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 17:411-416, 1993.
- MIYAZAWA, M. et al. Neutralização da acidez do perfil do solo por resíduos vegetais. **Informações Agronômicas.**, 92:1-8, 2000. (Encarte Técnico Potafos).
- MELO, N.A. Da filosofia à ciência do solo. Edição da autora: Pato Branco, 2011. 113p.
- MOREIRA, W.H.; BETIOLI JUNIOR, E.; PETEAN, L.P.; TORMENA, C.A.; ALVES, S.J.; COSTA, M.A.T.; FRANCO, H.H.S. Atributos físicos de um Latossolo Vermelho distroférico em sistema de integração lavoura-pecuária. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 36:389-400, 2012.
- MUZILLI, O. A fertilidade do solo no sistema plantio direto. In: **Anais do I Simpósio sobre fertilidade do solo e nutrição de plantas no sistema plantio direto**, Ponta Grossa, Associação dos Engenheiros Agrônomos dos Campos Gerais, 2000. p. 1-16.
- NAGARAJ, A. Number of hungry people in the world drops for the first time in 15 years: FAO. In: International Business Times, 15 de setembro de 2010. Disponível em: <<http://www.ibtimes.com/articles/62444/20100915/un-fao-hunger-report-drought-flooding-pakistan-india-china-chile-bangladesh.htm>>. Acesso em: 30 out. 2011.
- NETO, M.S.; PICCOLO, M.C.; FILHO, S.P.V.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C. Mineralização e desnitrificação do nitrogênio no solo sob sistema plantio direto. **Bragantia**, 69:923-936, 2010.
- NICOL, G.W.; GLOVER, L.A.; PROSSER, J.I. The impact of grassland management on archaeal community structure in upland pasture rhizosphere soil. **Environmental Microbiology**, 5:152-162, 2003.
- NICOLODI, M. **Indicadores para a tomada de decisão para a calagem no sistema plantio direto**. 2003. 102 p. Dissertação (Mestrado), Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- NICOLODI, M. **Evolução da noção de fertilidade e sua percepção como uma propriedade emergente do sistema solo**. 2007. 140 p. Tese (Doutorado), Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

- NICOLODI, M.; ANGHINONI, I.; GIANELLO, C. Relações entre os tipos e indicadores de acidez do solo em lavouras no sistema plantio direto na região do Planalto do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32:1217-1226, 2008.
- NICOLOSO, R.S.; LOVATO, T.; AMADO, T.J.C.; BAYER, C.; LANZANOVA, M.E. Balanço do carbono orgânico no solo sob integração lavoura-pecuária no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32:2425-2433, 2008.
- NOBLE, A.D.; ZENNECK, I.; RANDALL, P.J. Leaf litter ash alkalinity and neutralisation of soil acidity. **Plant and Soil**, 179:293-302, 1996.
- NOBLE, A.D.; SUZUKI, S.; SODA, W.; RUAYSOONGNERN, S.; BERTHELSEN, S. Soil acidification and carbon storage in fertilized pastures of Northeast Thailand. **Geoderma**, 144:248-255, 2008.
- NOLLA, A. **Critérios para a calagem no sistema plantio direto**. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2003. 169p. (Tese de Doutorado).
- OKI, T. & KANAE, S. Global Hydrological Cycles and World Water Resources. **Science**, 313:1068-1072, 2006.
- OLIVEIRA, E.L. & PAVAN, M.A. Control of soil acidity in no-tillage system for soybean production. **Soil & Tillage Research**, 38:47-57, 1996.
- ORR, R.J.; GRIFFITH, B.A.; COOK, J.E.; CHAMPION, R.A. Ingestion and excretion of nitrogen and phosphorus by beef cattle under contrasting grazing intensities. **Grass and Forage Science**, 67:111-118, 2011.
- PARFITT, R.L.; FRASER, A.R.; FARMER, V.C. Adsorption on hydrous oxides. III. Fulvic acid and humic acid on goethite, gibbsite and imogolite. **Soil Science**, 28:289-296, 1977.
- PASSIOURA, J.B. & RIDLEY, A.M. Managing soil water and nitrogen to minimize land degradation. In: **Proceedings of the 9th Australian Agronomy Conference**, Wagga Wagga, 1998. p. 99-106.
- 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**, 5:591-610, 2007.
- PETRERE, C.; ANGHINONI, I. Alteração de atributos químicos no perfil do solo pela calagem superficial em campo nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 25:885-895, 2001.
- PHALAN, B.; BERTZKY, M.; BUTCHART, S.H.M.; DONALD, P.F.; SCHARLEMANN, J.P.W.; STATTFIELD, A.J.; BALMFORD, A. Crop

- Expansion and Conservation Priorities in Tropical Countries. *Plos One*, 8:1-13, 2013.
- PLAZA-BONILLA, D.; CANTERO-MARTÍNEZ, C.; VIÑAS, P.; ÁLVARO-FUENTES, J. Soil aggregation and organic carbon protection in a no-tillage chronosequence under Mediterranean conditions. *Geoderma*, 193-194:76-82, 2013.
- POCKNEE, S. & SUMNER, M.E. Cation and triogen contents of organic matter determine its soil liming potential. *Soil Science Society. American Journal*, 61:86-92, 1997.
- POHLMAN, A.A. & McCOLL, J.G. Soluble organics from forest litter and their role in metal dissolution. *Soil Science Society. American Journal*, 52:265-271, 1988.
- PÖTTKER, D.; BEN, J.R. Calagem para uma rotação de culturas no sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 22:675-684, 1998.
- POWELL, J.M.; WILLIAMS, T.O. **Livestock, nutrient cycling and sustainable agriculture in the West African Sahel**. London: International Institute for Environment and Development, 1993. p.7.
- POWLSON, D.S.; GREGORY, P.J.; WHALLEY, W.R.; QUINTON, J.N.; HOPKINS, D.W.; WHITMORE, A.P.; HIRSCH, P.R.; GOULDING, K.W.T. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. *Food Policy*, 36:572-587, 2011.
- PRICE, J.F. & SCHWEIGERT, B.S. **Ciencia de la carne y de los productos carnicos**. 2.ed. Zaragoza: Acribia, 1994. 581p.
- QUAGGIO, J.A. **Acidez e calagem em solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2000. 111p.
- RAIJ, B. V. A capacidade de troca de cátions das frações orgânica e mineral em solos. *Bragantia*, 28:85-112, 1969.
- RAIJ, B. & CAMARGO, O.A. Nitrate elution from soil columns of three Oxisols and one Alfisol. In: **Transactions of International Congress of Soil Science**. Moscou, 1974. p. 384-391.
- RAIJ, B.; CATARELLA, H.; QUAGGIO, LA.; FURLANI, A.M.C. **Boletim Técnico 100**. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2. ed. Campinas, Instituto Agrônomo/Fundação IAC, 1997. 285p.
- RAIJ, B. **Fertilidade do Solo e Manejo de Nutrientes**. Piracicaba: IPNI Brasil, 2011. 419p.

- RAVEN, J.A. pH regulation in plants. **Science Progress**, 69:495-509, 1985.
- RAVEN, J.A. & SMITH, F.A. Nitrogen assimilation and transport in vascular land plants in relation to intercellular pH regulation. **New Phytologist**, 76:415-431, 1976.
- RAWLUK, C.D.L.; GRANT, C.A.; RACZ, G.J. Ammonia volatilization from soils fertilized with urea and varying rates of urease inhibitor NBPT. **Canadian Journal of Soil Science**, 81:239-246, 2001.
- REICHARDT, K.; LIBARDI, P.L.; URQUIAGA, S.C. The fate of fertilize nitrogen in soil-plant systems with emphasis on the tropics. In: **International Symposium on Agrochemical: Fate in Food and the Environment Using Isotopoe Techniques**, Viena: International Atomic Energy Agency, 1982. p. 277-289.
- RHEINHEIMER, D.S.; SANTOS, E.J.S.; KAMINSKI, J.; BORTOLUZZI, E.C.; GATIBONI, L.C. Alterações de atributos químicos do solo pela calagem superficial e incorporada a partir de pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 24:797-805, 2000a.
- RHEINHEIMER, D.S.; SANTOS, E.J.S.; KAMINSKI, J.; XAVIER, F.M. Aplicação superficial de calcário no sistema plantio direto consolidado em solo arenoso. **Ciência Rural**, 30:263-268, 2000b.
- RICHTER, A.K.; WALTHERT, L.; FROSSARD, E.; BRUNNER, I. Does low soil base saturation affect fine root properties of European beech (*Fagus sylvatica* L.). **Plant and Soil**, 298:69-79, 2007.
- 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, Passo Fundo, 2005. **Indicações técnicas para a cultura da soja no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina 2005/06**. UPF, Passo Fundo, 2005. 157 p.
- RPSRS - REUNIÃO DE PESQUISA DE SOJA DA REGIÃO SUL, 34, Pelotas, 2006. **Indicações técnicas para a cultura da soja no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina 2006/07**. Embrapa Clima Temperado, Pelotas, 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. Nutrient cycling in pasture. In: **Simposio Internacional Sobre Produção Animal Em PASTEJO**, 1997, Vicosá, MG. Anais... Vicosá: UFV, 1997. 471p. p.235-266.
- SÁ, J.C.M. Manejo da fertilidade do solo no sistema plantio direto. In: SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G.; FAQUIM, V.; FURTINI NETO, A.E.; CARVALHO, J.G. (eds.). **Interrelações fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas**. Lavras, Sociedade

- Brasileira de Ciência do Solo / Universidade Federal de Lavras, 1999. p. 267-319.
- SALET, R.L. **Toxidez de alumínio no sistema plantio direto**. 1998. 109 p. 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**, 1:9-13, 1999.
- SCHAETZL, R.; ANDERSON, S. **Soil, genesis and geomorphology**. New York, Cambridge University Press, 2005. 817p.
- SCHMIEMAN, E.C. & VAN IERLAND, E.C. Dynamics of soil acidification: an economic analysis. **Ecological Economics**, 31:449-462, 1999.
- SCOTT, B.J.; RIDLEY, A.M.; CONYERS, M.K. Management of soil acidity in long term pastures of south-eastern Australia – a review. **Australian Journal of Agricultural Research**, 40:1173-1198, 2000.
- SEHY, U.; RUSER, R.; MUNCH, J.C. Nitrous oxide fluxes from maize fields: relationship to yield, site-specific fertilization, and soil conditions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 99:97-111, 2003.
- SILVA, I.F.; MIELNICZUK, J. Avaliação do estado de agregação do solo afetado pelo uso agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 21:313-319, 1997.
- SILVA, R.F.; GUIMARÃES, M.F.; AQUINO, A.M.; MERCANTE, F.M. Análise conjunta de atributos físicos e biológicos do solo sob sistema de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 46:1277-1283, 2011.
- SILVA, F.D. **Distribuição espacial e temporal de placas de esterco e produtividade da soja em sistema de integração soja-bovinos de corte**. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2012. 100p. (Dissertação de Mestrado).
- SILVA NETO, L.F.; INDA, A.V.; BAYER, C.; DICK, D.P.; TONIN, A.T. Óxidos de ferro em latossolos tropicais e subtropicais brasileiros em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32:1873-1881, 2008.
- SLATTERY, W.J.; RIDLEY, A.M.; WINDSOR, S.M. Ash alkalinity of animal and plant-products. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, 31:321-324, 1991.

- SOARES, A.B. & RESTLE, J. Produção Animal e Qualidade de Forragem de Pastagem de Triticale e Azevém Submetida a Doses de Adubação Nitrogenada. **Revista Brasileira de Zootecnia**, 31:908-917, 2002.
- SOARES, J.R.; CANTARELLA, H.; MENEGALE, M.L.C. Ammonia volatilization losses from surface-applied urea with urease and nitrification inhibitors. **Soil Biology & Biochemistry**, 52:82-89, 2012.
- SORATTO, R.P. & CRUSCIOL, C.A.C. Cátions hidrossolúveis na parte aérea de culturas anuais mediante aplicação de calcário e gesso em superfície. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 31:81-90, 2007.
- SOUSA, D.M.G.; MIRANDA, L.N.; LOBATO, E.; CASTRO, L.H.R. Métodos para determinar as necessidades de calagem em solos dos cerrados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 13:193-198, 1989.
- SOUZA, E.D.; COSTA, S.E.V.G.A.; ANGHINONI, I.; LIMA, C.V.S.; CARVALHO, P.C.F.; MARTINS, A.P. Biomassa microbiana do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 34:74-88, 2010a.
- SOUZA, E.D.; COSTA, S.E.V.G.A.; ANGHINONI, I.; CARVALHO, P.C.F.; FERREIRA, E.V.O.; MARTINS, A.P.; CAO, E.G.; ANDRIGHETTI, M. Soil aggregation in a crop-livestock integration system under no-tillage. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 34:1365-1374, 2010b.
- SPARKS, D.L. **Environmental Chemistry of Soils**. California: Academic Press. 2003. 267 p.
- SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989. 277 p.
- SRIVASTAVA, A.K.; NAIDU, D.; SASTRI, A.S.R.A.S.; URKURKAR, J.S.; GUPTA, B.D. Effects of water stress on soybean productivity in Central India. **Drought Network News**, 1996. 2p. Disponível em: <<http://drought.unl.edu/pubs/dnn/arch2.pdf>>. Acesso em: 14 jun. 2013.
- STEVENSON, F.J. & VANCE, G.F. Naturally occurring aluminum-organic complexes. In: SPOSITO, G. (ed.) **Environmental Chemistry of Aluminum**. Boca Raton: CRC Press, 1989. p. 117-145.
- STINNER, B.R. & HOUSE, G.J. The role of ecology in lower input, sustainable agriculture. An introduction. **American Journal of Alternative Agriculture**, 2:146-147, 1988.
- STIRZAKER, R.J.; PASSIOURA, J.B.; WILMS, Y. Soil structure and plant growth: Impact of bulk density and biopores. **Plant and Soil**, 185:151-162, 1996.

- STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C.; SCHNEIDER, P.; GIASSON, E.; PINTO, L.F.S. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2 ed. Porto Alegre: EMATER/RS, 2008. 222 p.
- SUHET, A.R.; PERES, J.R.R.; VARGAS, M.A.T. Nitrogênio. In: GOEDERT, W.J. (ed.). **Solos dos cerrados: tecnologias e estratégias de manejo**. Planaltina, Embrapa-DDT, 1986. p. 119-144.
- SUMNER, M.E. Amelioration of subsoil acidity with minimum disturbance. In: JAYAWARDANE, N.S. & STEWART, B.A. (eds.) **Subsoil Management Techniques**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. p. 147-185.
- 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.
- TAIZ, L. & ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. 3ª Ed., Porto Alegre: Artmed Editora, 2004. 719p.
- TANG, C.; MCLAY, C.D.A.; BARTON, L. A comparison of the potential proton excretion of twelve pasture legumes grown in nutrient solution. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, 48:1025-1032, 1997.
- TANG, C. & YU, Q. Impact of chemical composition of legume residues and initial soil pH on pH change of a soil after residue incorporation. **Plant & Soil**, 215:29-38, 1999.
- TANG, C. & RENGEL, Z. Role of Plant Cation/Anion Uptake Ratio in Soil Acidification. In: RENGEL, Z. ed. **Handbook of Soil Acidity**. New York, Marcel Dekker Inc., 2003. p. 57-82.
- TANNER, C.B. & MAMARIL, C.P. Pasture soil compactation by animal traffic. **Agronomy Journal**, 51:329-331, 1959.
- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; WOLKWEISS, S.J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre, Departamento de Solos, UFRGS, 1995. 174 p.
- TERRY, D.L. & MCCANTS, C.B. Quantitative prediction of leaching in field soils. **Soil Science Society of America Journal**, 34:271-276, 1970.
- TISSI, J.A.; CAIRES, E.F.; PAULETTI, V. Efeitos da calagem em semeadura direta de milho. **Bragantia**, 63:405-413, 2004.
- TRACY, B.F. The Ecology of Integrated Crop-Livestock Systems. In: **Proceedings of the I International Symposium on Integrated Crop-Livestock Systems**, 2007. CD-ROM

- TREIN, C.R.; COGO, N.P.; LEVIEN, R. Métodos de preparo do solo na cultura do milho e ressemeadura do trevo, na rotação aveia+trevo/milho, após pastejo intensivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 15:105-111, 1991.
- TRIVELIN, P.C.O.; OLIVEIRA, M.W.; VITTI, A.C.; GAVA, G.J.C. BENDASSOLI, J.A. Perdas do nitrogênio da uréia no sistema solo-planta em dois ciclos de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 37:193-201, 2002.
- TROPISOILS. **Technical report 1985-1986**. Raleigh: North Carolina State University, 1987. 268p.
- UNKOVICH, M.; SANFORD, P.; PATE, J.; HYDER, M. Effects of grazing on plant and soil nitrogen relations of pasture-crop rotations. **Australian Journal of Agricultural Research**, 49:475-485, 1998.
- URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M.; NEVES, M.C.P. A necessidade de uma revolução mais verde. In: SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G.; FAQUIM, V.; FURTINI NETO, A.E.; CARVALHO, J.G. (eds.). **Interrelações fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas**. Lavras, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo / Universidade Federal de Lavras, 1999. p. 175-182.
- VAN BEUSICHEM, M.L. Nutrient absorption by pea plants during dinitrogen fixations. 1. Comparison with nitrate nutrition. **Netherlands Journal of Agricultural Science**, 29:259-273, 1981.
- VAN BREEMEN, N. Soil acidification and alkalization In: ULRICH, B. & SUMNER, M.E. eds. **Soil Acidity**. New York, Springer, 1991. p. 1-7.
- VERBURG, K.; BRASCHKAT, J.; HOCHMAN, Z.; MOORE, A.D.; HELYAR, K.R.; PROBERT, M.E.; HARGREAVES, J.N.G.; SIMPSON, R.J. Modeling Acidification Processes in Agricultural Systems. In: RENGEL, Z. (ed.) **Handbook of Soil Acidity**. New York, Marcel Dekker Inc., 2003. p.135-188.
- VEZZANI, F.M.; MIELNICZUK, J. **O solo como sistema**. Curitiba: Edição dos autores, 2011. 104 p.
- VIEIRA, R.C.B. **Camada diagnóstica, critérios de calagem e teores críticos de fósforo e potássio em solos sob plantio direto no centro-sul do Paraná**. 2010. 70 p. Dissertação (Mestrado), Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- VITTI, G.C. & TREVISAN, W. Manejo de macro e micronutrientes para alta produtividade da soja. **Informações Agrônomicas**, Potafos, nº 90, Junho/2000. 16p. (Encarte Técnico)

- VON UEXKÜLL, H.R.; MUTERT, E. Global extent, development and economic impact of acid soils. **Plant and Soil**, 171:1-15, 1995.
- WEIR, C.C. Effect of lime and nitrogen application on citrus yields and on the downward movement of calcium and magnesium in a soil. **Tropical Agriculture**, 51:230-234, 1975.
- WHEELER, D.M. Temporal changes in some chemical properties at four depths following the surface application of lime. **New Zealand Agricultural Research**, 40:309-316, 1997a.
- WHEELER, D.M. Predicting the change in pH at various depths 5 years after surface application of lime for some New Zealand subsoils. **New Zealand Soil News**, 45:21-25, 1997b.
- WIETHÖLTER, S. **Calagem no Brasil**. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2000. 104p.
- WILD, A. Nitrate leaching under bare fallow at a site in Northern Nigeria. **Journal of Soil Science**, 23:315-324, 1972.
- WILLIAMS, P.H.; GREGG, P.E.H.; HEDLEY, M.J. Use of potassium bromide solutions to simulate cow urine flow and retention in pasture soils. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, 33:489-495, 1990.
- WOLT, J.D. **Soil solution chemistry. Applications to environmental science and agriculture**. New York: John Wiley & Sons, 1994. 345p.
- WONG, M.T.F.; NORTCLIFF, S.; SWIFT, R.S. Method for determining the acid ameliorating capacity of plant residue compost, urban waste compost, farm yard manure and peat applied to tropical soils. **Communications on Soil Science and Plant Analysis**, 29:2927-2937, 1998.
- WONG, M.T.F.; GIBBS, P.; NORTHCLIFF, S.; SWIFT, S.R. Measurement of the acid neutralizing capacity of agroforestry tree prunings added to tropical soils. **Journal of Agricultural Science**, 134:269-276, 2000.
- WONG, M.T.F. & SWIFT, R.S. Role of Organic Matter in Alleviating Soil Acidity. In: RENGEL, Z. ed. **Handbook of Soil Acidity**. New York, Marcel Dekker Inc., 2003. p. 337-358.
- YAN, F.; SCHUBERT, S.; MENGEL, K. Soil pH increase due to biological decarboxylation of organic anions. **Soil Biology & Biochemistry**, 28:617-624, 1996.
- ZAMAN, M. & BLENNERHASSETT, J. Can urease inhibitor N-(n-butyl) thiophosphoric triamide (nBPT) improve urea efficiency: effect of different application rate, timing and irrigation systems. In: GILKES, R.J. & PRAKONGKEP, N. (Eds.) **Proceedings of the 19th World Congress of**

Soil Science: Soil solutions for a changing world, Brisbane, Australia, 2010. pp. 45-48.

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**, 37:110-117, 2007.

ZHANG, T.C. & PANG, H. Applications of microelectrode techniques to measure pH and oxidation-reduction potential in rhizosphere soil. **Environmental Science & Technology**, 33:1293-1299, 1999.