

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

**MATÉRIA ORGÂNICA E SUA DISTRIBUIÇÃO EM COMPARTIMENTOS
FÍSICOS EM NEOSSOLO LITÓLICO SOB PASTAGEM E MATA NATIVA
NOS CAMPOS DE CIMA DA SERRA, RIO GRANDE DO SUL**

Mariana da Luz Potes
Dissertação de Mestrado

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

**MATÉRIA ORGÂNICA E SUA DISTRIBUIÇÃO EM COMPARTIMENTOS
FÍSICOS EM NEOSSOLO LITÓLICO SOB PASTAGEM E MATA NATIVA
NOS CAMPOS DE CIMA DA SERRA, RIO GRANDE DO SUL**

Mariana da Luz Potes
Bacharel em Química Ambiental (UCPel)

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

Porto Alegre (RS), Brasil
Abril de 2009

Agradecimentos

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul e ao CNPq pela oportunidade de realizar o mestrado e pela concessão da bolsa de estudos.

À professora Deborah Pinheiro Dick pela orientação, paciência e compreensão.

Ao professor Ricardo Simão Diniz Dalmolin pelo auxílio nas coletas de solo em São José dos Ausentes, RS.

Ao professor Aino V.A. Jacques pelos esclarecimentos e disponibilidade e pelo exemplo de profissional.

Ao professor Cimélio Bayer pela oportunidade, disposição do laboratório e pelos esclarecimentos.

Aos bolsistas Alessandro, Fernando, Rafael e Guilherme pelo auxílio nas coletas de campo e atividades de laboratório.

Aos colegas de curso e do grupo de manejo do solo, em especial à Cecília, Fabíola, Graciele, Jeane, Jean Christian, Josi, Liane, Luis de França, Michely, Mirla, Regina, Rosane, pelo convívio e pelo exemplo de dedicação.

Às queridas amigas pelotenses Carla e Lúcia Elena, pela nossa valiosa amizade que superou a distância e as desavenças.

Aos meus pais pelo estímulo na minha formação e apoio incondicional.

Ao companheiro Guto pelas discussões, sugestões e auxílio durante o mestrado.

MATÉRIA ORGÂNICA E SUA DISTRIBUIÇÃO EM COMPARTIMENTOS FÍSICOS EM NEOSSOLO LITÓLICO SOB PASTAGEM E MATA NATIVA NOS CAMPOS DE CIMA DA SERRA, RIO GRANDE DO SUL¹

Autora: Mariana da Luz Potes

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Deborah Pinheiro Dick

RESUMO

A vegetação nativa da região dos Campos de Cima da Serra, RS, é constituída por áreas de mata de Araucária intercaladas com pastagens, cujo manejo tradicional tem sido a queima da vegetação após o inverno. Tendo em vista que as informações sobre a dinâmica da matéria orgânica do solo (MOS) nessa região são escassas, este trabalho teve como objetivo principal avaliar o efeito do manejo da pastagem e do tipo de vegetação nos seus estoques, sua distribuição em compartimentos e sua composição química em Neossolos Litólicos de São José dos Ausentes, RS. No primeiro estudo foi determinado o teor MOS em 4 profundidades nos ambientes de campo nativo pastejado sem queima há 22 anos (22SQ) e há um ano sem queima (1SQ) e de mata nativa (MN). A composição química da MOS foi avaliada por espectroscopia de FTIR e por análise termogravimétrica (TGA) em atmosfera inerte. A queima periódica da pastagem nativa promoveu aumento do teor de C em camadas subsuperficiais, comparativamente à 22SQ. No ambiente afetado regularmente pelo fogo a MOS apresentou maior proporção de estruturas quimicamente mais lábeis em sua composição. Para o segundo estudo foram coletadas amostras de outras áreas sob tratamentos semelhantes: pastagem há 23 anos sem queima (23SF) e há 1 ano sem queima (1SF) e floresta de Araucária (FA), sendo avaliados a agregação do solo, os estoques de carbono orgânico (COT) e nitrogênio (NT) do solo e das frações físicas da MOS (FLL-fração leve livre, FLO-fração leve oclusa, e FP-fração pesada) e a composição química dessas frações nos respectivos ambientes, empregando-se análises de FTIR e TGA. Os estoques de COT e de NT do solo não diferiram entre os ambientes 1SF e 23SF. A menor proporção de agregados de diâmetro entre 9,51-4,76 mm na camada superficial em 23SF em comparação a 1SF resultou em menor estoque de C na FLO do ambiente sem queima. Esses resultados foram atribuídos ao pastejo mais intensivo no ambiente 23SF que dificultaria a formação e manutenção de macroagregados. O ambiente FA apresentou os maiores estoques de COT e NT no solo e nas três frações físicas da MOS das áreas estudadas. A recalcitrância química da MOS da FLO foi mais acentuada em 1SF do que em 23SF, porém a presença de carvão não foi comprovada nesta fração no ambiente afetado periodicamente pelo fogo.

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. (101p.) Abril, 2009. Trabalho realizado com apoio financeiro do CNPq.

SOIL ORGANIC MATTER AND ITS DISTRIBUTION IN PHYSICAL COMPARTMENTS IN LEPTOSOLS UNDER NATIVE PASTURE AND NATIVE FOREST FROM THE *CAMPOS DE CIMA DA SERRA*, RIO GRANDE DO SUL²

Author: Mariana da Luz Potes

Advisor: Prof^a. Dr^a. Deborah Pinheiro Dick

ABSTRACT

The native vegetation of the Campos de Cima da Serra, RS, consists of areas of Araucária Forest intercalated with pastures, which are traditionally submitted to vegetation burning at the end of the winter. Information about soil organic matter (SOM) dynamics in that region is scarce, hence, the present work aimed to investigate the effect of pasture management and of vegetation type on its stocks, on its distribution in physical compartments and on its chemical composition in Leptosols from São José dos Ausentes, RS. In the first study, the SOM content was determined in 4 soil depths in the following environments: native pasture under grazing without burning for the last 22 years (22SQ) and under periodic burning (1SQ) and native forest (MN). The SOM chemical composition was evaluated by means of FTIR spectroscopy and by thermogravimetric analyses under inert atmosphere. The periodic burning of the pasture lead to a C content increase in sub-surface layers between 5 and 15 cm in 1SF, comparatively to the 22SQ environment. Furthermore, the SOM from the fire affected environment showed a higher proportion of chemically labile structures in its composition, than the 22SQ SOM. For the second study, soil samples were collected from other plots under similar treatments: native pasture under grazing without burning for the last 23 years (23SF) and periodic burning (1SF) and native forest (MN). The following attributes were evaluated: soil aggregation, stocks of organic carbon and nitrogen in whole soil (COT and NT) and in physical fractions (free light fraction - FLF, occluded light fraction - OLF, and heavy fraction – HF) and the chemical composition of these fractions, by means of FTIR and TGA under oxidizing atmosphere. COT and NT stocks did not differ among the investigated environments. The lower proportion of aggregates with 9,51-4,76 mm diameter in the surface of 23SF in comparison to the 1SF environment, promoted a lower C stock in OLF of the not-burned pasture. These results were related to the higher grazing intensity in 23SF, that hinders the formation of macroaggregates. The FA environment presented the greatest stocks of C in the whole soil and in the three physical fractions, among the studied site. The SOM chemical recalcitrance in OLF was more pronounced in the 1SF environment in comparison to 23SF. Nevertheless, the presence of black carbon in this fraction in the fire-affected environment was not evident.

² Dissertation in Soil Science. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (101p.) April, 2009. Research supported by CNPq.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
2.1. Características da área de abrangência.....	3
2.2. Matéria orgânica do solo	4
2.3. Mecanismos de estabilização da matéria orgânica do solo.....	5
2.4. Fracionamento e caracterização da matéria orgânica do solo	8
2.5. Efeitos de queima na qualidade e quantidade da MOS	9
3. HIPÓTESES	13
4. OBJETIVOS GERAIS	13
5. ESTUDO I: Matéria orgânica em Neossolos de altitude: influência da queima da pastagem e do tipo de vegetação na sua composição e teor	14
5.1 Introdução	14
5.2 Material e métodos	16
5.2.1 Localização da área de estudo e coleta do solo	16
5.2.2 Análise química, granulométrica e óxidos de ferro	17
5.2.3 Tratamento com solução de HF	17
5.2.4 Espectroscopia de FTIR e análise termogravimétrica.....	18
5.3. Resultados e discussão.....	19
5.3.1 Atributos químicos e distribuição granulométrica das amostras de solo	19
5.3.2 Teores de óxidos de ferro e de C e N do solo	22
5.3.3 Desmineralização com solução de HF 10%	26
5.3.4 Comportamento espectral do solo e da MOS _{HF}	29
5.3.5 Decomposição térmica da MOS _{HF}	30
5.4 Conclusões.....	34
6. ESTUDO II: Estoque e qualidade da matéria orgânica em Neossolo Litólico sob campo nativo e sob mata de Araucária da região dos Campos de Cima da Serra, Rio Grande do Sul.....	35
6.1 Introdução	35
6.2. Material e métodos.....	37
6.2.1 Localização das áreas de estudo e coleta de solo	38
6.2.2 Estabilidade de agregados em água	41
6.2.3 Teor e estoque de COT e NT do solo.....	42
6.2.4 Fracionamento físico densimétrico da MOS	42
6.2.5 Análise espectroscópica e termogravimétrica das frações físicas da MOS	44
6.2.6 Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV).....	45
6.2.7 Análise estatística.....	45
6.3 Resultados e discussão.....	45
6.3.1 Estabilidade de agregados e densidade do solo	45
6.3.2 Estoque de carbono orgânico total e nitrogênio total do solo	50
6.3.3 Distribuição das frações físicas da MOS	52
6.3.4 Estoque de carbono e nitrogênio nas frações físicas da MOS	54
6.3.5 Comportamento espectral das frações físicas da MOS.....	60
6.3.6 Decomposição térmica das frações minerais e físicas da MOS	68
6.4 Conclusões.....	74
7. Referências bibliográficas	75
8. Apêndice	87

RELAÇÃO DE TABELAS

01. pH em água, teores de cálcio, magnésio, potássio e alumínio trocáveis, CTC efetiva, saturação por alumínio, argila, silte e areia em diferentes camadas de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem queima (1SQ) e há 22 anos sem queima (22SQ) e, sob mata nativa (MN)21
02. Teor de C e N no solo e na vegetação e relação C/N, teor de Fe_o e de Fe_d e razão Fe_o/Fe_d em Neossolo Litólico sob campo nativo pastejado há 1 sem queima (1SQ), e há 22 anos sem queima (22SQ) e, sob mata nativa (MN).23
03. Teor de C e de N do solo após tratamento com HF (C_{HF} e N_{HF}) e relação $[C/N]_{HF}$, índice R, recuperação de massa, de C e de N após tratamento com HF (M_R , C_R e N_R), teor de C em extrato de HCl 0,1 mol L⁻¹, razão entre C_{HCl} e C do solo, índice de aromaticidade $I_{C=C}/I_{C-H}$, em Neossolo Litólico sob pastagem nativa há 1 sem queima (1SQ) e, há 22 anos sem queima (22SQ), e sob mata nativa (MN).27
04. Perda de massa da MOS_{HF} (M_p) em quatro intervalos de temperatura (T), resíduo ($T > 996^\circ C$), teor de cinzas da MOS_{HF} e relação $M_{p470-800}/M_{p105-470}$ em Neossolo Litólico sob pastagem nativa há 1 ano (1SQ) e há 22 anos sem queima (22SQ) e, sob mata nativa (MN).....33
05. pH em água, teores de cálcio, magnésio, alumínio e potássio trocáveis, teor de fósforo disponível, saturação por alumínio, CTC efetiva em diferentes camadas de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem ação do fogo (1SF) e há 23 anos sem ação do fogo (23SF) e, sob floresta de araucária (FA).....40
06. Distribuição da massa de solo, em classes de diâmetro de agregados estáveis em água, diâmetro médio ponderado (DMP) e densidade do solo (DS) nas profundidades 0 a 5, 5 a 10 e 10 a 15 cm, de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem ação do fogo (1SF) e, há 23 anos sem ação do fogo (23SF) e, sob floresta de Araucária (FA).....47
07. Estoque de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) e relação C/N nas profundidades 0 a 5, 5 a 10 e 10 a 15 cm, de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem ação do fogo (1SF) e há 23 anos sem ação do fogo (23SF) e, sob floresta de Araucária (FA).....52

08. Distribuição percentual da massa das frações leve livre (FLL) leve oclusa (FLO) e pesada (FP) da matéria orgânica do solo, de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem ação do fogo (1SF) e há 23 anos sem ação do fogo (23SF) e, sob floresta de Araucária (FA).....53
09. Estoque de carbono e nitrogênio nas frações leve livre (FLL), leve oclusa (FLO) e fração pesada (FP) da matéria orgânica do solo e, respectivas relações C/N de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem ação do fogo (1SF) e há 23 anos sem ação do fogo (23SF) e, sob floresta de Araucária (FA).56
10. Relação do estoque de carbono das frações leve livre (FLL), leve oclusa (FLO) e fração pesada (FP) da matéria orgânica do solo com o estoque de carbono orgânico total (COT) de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem ação do fogo (1SF) e há 23 anos sem ação do fogo (23SF) e, sob floresta de Araucária (FA).58
11. Índices de FTIR para as frações leve livre (FLL) leve oclusa (FLO) tratadas com HF, nas profundidades 0 a 5 cm e 5 a 10 cm, de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem ação do fogo (1SF) e há 23 anos sem ação do fogo (23SF) e, sob floresta de Araucária (FA).....67
12. Perda de massa das frações leve livre (FLL_{H₂O₂}) e leve oclusa (FLO_{H₂O₂}) oxidadas com H₂O₂, em quatro intervalos de temperatura e resíduo, de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem ação do fogo (1SF) e há 23 anos sem ação do fogo (23SF) e, sob floresta de Araucária (FA), na profundidade 0 a 5 cm.69
13. Perda de massa das frações leve livre (FLL), leve oclusa (FLO) e fração pesada desmineralizada com HF (FP_{HF}), em quatro intervalos de temperatura, resíduo e relação entre a perda de massa no terceiro e no segundo intervalo de temperatura (m_{3º}/m_{2º}), de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem ação do fogo (1SF) e há 23 anos sem ação do fogo (23SF) e, sob floresta de Araucária (FA).70
14. Perda de massa da vegetação de pastagem e de pastagem queimada em diferentes intervalos de temperatura.72

RELAÇÃO DE FIGURAS

01. Relação entre Fe_o/Fe_d do solo e a proporção de [O-alquil+N-alquil] determinada por ^{13}C RMN CP/MAS na MOS_{HF} de amostras sob pastagem (um ano e 22 anos sem queima) (Knicker et al., 2009) em Neossolo Litólico (r = coeficiente de correlação; p = significância estatística).....24
02. Relação entre o teor de carbono do extrato HCl (C_{HCl}) e do solo em Neossolo Litólico sob pastagem nativa há um ano (1SQ) e, há 22 anos sem queima (22SQ), e sob mata nativa (MN).....28
03. Espectros de FTIR do solo dos ambientes 1SQ (A), 22SQ (B) e MN (C)...31
04. Espectros de FTIR da matéria orgânica concentrada (MOS_{HF}) dos ambientes 1SQ (A), 22SQ (B) e MN (C).....31
05. Relação entre o índice $Mp_{105-470}/Mp_{105-800}$ obtido por termogravimetria e a proporção de [O-alquil + N-alquil] determinados por ^{13}C RMN CP/MAS na MOS_{HF} de amostras sob pastagem (um ano e 22 anos sem queima) determinados por ^{13}C RMN CP/MAS (Knicker et al. 2009) em Neossolo Litólico.34
06. Massa de solo (%) em três classes de agregados estáveis em água nas profundidades de 0 a 5, 5 a 10 e 10 a 15 cm de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem ação do fogo (1SF) e há 23 anos sem ação do fogo (23SF) e, sob floresta de Araucária (FA). Médias seguidas de mesma letra nas classes de diâmetro comparam ambientes, não diferindo entre si pelo teste de Bonferroni a 5%, ns: não significativo.49
07. Espectros de FTIR da FLL após tratamento com H_2O_2 , FLL não tratada e após tratamento com HF, nos ambientes 1SF (a) 23SF (b) e FA (c) na profundidade de 0 a 5 cm.62
08. Espectros de FTIR da FLO após tratamento com H_2O_2 , FLO não tratada e após tratamento com HF, nos ambientes 1SF (a) 23SF (b) e FA (c) na profundidade de 0 a 5 cm.63
09. Espectros de FTIR da FLL após tratamento com H_2O_2 , FLL não tratada e após tratamento com HF, nos ambientes 1SF (a) 23SF (b) e FA (c) na profundidade de 5 a 10 cm.64
10. Espectros de FTIR da FLO após tratamento com H_2O_2 , FLO não tratada e após tratamento com HF, nos ambientes 1SF (a) 23SF (b) e FA (c) na profundidade de 5 a 10 cm.65

11. Espectros de FTIR da FP após tratamento com HF, nos ambientes 1SF (a) 23SF (b) e FA (c) na profundidade de 0 a 5 e 5 a 10 cm.....	66
12. Perda de massa da vegetação de pastagem queimada e de pastagem não queimada.	72
13. Micrografias de microscopia eletrônica de varredura (MEV) das amostras da vegetação de pastagem (a) queimada (b) não queimada	73

RELAÇÃO DE APÊNDICES

01. Distribuição percentual da massa de agregados estáveis em água por classe de tamanho nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-15 cm de um Neossolo Litólico sob campo nativo pastejado há um ano (1SF) e há 23 anos (23SF) sem ação do fogo e sob floresta de Araucária (FA).87
02. Densidade do solo (DS), teores e estoques de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-15 cm de um Neossolo Litólico sob campo nativo pastejado há um ano (1SF) e há 23 anos (23SF) sem ação do fogo e sob floresta de Araucária (FA).89
03. Teores e estoques de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) na frações físicas da MOS (FLL, FLO e FP) nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm de um Neossolo Litólico sob campo nativo pastejado há um ano (1SF) e há 23 anos (23SF) sem ação do fogo e sob floresta de Araucária (FA).90

1. INTRODUÇÃO GERAL

Na região fisiográfica dos Campos de Cima da Serra, localizada no nordeste do estado do Rio Grande do Sul, as pastagens nativas constituem a base da pecuária, praticada de forma extensiva.

Entretanto, a ocorrência de geadas severas no inverno reduz a disponibilidade de pasto verde para o gado. Com intuito de minimizar os prejuízos com a perda de peso do rebanho, os pecuaristas da região têm manejado as pastagens com o uso do fogo, pelo menos a cada dois anos, cuja finalidade é antecipar o rebrote primaveril e aumentar a qualidade da vegetação (Jacques, 2003; Rheinheimer et al., 2003).

Porém, no meio científico há divergências quanto a essas supostas vantagens alegadas para o uso do fogo, assim como, sobre o efeito do fogo na vegetação e nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Quadros & Pillar et al., 2001; Heringer & Jacques, 2002a).

Levantamentos florísticos indicam que queimadas sistemáticas reduzem a diversidade e a produção de forragem, além de aumentar a freqüência de espécies pouco produtivas (Heringer & Jacques, 2002a).

Em relação ao solo, em áreas submetidas a queimadas freqüentes, há degradação das propriedades químicas (Heringer et al., 2002; Dick et al., 2008a). Por outro lado, quanto ao efeito das queimadas sobre a matéria orgânica do solo (MOS) não há consenso entre os pesquisadores, pois fatores como temperatura do fogo, umidade do ar, disponibilidade de material inflamável, entre outros, não são totalmente controlados (Damé et al., 1997; Knicker, 2007), conduzindo a conclusões contraditórias.

Especificamente em relação ao efeito de queimadas periódicas sobre o estoque e a qualidade da MOS e a sua distribuição em frações físicas, são escassos os estudos na região dos Campos de Cima da Serra, RS.

Por outro lado, atividades econômicas alternativas à pecuária, como por exemplo, o uso agrícola do solo para culturas anuais, também apresenta limitações devido ao relevo suave ondulado a forte ondulado, e a ocorrência de solos rasos com pedregosidade e afloramento de rochas (Streck et al., 2008), associados às baixas temperaturas e nevoeiros freqüentes e intensos, necessitando, assim, de práticas conservacionistas de manejo, caso contrário,

a erosão hídrica e a degradação do solo ocasionarão severos danos ambientais e econômicos.

Diante deste cenário e devido às limitações citadas, aliados à baixa rentabilidade obtida pelos produtores rurais com a criação do gado e, atraídos pelas garantias de retorno financeiro, o plantio de espécies exóticas, principalmente *Pinus*, obteve forte adesão dos proprietários rurais da região.

Recentemente, a discussão ambiental na mídia e no meio acadêmico a respeito do aquecimento global e a preservação do ecossistema *Campos de Altitude entremeados com Matas de Araucária*, têm pressionado os órgãos públicos ambientais a coibirem a prática da queima das pastagens com rigor, de tal modo, que práticas alternativas e sustentáveis que considerem as peculiaridades da região são necessárias para o seu desenvolvimento econômico e ambiental.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Características da área de abrangência

A região fisiográfica dos Campos de Cima da Serra abrange uma área de 12.737,5 km² no nordeste do Estado do Rio Grande do Sul, localizada em cotas superiores a 900 m de altitude (Streck et al., 2008).

O relevo é suave a fortemente ondulado, ocorrendo solos rasos tais como Cambissolos, Neossolos e Gleissolos e, nas áreas menos elevadas, os Latossolos Brunos e Vermelhos (Streck et al., 2008).

A elevada precipitação pluviométrica e as baixas temperaturas propiciam o acúmulo de matéria orgânica do solo (MOS) nos horizontes superficiais (Streck et al., 2008), a qual tende a apresentar um baixo grau de humificação (Dick et al., 2008b).

A vegetação natural característica dos Campos de Cima da Serra, consiste em uma zona de transição entre o campo nativo e a mata predominantemente de *Araucaria sp.* Na região existem aproximadamente 800 espécies de gramíneas e 200 de leguminosas (Nabinger et al., 1999). Os campos nativos, ricos em espécies vegetais, constituem a base da pecuária, a qual é a principal atividade econômica da região, predominantemente, em propriedades com menos de 100 hectares (Junges et al., 2002).

A queima das pastagens naturais nesta região é uma prática rotineira e freqüente em função da intensa e prolongada estação fria e das dificuldades de se manejar o pasto acumulado durante a época da seca (final do inverno), em virtude da topografia acidentada e o afloramento de rochas. Esta prática é, em geral, aplicada a cada dois anos na maioria das propriedades (Heringer, 2000).

O fogo é usado pelos pecuaristas da região para eliminar as sobras de forragem seca, aumentar a disponibilidade de nutrientes no solo imediatamente após a queima, favorecer o rebrote e supostamente aumentar a qualidade da pastagem (Damé et al., 1997; Quadros & Pillar et al., 2001). Entretanto, estudos recentes têm demonstrado que a queima periódica de pastagens naturais desta região deteriora as condições de fertilidade do solo e reduz a médio prazo o potencial produtivo de forragem e a qualidade da vegetação (Heringer & Jacques, 2002; Jacques, 2002).

2.2. Matéria orgânica do solo

Apesar de sua pequena proporção no solo em relação à massa total de solos minerais tropicais a matéria orgânica do solo (MOS) desempenha grande influência sobre vários processos físicos, químicos e biológicos do solo que incluem desde os processos de intemperismo e formação dos solos (Tan, 1986) até a formação de estruturas mais complexas, como os agregados (Mielniczuk et al., 2003). Entretanto, o manejo do solo influencia na quantidade e qualidade da matéria orgânica (Boeni, 2007; Silva & Mendonça, 2007).

A principal propriedade física influenciada pela MOS é a agregação, que afeta indiretamente a estrutura, a densidade, a porosidade, a aeração, a capacidade de retenção e a infiltração de água no solo (Mendes et al., 2003).

A teoria da hierarquia de agregação proposta por Tisdall e Oades (1982) tem sido utilizada para explicar a formação dos agregados em solos onde a MOS caracteriza-se como principal agente de estabilização. Segundo essa teoria, a união das partículas primárias, principalmente os argilominerais, com a MOS resulta na formação de complexos organo-minerais (COM) (Christensen, 2001), sendo chamados de primários quando há interação direta entre os mesmos (Roscoe & Machado, 2002). À medida que estes COM primários vão sendo agrupados, formam-se estruturas maiores denominadas COM secundários ou agregados (Roscoe & Machado, 2002).

Os agregados menores que $250\mu\text{m}$ ($0,25\text{mm}$) são conceitualmente denominados microagregados e a formação – estabilização desses ocorre através de produtos microbianos, exsudatos radiculares e cátions polivalentes (Christensen, 2001; Oades & Water, 1991). Os microagregados são considerados estáveis por longos períodos de tempo, sendo pouco ou mesmo nada afetados pelas mudanças no manejo do solo (Christensen, 2001; Tisdall; Oades, 1982). A ação das raízes e hifas de fungos micorrízicos, entrelaçando estes microagregados e as partículas minerais, resulta na formação e estabilização dos macroagregados ($>250\mu\text{m}$), que por outro lado, são influenciados por fatores como clima, uso e manejo do solo (Christensen, 2001). O processo de formação e estabilização dos agregados é dinâmico em solos onde a hierarquia de agregação é comandada pela MOS, e por isso

depende de constante adição de resíduos orgânicos ao solo (Golchin et al., 1997a).

Macroagregados também podem ser formados por processos físicos, por meio de operações mecânicas de máquinas e equipamentos ou pelo pisoteio de animais, no entanto estes podem não ser estáveis. Contudo, o que confere maior estabilidade aos agregados são agentes cimentantes ligados a aspectos biológicos, como a atividade microbiana, liberação de exsudatos radiculares, crescimento e funcionamento das raízes, crescimento e morte dos tecidos, entre outros (Salton et al., 2008).

Em relação às espécies vegetais, as gramíneas, devido ao seu sistema radicular fasciculado e agressivo, tendem a promover maior agregação ao solo, favorecendo a proteção da matéria orgânica no interior dos agregados, diminuindo sua decomposição e favorecendo o maior acúmulo de MOS (Souza, 2008).

Além disso, a formação de agregados estáveis de maior tamanho é favorecida por sistemas de manejo do solo com pastagem permanente ou em rotação com lavoura em plantio direto, em relação a sistemas apenas com lavouras ou com lavouras em rotação com pastagens (Salton et al., 2008).

2.3. Mecanismos de estabilização da matéria orgânica do solo

A estabilização refere-se ao decréscimo no potencial de perda da MOS via oxidação microbiana, erosão ou lixiviação (Sollins et al., 1996).

Os mecanismos de estabilização da MOS em distintos compartimentos no solo, conferem diferentes graus de disponibilidade para os microrganismos, sobre os quais atuam mecanismos específicos de proteção e estabilização. A estabilidade da MOS é resultante do efeito integrado de três mecanismos: a) recalcitrância química, intrínseca do material orgânico, b) proteção do material orgânico no interior dos agregados e c) a estabilização da MOS pelas interações com a superfície mineral (Christensen, 1996; 2001).

Estes mecanismos de estabilização operam simultaneamente e afetam o material orgânico e os produtos de decomposição em todos os estágios de degradação (Christensen, 1996; 2001).

A recalcitrância química compreende a composição química complexa dos compostos orgânicos, que pode ser inerente ao material orgânico adicionado ao solo (como por exemplo, alto teor de compostos fenólicos, lignina, taninos, etc), ou ser adquirida durante a decomposição através dos processos de condensação e polimerização que ocorrem durante a decomposição dos resíduos vegetais, tornando-os mais resistentes a decomposição (Sollins et al., 1996; Six et al., 2002; Silva & Mendonça, 2007).

No processo de decomposição, os microrganismos degradam seletivamente os compostos menos recalcitrantes (ex.: carboidratos, proteínas), que demandam menor gasto energético, aumentando gradualmente a recalcitrância do resíduo remanescente (Sollins et al., 1996; Baldock et al., 1997; Silva & Mendonça, 2007).

Diversos estudos com RMN ^{13}C , têm identificado que os polissacarídeos são os componentes estruturais primeiramente afetados pela decomposição microbiana, conduzindo a um decréscimo no conteúdo de C O-alquil, que geralmente, é acompanhado de um aumento no conteúdo de C alquil. Este fato tem sido atribuído à preservação seletiva e a síntese microbiana *in situ* (Golchin et al., 1994; Baldock et al., 1997).

A proteção da MOS pelos agregados do solo que atuam como uma barreira física, bem como, reduzindo a difusão de O_2 nos microporos limita a acessibilidade dos microrganismos e seu sistema enzimático (Sollins et al., 1996; Silva & Mendonça, 2007).

A oclusão de MOS em agregados, conduz a mudanças qualitativas na composição da MOS (Six et al., 2002). A fração da matéria orgânica oclusa (fração leve oclusa - FLO) no interior dos agregados possui maior concentração de C e N e de C-alquil, porém menos C O-alquil (ex: carboidratos e polissacarídeos) do que a fração da matéria orgânica leve livre (fração leve livre - FLL), sugerindo que durante a transformação da fração leve livre (FLL) para a fração leve oclusa (FLO) há decomposição seletiva dos carboidratos facilmente decomponíveis (C O-alquil) e preservação de compostos recalcitrantes de cadeia de C longa (C alquil) (Golchin et al., 1994).

Em solos cultivados, a ruptura dos agregados, devido a perturbação periódica da estrutura do solo pode favorecer a acessibilidade dos substratos orgânicos pelos microrganismos quando comparado com solos não cultivados,

enquanto que práticas conservacionistas, devido à proteção do solo pelos resíduos culturais e a maior concentração de MOS na superfície, promove menores taxas de ruptura dos macroagregados (Balesdent et al., 2000).

Além do fator manejo do solo, a magnitude do mecanismo de proteção física por oclusão no interior dos agregados, também depende da textura do solo, sendo que solos argilosos possuem maior capacidade de proteger fisicamente a matéria orgânica particulada (frações leve livre e oclusa) que os arenosos (Golchin et al., 1994). Em solos arenosos, o arranjo das partículas primárias resulta em interações químicas fracas e uma distribuição de poros de maior diâmetro, o que facilita o acesso microbiano à MOS. Os agentes ligantes orgânicos são oxidados mais facilmente, e a estabilidade dos agregados é dependente da contínua adição de resíduos vegetais e da atividade microbiana (Boeni, 2007).

A estabilização da MOS pela interação organomineral resulta da ligação/complexação entre a MOS e os minerais do solo, como por exemplo, reações de superfície com partículas de silte e argila, sesquióxidos amorfos, o que altera a taxa de degradação ou a síntese de novos compostos orgânicos (Six et al., 2002).

As interações das moléculas orgânicas com a fração mineral (ex.: reações de superfície, como interações eletrostáticas, ligações de hidrogênio, troca de ligantes e pontes de cátions polivalentes) (Lützow et al., 2006), tornam os resíduos orgânicos mais resistentes ao ataque microbiano, sendo apontado como o principal mecanismo para o relativo acúmulo de MOS em solos argilosos (Schulten & Leinweber, 2000).

A proteção química da MOS é dependente da textura e mineralogia. O tamanho deste compartimento depende da proporção de silte e de argila no solo e dos argilominerais dominantes. Em solos com mesma proporção de partículas de silte e argila, o argilomineral dominante 2:1 (ex.: esmectita) irá determinar maior C protegido pelas partículas de silte e argila do que solos em que dominam os argilominerais 1:1 (ex.: caulinita) (Six et al., 2002).

Em um Argissolo Vermelho do Rio Grande do Sul, Diekow et al. (2005) observaram que a fração tamanho silte mostrou uma alta proporção de matéria orgânica particulada como resíduos de plantas e fungos, o que é coerente com a entrada de compostos de origem microbiana para a matriz mineral durante a

decomposição de produtos microbianos, como o ácido diaminopimélico, amino açúcares, ácidos teicóicos e açúcares derivados de microrganismos (Christensen, 1996).

2.4. Fracionamento e caracterização da matéria orgânica do solo

A matéria orgânica no solo pode ser encontrada como partículas individuais de plantas parcialmente decompostas e sem associação aos minerais ou adsorvida sobre os minerais e protegida inter-microagregados ou intra-microagregados (Sollins et al., 1984).

A caracterização da MOS por técnicas químicas e espectroscópicas em estudos de relação de pedo-ambiente com as características da MOS pode ser realizada na fração orgânica como um todo (Dick et al., 2005, Dalmolin, et al., 2006) ou em frações físicas ou químicas. Com exceção das frações químicas, previamente à análise, é necessário um tratamento do solo com solução de ácido fluorídrico (HF) 10% para remover a fração inorgânica que interfere na resolução instrumental de vários métodos espectroscópicos (Gonçalves et al., 2003).

O fracionamento da MOS em frações químicas ou físicas e posterior caracterização, é frequentemente empregado em estudos de manejo e uso do solo, os quais visam avaliar a dinâmica da MOS e sua reatividade (Bayer e al., 2002).

A possibilidade da alteração das moléculas orgânicas e a extração das substâncias húmicas de compartimentos distintos no solo tem levado à utilização de técnicas que usam princípios físicos (fracionamento físico), como alternativa ao uso do fracionamento químico (Lunardi et al., 1999).

Segundo Christensen (1992), os métodos físicos ou densimétricos permitem estudar a relação entre a composição da MOS e a sua localização na estrutura do solo e interação com a fração mineral. Neste método a fração leve livre (FLL) é separada mediante agitação manual em líquido de densidade conhecida sem que haja o rompimento dos agregados, enquanto que a fração leve oclusa (FLO) é separada após a dispersão, normalmente com ultrassom, de maneira que toda a fração protegida fisicamente no interior dos agregados seja liberada. A fração pesada (FP), correspondente ao material mais denso do que

a solução utilizada para separar as frações, equivale ao carbono associado aos complexos organo-minerais de tamanho silte e argila (Roscoe & Machado, 2002).

A FLL representa a MO leve externa aos macroagregados estáveis, como partículas de resíduos vegetais frescos ou parcialmente decompostos e tecidos microbianos, com elevada razão C/N; a FLO representa a MO leve oclusa com tamanho reduzido e grau de decomposição mais avançado em comparação à FLL protegida no interior dos macro e microagregados. Estas duas frações originam-se de locais diferentes do solo, os quais diferem em acessibilidade aos organismos e, provavelmente, diferem em estabilidade, composição química, grau de decomposição e função (Roscoe & Machado, 2002).

Golchin et al. (1994) separaram duas frações leves da MOS, através da flotação em líquido de densidade $1,6 \text{ g cm}^{-3}$, antes e após a dispersão dos agregados pelo ultrassom. Os resultados mostraram que as frações leve livre (FLL) e leve oclusa (FLO) podem representar 6,9 a 31,3% e 9,2 a 17,5% do carbono orgânico total (COT), respectivamente. Os dados de RMN ^{13}C CP/MAS indicaram que a fração leve oclusa apresenta uma menor proporção de C-O-alquil e maior de C-alquil comparada à MO leve livre, sugerindo um estágio mais avançado de decomposição da MO leve oclusa.

2.5. Efeitos de queima na qualidade e quantidade da MOS

A ocorrência de queimadas e suas conseqüências a longo prazo, tanto como um evento natural como de origem antropogênica, conduz à deterioração das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, reduzindo seu potencial produtivo (Jacques, 2003) e contribuindo, a curto prazo, na emissão de CO_2 (Schimel, 1995).

A intensidade das perturbações oriundas da prática da queima sobre as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, é condicionada por diversos fatores como tipo de vegetação, quantidade de resíduos, textura, umidade do solo e topografia, com grande amplitude na variação de temperaturas, podendo atingir extremos superiores a 450°C em área de floresta (Neary et al., 1999).

Resultados obtidos com a prática da queima de campos em outras regiões do Brasil (Roscoe et al., 2000) e do mundo (Knicker et al., 2006) indicam que a queima dos resíduos sobre o solo pode provocar redução dos estoques de carbono orgânico (C) e de nitrogênio (N) em diferentes compartimentos físicos da matéria orgânica do solo, além de aumentar a emissão de CO₂ e o caráter recalcitrante da matéria orgânica.

A combustão incompleta da vegetação resulta na formação do chamado “black carbon” que, devido a sua relativa elevada aromaticidade, contribui para o aumento da recalcitrância da MOS.

A estabilidade de “black carbon” tem sido atribuída principalmente a sua estrutura refratária, o que torna esta fração um importante compartimento para o seqüestro de carbono (Bird et al., 1999). Além disso, a inacessibilidade desta fração devido a sua proteção em complexos organo-minerais, em solos tropicais, pode contribuir para a sua não-oxidação pelos microorganismos e para sua permanência no solo (Glaser et al., 2000).

Frequentemente, “black carbon” tem sido detectado na fração leve da MOS, o que pode afetar o “turnover” desta fração em solos que tenham sido submetidos a queima. Em um Luvisolo, pertencente a um experimento de manejo de solo de longa duração no Canadá, a fração leve livre contendo “black carbon” apresentou uma taxa de “turnover” 2,5 vezes mais lenta do que a fração sem a presença de “black carbon” (Murage et al., 2007). Comportamento diferenciado foi observado por Brodowski et al. (2006), em Luvisolo da Alemanha, onde a maior parte do “black carbon” ocorreu na fração leve oclusa. Estes resultados contraditórios indicam que o efeito da queimada na qualidade e na quantidade da MOS se manifesta nos diferentes compartimentos da MOS e em diferentes tipos de solo assim como a localização do “black carbon” e sua dinâmica no ambiente.

Em Latossolo vermelho coletado sob pastagem no Cerrado, Roscoe e Burmann (2003) observaram quantidades razoáveis de partículas de “black carbon” nas frações leve oclusa e livre da MOS. A ocorrência de “black carbon” preferencialmente em fração particulada oclusa em comparação à particulada livre indicou a forte associação entre “black carbon” e minerais (Brodowski et al., 2006). Segundo os autores, esta inclusão em microagregados seria responsável pelo seu maior tempo de residência médio no solo.

Evidências de interação entre argilo-minerais e “black carbon” na formação da fração leve oclusa (FLO) de Latossolos do Cerrado, submetidos a plantio direto, foi obtida recentemente por Boeni (2007). Em amostras de FLO, a intensidade dos grupos O-alkil no espectro de RMN de ^{13}C aumentou consideravelmente após tratamento com solução de HF 10% (v/v). A interação dos minerais com partículas de “black carbon” através dos grupos O-alkil (provavelmente de origem microbiana) diminuiu a ressonância do C deste grupo funcional nas amostras não tratadas.

Resultados recentes, obtidos de análise de pirólise e de espectroscopia de RMN de ^{13}C de amostras de solos de campos e florestas temperadas queimadas, têm indicado, no entanto, que a formação de estruturas gráficas (anéis aromáticos policondensados) praticamente não ocorre (Knicker, 2007).

A temperatura e a intensidade da queima, as quais estão relacionadas com o clima da região e época em que ocorre a queima, afetam diretamente a composição química do produto formado (Almendros et al., 2003).

Em pastagens, a ação do fogo é relativamente rápida e o impacto sobre o teor de matéria orgânica não é significativo quando se considera apenas uma queima. Entretanto, queimas em anos sucessivos numa mesma área, podem diminuir os teores de matéria orgânica do solo (Dick et al., 2008a).

Fogos de menor intensidade (menor temperatura, p.ex. $<350^{\circ}\text{C}$) produzem maior quantidade de material carbonizado, porém com menor grau de aromaticidade do que fogos mais intensos (Knicker, 2007). Estes produtos apresentam, portanto, uma suscetibilidade à decomposição maior do que a esperada em carvão de elevada aromaticidade.

A associação organo-mineral pode, também, conferir uma maior resistência da MOS aos processos de dehidrogenação, decarboxilação e demetilização pelo fogo (Dettweiler, 2003).

Estudos sobre o efeito da queima nos estoques e teor de MOS têm fornecido informações diferenciadas, dependendo do tipo de solo e da fração analisada. Roscoe et al. (2000) observaram uma redução drástica dos estoques de C e N na forma de liteira em área de Latossolo sob cerrado “sensu-stricto” submetida a 21 anos de queimadas. Os autores citados observaram que nas amostras de solo, os teores de C e N desta área não

diferiram daqueles obtidos em duas áreas próximas, as quais não sofreram ação do fogo.

Segundo Spagnollo (2004), em trabalho realizado em Latossolo Vermelho distroférico do Rio Grande do Sul, sob pastagem, a prática da queimada bienal durante 100 anos provocou diminuição pronunciada do conteúdo de C e de N na fração da MOS > 53 μm , na profundidade de 0 a 2,5 cm. Nas frações <53 μm , a diminuição de C e N devido à queima se manifestou até os 10 cm, onde os estoques de C e N foram 19% e 25% superiores na área sem queima, respectivamente. Por outro lado, comportamento diferenciado foi constatado em Cambissolo sob floresta de *Pinus* na região mediterrânea da Espanha, onde queimadas espontâneas, freqüentes, provocaram aumento de 100% nos teores de C e de N no horizonte A (0-15cm), quando comparado com área próxima que não sofreu queimada (Knicker et al., 2005). Tal aumento foi acompanhado do aumento da fração resistente à extração com solução de NaOH (fração humina) e do aumento da proporção de estruturas aromáticas (enriquecimento de 2,9 vezes), conforme determinação por espectroscopia de RMN de ^{13}C .

O aumento no conteúdo de carbono aromático, derivado do carvão, foi identificado por Skjemstad et al. (2001) em análise de RMN ^{13}C , indicando que a única forma de carbono que sobrevive ao processo de decomposição por longos períodos de tempo é o carvão ou formas geológicas de carvão. A implicação deste material ao sistema de cultivo, deve-se à sua grande resistência à decomposição, permanecendo no solo como uma substância inerte, portanto, não contribuindo à atividade biológica ou a formação de MOS (Albrecht et al., 1995).

Estes resultados evidenciam que o efeito da queimada na qualidade e quantidade da MOS se manifesta diferentemente nos diferentes compartimentos da MOS e em diferentes tipos de solo.

3. HIPÓTESES

1. A queima periódica da pastagem em Neossolo Litólico reduz os estoques de carbono no solo e aumenta a recalcitrância química da matéria orgânica do solo.
2. Estes efeitos se manifestam em todos os compartimentos físicos da matéria orgânica do solo

4. OBJETIVOS GERAIS

Avaliar o efeito do manejo das pastagens em Neossolo Litólico da região fisiográfica dos Campos de Cima da Serra na composição química, nos estoques de carbono do solo e dos compartimentos físicos da matéria orgânica do solo.

5. ESTUDO I: Matéria orgânica em Neossolos de altitude: influência da queima da pastagem e do tipo de vegetação na sua composição e teor

5.1 Introdução

A ocorrência de fogo em pastagens como prática de estímulo ao rebrote após o inverno ou para controle da invasão de plantas arbustivas indesejadas tem sido relatada na literatura (Brye, 2006; Behling & Pillar, 2007). Entretanto, quando realizada freqüentemente, a queima da vegetação pode conduzir a médio e longo prazo à deterioração das propriedades químicas do solo (Dick et al., 2008a) reduzindo seu potencial produtivo (Jacques, 2003).

Em relação ao efeito do fogo na matéria orgânica do solo (MOS), os resultados obtidos são conflitantes. Em solos sob floresta na região do mediterrâneo, foi observado tanto um aumento como uma diminuição do teor de C do solo submetidos à ocorrência periódica de fogo espontâneo na estação seca (Kavdir et al., 2005; Knicker et al., 2005; Santín et al., 2008). Em contrapartida, em solos sob Cerrado, alterações no estoque de C não foram identificadas após 21 anos de queima (Roscoe et al., 2000). Comportamento diferenciado foi observado em um Luvissole sob clima subtropical úmido nos Estados Unidos, onde os teores de C e de N do solo sob pastagem aumentaram relevantemente após 12 anos de queimadas anuais (Brye, 2006). Esse comportamento foi atribuído à maior contribuição de MOS via raízes, em resposta ao aumento da produtividade das pastagens induzida pelo fogo.

A temperatura e intensidade da queima, que estão também relacionados com o clima da região e época do ano em que ocorre, e a natureza química da vegetação queimada afetam a composição química do produto formado (Almendros et al., 2003; Fynn et al., 2003). Assim, queimas de menor intensidade (temperatura < 350°C) produzem maior quantidade de material carbonizado, porém com menor grau de aromaticidade do que queimas mais intensas (Knicker et al., 2006; Knicker, 2007). A queima aeróbia de celulose emite mais CO₂ do que a lignina, no entanto, a matéria orgânica pirogênica resultante da celulose é mais rica em grupos aromáticos (62%) do que a da lignina (40%) (Knicker et al., 2008).

A incorporação da matéria orgânica pirogênica na matéria orgânica estabilizada do solo contribui inicialmente para o aumento da fração aromática da MOS (Kaal et al., 2008), porém, o estímulo à produção vegetal pela ação do fogo, conduz ao aumento simultâneo de estruturas orgânicas menos recalcitrantes (Knicker et al., 2006). Além de um incremento no estoque de C provocado pelo fogo, Santín et al. (2008) também observaram diminuição da relação *alquil/O-alquil C*, determinada por RMN de ^{13}C , na composição química da MOS sob floresta na região noroeste da Espanha. A maior proporção de estruturas bioquimicamente mais lábeis nestes solos comparativamente a ambientes não afetados pelo fogo, foi atribuída ao acúmulo de material vegetal fresco, produzido logo após a queima da vegetação.

Ao lado de técnicas espectroscópicas, técnicas termodegradativas fornecem informações úteis em estudo da composição química da MOS, pois se baseiam na temperatura de decomposição dos diversos grupos funcionais (Benites et al., 2005; Rosa et al., 2005). Matéria orgânica com maior proporção de grupos funcionais e de cadeias alifáticas apresenta maior perda de massa em temperaturas inferiores a 400°C , enquanto a presença de estruturas mais complexas e mais resistentes à termodegradação na composição da MOS acarreta perda de massa em temperaturas mais elevadas (Crittter & Airoidi, 2006). Em geral, a matéria orgânica pirogênica sofre maior perda de massa em temperaturas acima de 500°C e quanto maior o grau de condensação ou de cristalização, mais alta será esta temperatura podendo chegar até a 650°C (Leifeld, 2007; Hsieh & Bugna, 2008).

A região fisiográfica dos Campos de Cima da Serra, localizada no nordeste do estado do Rio Grande do Sul, é caracterizada pela presença de solos rasos cobertos por extensas áreas de pastagem natural intercaladas com “manchas” de mata de *Araucária* sp, (Behling & Pillar, 2007). Estudos recentes mostraram que a MOS de ambientes de pastagem dessa região apresentam baixo grau de humificação, contendo proporções consideráveis de estruturas bioquimicamente lábeis tipo C O-alquil (52 a 59 %) (Dick et al., 2008b). Em virtude da topografia acidentada e do afloramento de rochas que dificultam o manejo adequado do solo, os pecuaristas, desde a ocupação da área pelos imigrantes europeus há 200 anos, tem optado pela queima dos resíduos da

vegetação no fim da estação do inverno e início da primavera visando o rebrote da pastagem (Jacques, 2003; Rheinheimer et al., 2003).

Considerando-se que existem poucas informações sobre o impacto da queima no solo, este trabalho teve como objetivo principal avaliar os atributos químicos do solo e o teor e qualidade da matéria orgânica de Neossolo Litólico afetado periodicamente pelo fogo, por meio de técnicas químicas, espectroscópicas e termodegradativas. Para fins de comparação foi estudada uma área sem ação do fogo há 22 anos. Adicionalmente, foi investigada a influência do tipo de vegetação nesses atributos.

5.2 Material e métodos

5.2.1 Localização da área de estudo e coleta do solo

O presente estudo foi realizado no município de São José dos Ausentes, RS, na região fisiográfica denominada Campos de Cima da Serra. O solo, de origem basáltica, foi classificado como Neossolo Litólico Húmico típico (Embrapa, 2006). O clima da região é classificado como Cfb com temperatura média em torno de 14,4°C e precipitação média anual de 2.468 mm ano⁻¹ (Moreno, 1961).

Os ambientes estudados situam-se entre 1260 e 1310 m acima do nível do mar e constaram de campo nativo pastejado há um ano sem queima (1SQ) (28°35'43"S, 49°51'59"O), campo nativo pastejado há vinte e dois anos sem queima (22SQ) (28°35'27"S, 49° 52'30"O) e mata nativa (MN) (28°35'4,4"S, 49°52'9,9"O). No ambiente 1SQ, cuja lotação é de 0,5 animal por hectare, a queima é realizada bienalmente entre os meses de agosto e setembro. A coleta de solo nesta área ocorreu em maio de 2006, aproximadamente 240 dias após a última queima (09/2005). No ambiente 22SQ, a lotação é de 2 animais por hectare durante o ano inteiro e, inclui, além do gado, terneiros, cavalos e ovelhas.

Em cada ambiente foi selecionada uma área representativa de 150x150 m em posição semelhante na paisagem, onde foram abertas duas trincheiras de aproximadamente 1x1 m de superfície e 0,3 m de profundidade. A amostragem foi realizada nas profundidades de 0 a 5, 5 a 10, 10 a 15 e 15 a 30

cm, em triplicata em cada trincheira (uma em cada face) para compor a amostra da repetição de campo.

No ambiente 1SQ, amostras de vegetação senescente (VS) e de vegetação queimada (VQ) foram coletadas em área próxima no momento da queima. No ambiente MN (VMN), foram coletados resíduos de folhas e ramos finos presentes na liteira, que foram separados por tamanho > 2 e < 2 mm. As amostras de vegetação de cada ambiente, coletadas em triplicata, foram secas ao ar, maceradas em gral de ágata e secas em estufa a 50°C sob vácuo.

5.2.2 Análise química, granulométrica e óxidos de ferro

As amostras de solo foram destorroadas, secas ao ar e peneiradas em malha de 2 mm, sendo determinado em cada repetição de campo (24 amostras ao todo) as principais características químicas (Tedesco et al., 1995) e a granulometria (Embrapa, 1997).

Os teores de óxidos de ferro pedogênicos (Fe_d) foram determinados após extração com ditionito-citrato-bicarbonato de sódio a temperatura ambiente (Dick & Schwertmann, 1996) e os teores de óxidos de ferro de baixa cristalinidade (Fe_o) foram determinados após extração com solução de oxalato de amônio (Schwertmann, 1964).

5.2.3 Tratamento com solução de HF

A desmineralização das amostras e concentração da MOS foi realizada com solução de ácido fluorídrico (HF) 10% (v/v) (Gonçalves et al., 2003). A fim de avaliar-se a perda de MOS pelo tratamento com HF, que é solúvel em meio ácido e não está associada intimamente aos minerais, realizaram-se três extrações sucessivas com HCl $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ previamente ao tratamento com HF, adicionando-se 30 mL de solução de ácido a 10 g de solo. A suspensão foi mecanicamente agitada durante 2 horas e, posteriormente, centrifugada por 10 minutos a 3000 rpm. Os extratos ácidos de cada etapa foram adicionados e a concentração de C foi determinada por espectrometria UV/Vis (Dick et al., 1998). A seguir, adicionou-se 30 mL de solução de HF 10% ao solo, procedendo-se conforme já descrito. Após o descarte do sobrenadante esta

operação foi repetida sete vezes. A MOS concentrada (MOS_{HF}) foi lavada quatro vezes com água deionizada, secada em estufa em temperatura inferior a $50^{\circ}C$ e pesada (Gonçalves et al., 2003).

Os teores de C e de N nas amostras de solo (C e N) e na MOS_{HF} foram determinados (duplicata) por análise elementar (Perkin Elmer 2400), sendo calculada a relação C/N antes e após tratamento com HF ($[C/N]_{HF}$). Com o objetivo de avaliar possíveis extrações preferenciais de C ou N pela solução de HF, foi calculado o índice R pela razão $(C/N)/([C/N]_{HF})$ (Gonçalves et al., 2003).

As recuperações de C (C_R) e de N (N_R) após o tratamento com HF foram calculadas pela equação $C_R = M_R \times C_{HF}/C$ e $N_R = M_R \times N_{HF}/N$, onde M_R é o percentual de massa que permanece após o tratamento com HF.

5.2.4 Espectroscopia de FTIR e análise termogravimétrica

A análise da MOS_{HF} e do solo por espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR) (Shimadzu FTIR 8300) foi realizada em pastilhas de KBr (1 mg amostra:100 mg KBr) empregando-se 32 scans e resolução de 4 cm^{-1} , no intervalo espectral de 4000 a 500 cm^{-1} . A atribuição das bandas de absorção foi realizada segundo Farmer (1974) e Tan (1996) sendo calculado o índice de aromaticidade ($I_{C=C}/I_{C-H}$) (Cheftez et al., 1996), que relaciona a intensidade de absorção em torno de 1640 cm^{-1} , atribuída aos grupos aromáticos, com aquela em 2920 cm^{-1} , que representa os grupos alifáticos (Dick et al., 2008a).

A análise termogravimétrica da MOS_{HF} foi realizada em duplicata (TA Instruments, TGA-Q50) sob atmosfera de nitrogênio, empregando-se 5 a 10 mg de amostra. O peso inicial foi estabilizado a $30^{\circ}C$ e a razão de aquecimento foi de $20^{\circ}C\text{ min}^{-1}$ até a temperatura de $1000^{\circ}C$. As curvas de termodecomposição foram divididas em regiões de acordo com a decomposição de diferentes estruturas (Crittter & Airolidi, 2006). A recalcitrância química da MOS_{HF} foi estimada pela razão entre a perda de massa no terceiro intervalo ($470-800^{\circ}C$) e no segundo intervalo ($105-470^{\circ}C$) de temperatura ($Mp_{470-800}/Mp_{105-470}$).

Amostras de vegetação (VS, VQ e VMN) foram caracterizadas por análise elementar.

5.3. Resultados e discussão

5.3.1 Atributos químicos e distribuição granulométrica das amostras de solo

As amostras apresentaram pH ácido (Tabela 1), concordando com os resultados obtidos para Neossolos sob pastagem da mesma região fisiográfica (Dick et al., 2008). Nas amostras 1SQ e 22SQ, o pH foi relativamente uniforme ao longo do perfil, enquanto que no solo sob mata, o pH é mais ácido na superfície e tende a aumentar em profundidade (Tabela 1). A maior acidez na camada 0-5 cm pode ser decorrente da presença de ácidos orgânicos em elevadas concentrações usualmente observados no solo sob mata logo abaixo da liteira (Guggenberger & Kaiser, 2003). Os maiores valores da razão C_{HCl}/C_{solo} nas amostras de MN em comparação às amostras de pastagem (Tabela 3), corroboram esta hipótese.

Nos solos sob campo nativo, os teores de Ca e Mg trocáveis na camada 0-5 cm foram superiores no 22SQ em comparação ao 1SQ, enquanto que nas demais camadas não foram observadas diferenças (Tabela 1). Quanto ao K, com exceção da camada superficial, os teores foram mais altos em 1SQ. Uma hipótese para explicar este comportamento é a perda de nutrientes divalentes na área 1SQ por escoamento superficial provocado pelas chuvas intensas que comumente ocorrem na região durante os meses de setembro e outubro após a queima da pastagem no final do inverno (mais de $2.000 \text{ mm ano}^{-1}$). Já o K, por se monovalente, seria mais facilmente transportado ao longo do perfil após sua liberação do tecido vegetal morto pela queima. A menor cobertura em solos submetidos a queima em comparação a solos sob pastagem sem ação do fogo favorece a erosão hídrica e conseqüente perda de nutrientes (Heringer et al., 2002b).

O teor de Al trocável nos dois ambientes de pastagem variou entre 5,7 e $6,5 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ na superfície e aumentou a partir de 5 cm (Tabela 1). Conseqüentemente, a saturação em Al em torno de 70% na camada de 0-5 cm, aumentou para valores $\geq 87 \%$ nas camadas mais profundas do que 5 cm. A maior saturação por Al na camada 0-5 cm no ambiente 1SQ resulta dos menores teores de Ca, Mg e K no seu complexo de troca. Em oposição, em

solo da região do Cerrado, onde a incidência de chuvas após a queima é muito baixa, foi observado um decréscimo no teor de Al trocável logo após a queima (Coutinho,1990). Em região de pastagem, a camada superficial do solo é a mais sensível à ação do fogo, onde, nos primeiros dias após a queima ocorre aumento dos teores de K, Ca e Mg trocáveis e nos valores de pH e diminuição de Al (Rheinheimer et al., 2003). Entretanto, a partir dos 90 dias após a queima, a maioria dos atributos químicos do solo tendem aos valores originais. No presente trabalho, no qual as avaliações foram realizadas aos 240 dias após a queima, as maiores diferenças para a maioria das variáveis, foram observadas na camada superficial.

Tabela 1. pH em água, teores de cálcio, magnésio, potássio e alumínio trocáveis, CTC efetiva, saturação por alumínio, argila, silte e areia em diferentes camadas de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem queima (1SQ) e há 22 anos sem queima (22SQ) e, sob mata nativa (MN)

Ambiente	Prof. (cm)	pH _{H₂O}	Ca	Mg	K	Al	CTC ef	m	Argila	Silte	Areia
			-----cmol _c dm ⁻³ -----						-----%-----		
1SQ	0 - 5	4,6 ± 0,3 ^a	1,0 ± 0,1	0,6 ± 0,1	0,44 ± 0,1	6,5 ± 0,8	8,4 ± 1,0	76 ± 0,2	39 ± 7,4	50 ± 6,3	11 ± 1,1
	5 - 10	4,6 ± 0,1	0,5 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,31 ± 0,0	7,8 ± 0,5	8,9 ± 0,7	88 ± 1,1	47 ± 9,6	43 ± 7,3	10 ± 2,4
	10 - 15	4,4 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,0	0,21 ± 0,1	8,2 ± 0,2	8,8 ± 0,1	93 ± 1,5	54 ± 12,7	33 ± 7,4	13 ± 5,3
	15 - 30	4,7 ± 0,1	0,1 ± 0,0	0,1 ± 0,0	0,13 ± 0,0	7,3 ± 0,1	7,6 ± 0,1	96 ± 0,2	57 ± 15,1	26 ± 14,3	17 ± 0,8
22SQ	0 - 5	4,5 ± 0,1	1,7 ± 0,1	0,9 ± 0,1	0,48 ± 0,1	5,7 ± 0,4	8,6 ± 0,6	66 ± 0,5	49 ± 0,3	37 ± 3,0	14 ± 2,7
	5 - 10	4,5 ± 0,3	0,6 ± 0,0	0,3 ± 0,0	0,22 ± 0,0	7,4 ± 1,5	8,5 ± 1,5	87 ± 2,2	49 ± 0,3	37 ± 1,7	14 ± 2,0
	10 - 15	4,5 ± 0,1	0,4 ± 0,0	0,2 ± 0,1	0,15 ± 0,0	7,6 ± 1,7	8,3 ± 1,6	91 ± 2,9	50 ± 2,0	36 ± 1,5	14 ± 3,6
	15 - 30	4,6 ± 0,2	0,3 ± 0,1	0,1 ± 0,0	0,10 ± 0,0	7,8 ± 1,3	8,2 ± 1,2	94 ± 1,8	52 ± 0,0	31 ± 0,7	17 ± 0,6
MN	0 - 5	4,2 ± 0,3	0,5 ± 1,0	0,3 ± 0,0	0,25 ± 0,0	6,7 ± 1,0	7,7 ± 1,0	87 ± 2,1	41 ± 8,0	41 ± 5,9	18 ± 2,2
	5 - 10	4,4 ± 0,2	0,1 ± 0,0	0,2 ± 0,1	0,13 ± 0,0	7,0 ± 0,4	7,4 ± 0,5	95 ± 0,9	44 ± 10,6	38 ± 9,7	18 ± 0,9
	10 - 15	4,4 ± 0,1	0,1 ± 0,0	0,1 ± 0,0	0,10 ± 0,0	7,1 ± 0,9	7,3 ± 0,9	96 ± 0,2	47 ± 9,6	37 ± 10,3	16 ± 0,7
	15 - 30	4,6 ± 0,0	0,1 ± 0,0	0,1 ± 0,0	0,07 ± 0,0	6,5 ± 0,2	6,7 ± 0,2	96 ± 0,0	48 ± 10,2	35 ± 9,9	17 ± 0,2

pH_{H₂O}: pH determinado em água; Ca: cálcio trocável; Mg: magnésio trocável; K: potássio trocável; Al: alumínio trocável; CTC ef: capacidade de troca de cátions efetiva; m: saturação por alumínio. ^aMédia ± desvio padrão (n=2)

O ambiente sob MN, apresentou, em geral, menores teores de Ca, Mg e K trocáveis do que os ambientes sob pastagem (Tabela 1), evidenciando a maior capacidade de ciclagem da pastagem em comparação à mata. Para o Al trocável o mesmo comportamento foi observado para camadas mais profundas do que 5 cm. A elevada saturação por Al na superfície é devido aos baixos teores de cátions trocáveis nesta camada superficial sob mata (Tabela 1).

Os menores valores de CTC_{ef} na área sob MN em comparação aos obtidos nas amostras de campo são decorrentes dos menores teores de cátions trocáveis no seu complexo de troca (Tabela 1).

Em relação à distribuição granulométrica, na camada de 0 a 5 cm, o teor de argila variou de 39 a 49 %, o de silte de 37 a 50 % e de areia, de 11 a 18 %, enquadrando esta camada na classe textural argilo-siltosa. Nas demais camadas o teor de argila variou de 44 a 57 %, o de silte de 37 a 44 % e de areia de 10 a 18 % sendo estas camadas enquadradas na classe textural argilosa (Tabela 1). Esses resultados são semelhantes aos obtidos por Knicker et al. (2009) para Neossolo Litólico da mesma região fisiográfica do presente estudo.

5.3.2 Teores de óxidos de ferro e de C e N do solo

Os teores de óxidos de ferro pedogênicos (Fe_d) variaram de 23 a 31 mg g^{-1} na camada superficial e aumentaram em profundidade em todos os ambientes (Tabela 2).

Os teores de óxidos de ferro de baixa cristalinidade (Fe_o) variaram de 5,3 a 10 mg g^{-1} , e aumentaram gradualmente em profundidade apenas no ambiente 1SQ. Os valores de Fe_d e Fe_o deste estudo estão no intervalo de valores observados para solos de altitude da mesma região fisiográfica (Silva et al., 2008). A razão Fe_o/Fe_d , que informa sobre o grau de cristalinidade dos óxidos de Fe pedogênicos (Schwertmann, 1964) diminuiu com a profundidade em todos os ambientes (Tabela 2), indicando que óxidos de Fe da camada 15-30 cm apresentam maior grau de cristalinidade do que os de superfície. Esse comportamento pode ser atribuído ao maior teor de MOS em superfície o que inibe a cristalização do óxido de Ferro (Dick et al., 2005). Porém, a falta de uma

correlação entre Fe_o/Fe_d e teor de C indica que este não é o principal fator na variação desta razão.

Tabela 2. Teor de C e N no solo e na vegetação e relação C/N, teor de Fe_o e de Fe_d e razão Fe_o/Fe_d em Neossolo Litólico sob campo nativo pastejado há 1 sem queima (1SQ), e há 22 anos sem queima (22SQ) e, sob mata nativa (MN).

Ambiente	Profundidade	C	N	C/N	Fe_o	Fe_d	Fe_o/Fe_d
	(cm)	-----%-----			--mg g ⁻¹ --		
1SQ	0 - 5	13,0 ± 1,2 ^a	0,97 ± 0,28	13 ± 2,7	7,8	23,2	0,34
	5 - 10	11,2 ± 1,1	0,80 ± 0,08	14 ± 2,9	8,1	31,8	0,25
	10 - 15	10,0 ± 0,3	0,66 ± 0,06	15 ± 0,9	8,6	43,0	0,20
	15 - 30	6,8 ± 0,8	0,46 ± 0,00	15 ± 1,7	10,0	55,6	0,18
22SQ	0 - 5	12,0 ± 2,5	0,89 ± 0,12	13 ± 1,0	5,8	28,1	0,21
	5 - 10	7,0 ± 0,1	0,58 ± 0,09	12 ± 2,2	6,1	28,5	0,21
	10 - 15	6,3 ± 0,5	0,55 ± 0,05	12 ± 2,0	6,1	29,8	0,20
	15 - 30	5,6 ± 1,2	0,49 ± 0,04	11 ± 1,5	5,3	36,3	0,15
MN	0 - 5	8,8 ± 2,7	0,76 ± 0,07	12 ± 2,5	7,8	30,5	0,25
	5 - 10	7,4 ± 0,5	0,60 ± 0,23	12 ± 5,8	7,4	32,9	0,22
	10 - 15	5,2 ± 0,5	0,45 ± 0,10	11 ± 1,5	6,9	34,3	0,20
	15 - 30	4,1 ± 0,4	0,43 ± 0,06	10 ± 0,3	8,1	40,1	0,20
Média ± Desvio padrão					7,3 ± 1,3	34,5 ± 8,6	0,22 ± 0,05
VS	-	39,9 ± 0,6	0,62 ± 0,02	65 ± 2,5	n.d.	n.d.	n.d.
VQ	-	23,5 ± 0,4	0,38 ± 0,02	60 ± 3,1	n.d.	n.d.	n.d.
MN	> 2 mm	47,6 ± 1,6	1,90 ± 0,09	25 ± 0,3	n.d.	n.d.	n.d.
MN	< 2 mm	32,4 ± 3,1	1,77 ± 0,22	18 ± 0,5	n.d.	n.d.	n.d.

^a Média ± desvio padrão (n = 2); ^b n.d. não determinado. VS= vegetação senescente; VQ= vegetação queimada; MN=vegetação de mata nativa.

Entre os ambientes sob pastagem nativa, os maiores valores da relação Fe_o/Fe_d foram observados em 1SQ. Em outro estudo realizado nas mesmas áreas do presente estudo, foi observada nas amostras de matéria orgânica concentrada (MOS_{HF}) do ambiente 1SQ uma maior proporção de C na forma de grupos [O-alquil+N-alquil], determinados por RMN de ¹³C CP/MAS, comparativamente ao ambiente 22SQ (Knicker et al., 2009). A maior proporção

de grupos tipo carboidratos associada ao maior teor de C nas amostras de 1SQ (Tabela 2) foi atribuído ao maior aporte de biomassa decorrente do estímulo ao rebrote e aumento imediato de nutrientes provocado pelo fogo logo após o inverno (Knicker et al., 2009). A correlação de dados de Fe_o/Fe_d do presente trabalho com a proporção de $[O\text{-alquil}+N\text{-alquil}]_{RMN}$ de Knicker et al. (2009), resultou estatisticamente significativa em nível de 5,5 % (Figura 1).

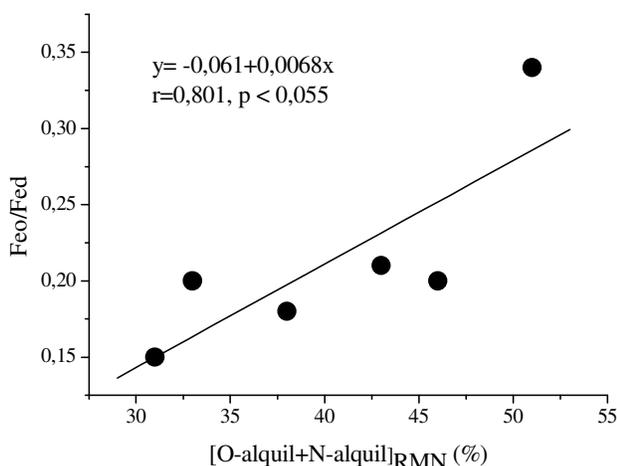


Figura 1. Relação entre Fe_o/Fe_d do solo e a proporção de $[O\text{-alquil}+N\text{-alquil}]$ determinada por ^{13}C RMN CP/MAS na MOS_{HF} de amostras sob pastagem (um ano e 22 anos sem queima) (Knicker et al., 2009) em Neossolo Litólico (r = coeficiente de correlação; p = significância estatística)

Uma possível explicação para este comportamento é que a MOS resultante da atividade microbiana interage com a superfície dos óxidos de Fe via grupos O-alquil e N-alquil resultando numa alteração da cristalinidade da superfície do mineral devido à complexação organo-mineral, que promove um processo contínuo de dissolução-precipitação. A interação entre MOS e óxidos de Fe com a participação dos grupos O-alquil + N-alquil foi comprovada por Schöning et al. (2005).

Os teores de C variaram de 4 a 13 % e em todas as áreas diminuíram em profundidade (Tabela 2). Entre os ambientes sob pastagem, na camada superficial os teores de C foram semelhantes, enquanto que nas camadas de 5 a 10 e 10 a 15 cm os valores encontrados no 1SQ superaram em 37,5 e 37% os observados para o 22SQ, respectivamente. Este resultado pode estar relacionado ao pastejo mais intensivo no 22SQ que resulta em menor área foliar para captura da radiação solar refletindo em menor crescimento vegetal,

tanto da parte aérea quanto do sistema radicular (Souza et al., 2008). Este efeito do pastejo intensivo também foi constatado por Lunardi et al. (2005) em profundidade entre 2,5 a 10 cm de um Argissolo Vermelho, onde ocorreu menor produção de massa seca de raízes em solo com intensidade de pastejo moderada em relação à intensidade baixa de pastejo.

O resultado observado também pode estar relacionado ao rápido consumo do compartimento lábil da MOS e menor aporte de resíduo após eliminação do fogo, conforme observado por Knicker et al. (2009) em solos sob pastagem nativa há cinco anos sem queima, na mesma região do presente estudo. Maior acúmulo de MOS em sub-superfície de solos submetidos regularmente à ação do fogo pode também estar relacionado à maior contribuição de biomassa de raízes à MOS, resultante da expansão do sistema radicular como forma de compensar a menor disponibilidade de N nesses ambientes, conforme verificado por Fynn et al. (2003) em Argissolo sob pastagem submetido a queimas periódicas há 50 anos na África do Sul.

A relação C/N variou de 11 a 15 nas amostras de solo de campo nativo, sendo que até 10 cm não houve diferenças em função do manejo. Nas camadas de 10 a 15 e 15 a 30 cm, os maiores valores foram observados sob 1SQ (Tabela 2), confirmando a depleção de N em profundidade neste ambiente. Valores da relação C/N mais elevados em áreas de pastagem de solos subtropicais brasileiros sob ação de queimadas foram observados por Dick et al. (2008a) e Rheinheimer et al. (2003). Os valores de C/N obtidos para a vegetação senescente e para a vegetação queimada da região foram semelhantes, porém aproximadamente cinco vezes maior do que os valores observados para a MOS da camada 0 a 5 cm (Tabela 2). Considerando que, a principal fonte para a MOS nessa camada é o resíduo da parte aérea da planta, uma mineralização preferencial de C em relação a N ocorre durante a decomposição.

No solo sob mata nativa, os teores de C e N foram inferiores aos observados em 1SQ e semelhantes aos valores observados sob 22SQ (Tabela 2). Entretanto, a relação C/N para a vegetação de mata foi inferior à de pastagem, e, portanto, a qualidade do resíduo vegetal não afetou essa relação na MOS dos ambientes amostrados, concordando com os resultados observados por Dick et al. (2008b).

5.3.3 Desmineralização com solução de HF 10%

A dissolução dos silicatos e óxidos pelo tratamento com ácido fluorídrico (HF) concentrou a MOS, e os teores de C e de N após o tratamento aumentaram em todas as amostras (Tabela 3).

A relação C/N após tratamento com HF, variou de 13 a 19, sendo os valores superiores aos observados no solo antes do tratamento, com exceção da amostra 0 a 5 cm de 22SQ (Tabela 3). Nas demais amostras, os valores de R variaram de 0,6 a 0,9, indicando perda preferencial de N durante o tratamento, provavelmente pela solubilização de compostos nitrogenados protéicos de origem microbiana (Rumpel et al., 2006). Em geral, as variações de R observadas no presente estudo são aceitáveis e apenas para $0,8 > R > 1,2$, as perdas preferenciais de C ou de N, respectivamente, são relevantes (Dick et al., 2005; Dalmolin et al., 2006).

O tratamento prévio do solo com solução de HCl $0,1 \text{ mol L}^{-1}$, empregado no presente estudo, permitiu quantificar a fração orgânica que não está associada intimamente aos minerais e que é perdida no tratamento tradicional com HF por ser solúvel em meio ácido (Dick et al., 2008b). O teor de C extraído no pré-tratamento com HCl variou de 0,9 a $7,6 \text{ g Kg}^{-1}$ solo, correspondendo a 1,5 até 9,2 % do teor de C total do solo (Tabela 3). A forma extraída por esse tratamento ácido corresponde a compostos hidrofílicos de baixo peso molecular solúveis em meio ácido, os quais podem estar fracamente associados à fração mineral ou autoassociados por meio de pontes de cátions de esfera externa (Dick et al., 1998). Essa fração compreende provavelmente também a matéria orgânica dissolvida, sendo constituída por exsudatos de raízes e produtos resultantes da decomposição da MOS (Kalbitz et al., 2000).

Tabela 3. Teor de C e de N do solo após tratamento com HF (C_{HF} e N_{HF}) e relação $[C/N]_{HF}$, índice R, recuperação de massa, de C e de N após tratamento com HF (M_R , C_R e N_R), teor de C em extrato de HCl 0,1 mol L⁻¹, razão entre C_{HCl} e C do solo, índice de aromaticidade $I_{C=C}/I_{C-H}$, em Neossolo Litólico sob pastagem nativa há 1 sem queima (1SQ) e, há 22 anos sem queima (22SQ), e sob mata nativa (MN).

Ambiente	Prof.	C_{HF}	N_{HF}	C/N_{HF}	R	M_R	C_R	N_R	C_{HCl}	C_{HCl}/C_{solo}	$I_{C=C}/I_{C-H}$
	(cm)	-----%-----				%	--mg g ⁻¹ --		g Kg ⁻¹	-----%-----	
1SQ	0 - 5	46,4	2,5	19	0,7	18	64	46	3,0	2,3	1,1
	5 - 10	42,9	2,4	18	0,8	15	56	44	2,2	2,0	1,0
	10 - 15	42,8	2,4	18	0,8	14	58	49	1,6	1,6	1,0
	15 - 30	44,6	2,4	18	0,8	11	71	57	1,0	1,5	2,5
22SQ	0 - 5	37,8	2,8	13	1,0	16	49	50	3,3	2,8	1,1
	5 - 10	39,5	2,8	14	0,9	11	63	56	1,5	2,2	1,1
	10 - 15	39,6	2,7	15	0,8	10	62	49	1,6	2,5	1,2
	15 - 30	35,0	2,3	15	0,7	8	52	39	0,9	1,6	1,5
MN	0 - 5	32,5	2,2	15	0,8	16	59	46	7,6	8,7	0,9
	5 - 10	27,4	1,9	14	0,9	11	40	35	6,3	8,5	1,2
	10 - 15	28,9	2,0	14	0,8	12	67	53	4,7	9,2	1,2
	15 - 30	20,6	1,4	15	0,6	11	54	35	3,3	7,9	2,8

Os teores de C_{HCl} e de C_{HCl}/C sob MN foram de 4 a 6 vezes superiores aos verificados sob pastagem (Tabela 3), evidenciando a maior abundância destes compostos mais lábeis em solos sob mata, o que é decorrente provavelmente de uma atividade microbiana mais intensa nesse ambiente (Kalbitz et al., 2000). Esta explicação é corroborada pelos resultados obtidos em solos de altitude do Sul de Santa Catarina, que apresentaram maior teor de carbono de biomassa microbiana no ambiente de mata de araucária em comparação à pastagem nativa (Baretta et al., 2005). Enquanto C_{HCl}/C diminui em profundidade nos ambientes sob pastagem, no solo sob mata essa relação manteve-se elevada (Tabela 3) indicando uma maior migração no perfil de matéria orgânica dissolvida. Segundo Guggenberger & Kaiser (2003), cerca de 10 a 25% do aporte de carbono pode ser lixiviado sob forma de carbono orgânico dissolvido para camadas subsuperficiais. A relação direta entre carbono do solo e C_{HCl} se manifestou diferentemente entre os três ambientes (Figura 2), sugerindo contribuição diferenciada do tipo de substrato e da microflora para a fração de C_{HCl} . Segundo Kalbitz et al. (2000), tanto a liteira como a matéria orgânica estabilizada são fontes para a matéria orgânica dissolvida.

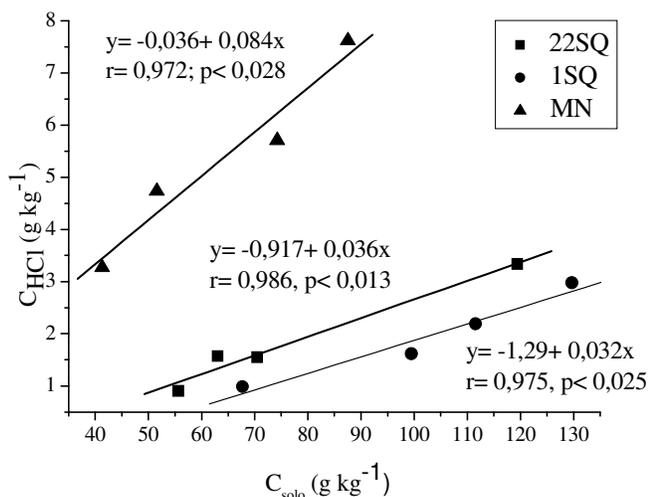


Figura 2. Relação entre o teor de carbono do extrato HCl (C_{HCl}) e do solo em Neossolo Litólico sob pastagem nativa há um ano sem queima (1SQ) e há 22 anos sem queima (22SQ), e sob mata nativa (MN).

A recuperação de C (C_R) e N (N_R) após o tratamento com HF variou entre 40 e 71 % e de 35 a 57 %, respectivamente (Tabela 3). Estes valores são

inferiores aos observados para a camada superficial de Neossolos Litólicos sob pastagem nativa da mesma região fisiográfica (Dick et al., 2008b) e indicam que a MOS do presente estudo é, portanto, comparativamente mais hidrofílica e mais associada aos minerais. As perdas de MOS devido ao tratamento com HF, são usualmente atribuídas à solubilização de compostos orgânicos hidrofílicos solúveis em meio ácido e que estavam sorvidos ou não em argilominerais ou óxidos de ferro e que foram liberados em função da dissolução dos argilominerais pelo HF (Dalmolin et al., 2006).

A massa recuperada (M_R) após tratamento com HF variou amplamente entre as profundidades e os ambientes, com valores mínimo e máximo de 8 a 18 %, respectivamente (Tabela 3). A M_R apresentou correlação com o teor de carbono do solo ($r = 0,85$, $p < 4.10^{-4}$) e, portanto, nesses solos a massa remanescente é determinada pelo teor de MOS, conforme já verificado para solos de altitude de diferentes classes e com elevado teor de carbono (Dick et al., 2008b).

5.3.4 Comportamento espectral do solo e da MOS_{HF}

Os espectros de FTIR do solo apresentaram o mesmo padrão em todos os ambientes (Figura 3). Os picos em 3706 e 3628 cm^{-1} são atribuídos aos estiramentos de Al–OH (externo e interno, respectivamente) da caulinita, enquanto as bandas em 1079, 1038, 1002 e 914 cm^{-1} correspondem às vibrações do Si–O da caulinita e do quartzo. Nas três amostras foram identificadas bandas de estiramento dos grupos C–H na região de 2923 e 2851 cm^{-1} devido à presença de matéria orgânica. Nas amostras 1SQ e MN, os picos em 3531 e 3526 cm^{-1} (Figuras 3A e 3C) são referentes à gibbsita, e correspondem às bandas de absorção do estiramento Al–OH deste mineral. Resultados semelhantes foram obtidos por Silva et al. (2008) em amostras de horizontes superficiais de Neossolos Litólicos sob pastagem nativa da mesma região.

Nos espectros de FTIR da MOS_{HF} (Figura 4) a ausência das bandas referentes aos componentes minerais confirma a sua dissolução pelo tratamento com HF. As principais bandas de absorção observadas nos espectros da Figura 4 foram: 3420 cm^{-1} atribuída a ligações–OH em ponte;

duas bandas em 2920 e 2850 cm^{-1} devido ao estiramento C–H de alifáticos; 1717 cm^{-1} referente ao estiramento C=O do grupo carboxílico; 1630 cm^{-1} atribuída à vibração C=C de grupos aromáticos e estiramento assimétrico de C=O de COO⁻; 1540 cm^{-1} referente à deformação N–H e ao estiramento C=N; 1383 cm^{-1} referente a C–H de alifáticos; 1245 cm^{-1} devido ao estiramento C–O e à deformação OH do grupo carboxílico; 1075 cm^{-1} atribuída à ligação C–O de carboidratos; e 1030 referentes às vibrações Si–O.

O índice de aromaticidade $I_{\text{C}=\text{C}}/I_{\text{C}-\text{H}}$ calculado para a MOS_{HF} variou de 0,9 a 2,8, sendo maior na camada de 15-30 cm (Tabela 3). A proporção de grupos aromáticos determinados por RMN de ^{13}C em amostras de mesma área aumentou gradualmente ao longo do perfil de 17 a 26% (Knicker et al., 2009).

O aumento do caráter aromático da MOS_{HF} com a profundidade foi observado em Latossolos subtropicais por Dick et al. (2005), o qual foi atribuído a um efeito de diluição na superfície do solo como resultado do aporte de resíduos, como também à translocação de compostos aromáticos ao longo do perfil.

5.3.5 Decomposição térmica da MOS_{HF}

Os resultados de perda de massa ocorrida em quatro intervalos de temperatura ao longo do aquecimento da MOS_{HF} sob atmosfera inerte, e a massa do resíduo remanescente para $T > 996^\circ\text{C}$ encontram-se na Tabela 4.

No intervalo de temperatura entre 30 a 105 $^\circ\text{C}$, a perda de massa da MOS_{HF} variou entre 1,9 e 4,3 %, e corresponde à liberação de água de hidratação e reações de desidratação (Crittter & Airoidi, 2006). No segundo intervalo de temperatura (105-470 $^\circ\text{C}$), com exceção da camada 0-5 cm de MN, ocorreram as maiores perdas de massa para todas as amostras analisadas no intervalo de 30 a 996 $^\circ\text{C}$ (Tabela 4), indicando a predominância de grupos mais termolábeis em todas as amostras, tais como grupos fenólicos e carboxílicos, estruturas alifáticas tipo alquil e O-alquil e de alguns grupos alquil aromáticos (Rosa et al., 2005; Crittter & Airoidi, 2006).

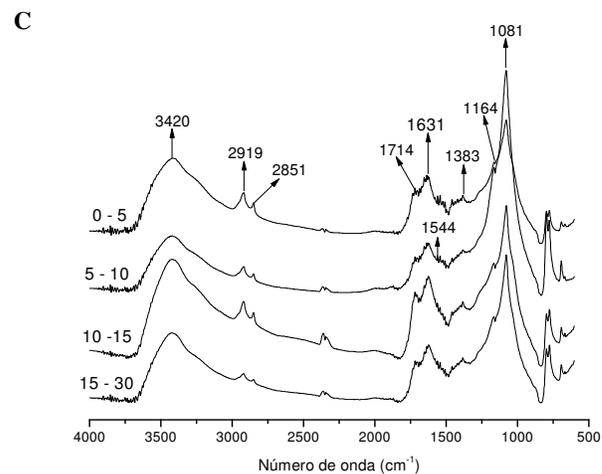
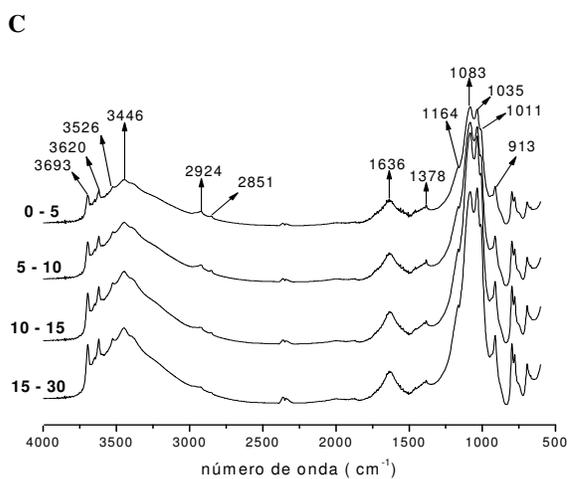
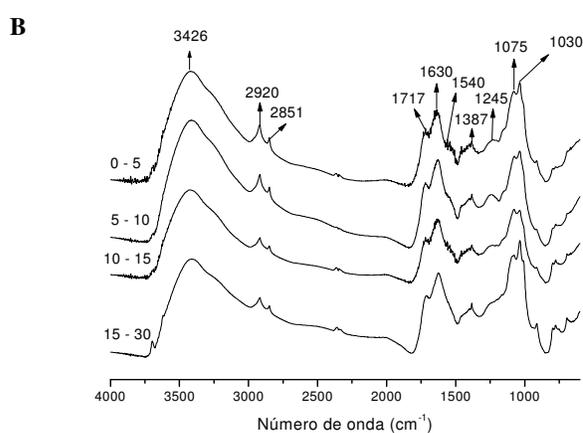
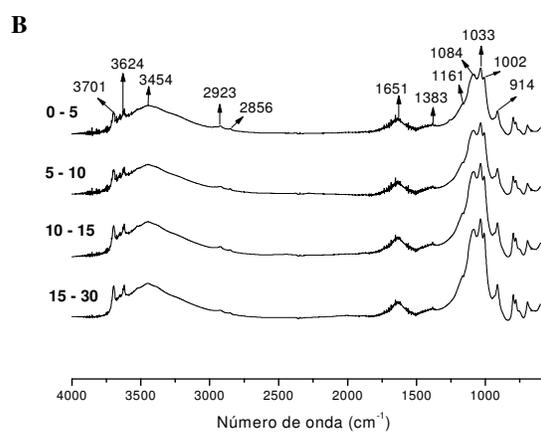
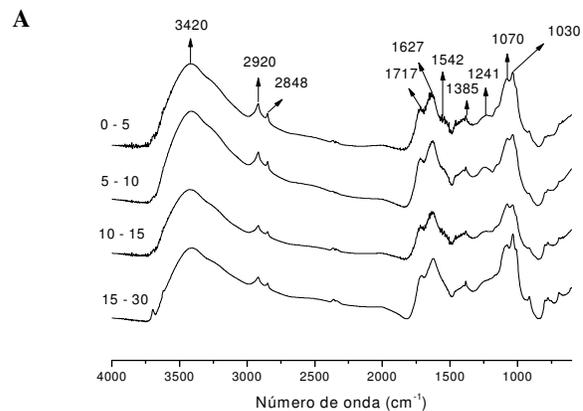
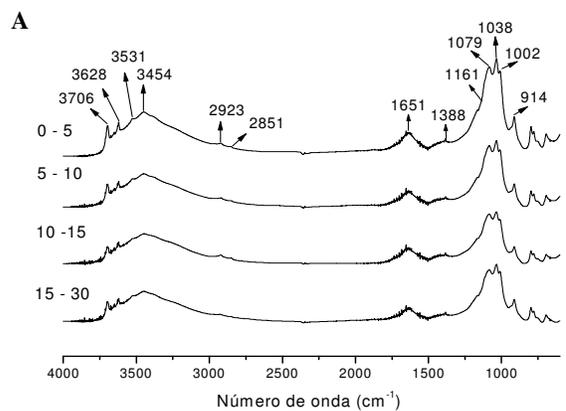


Figura 3. Espectros de FTIR do solo dos ambientes 1SQ (A), 22SQ (B) e MN (C).

Figura 4. Espectros de FTIR da matéria orgânica concentrada (MOSH_{HF}) dos ambientes 1SQ (A), 22SQ (B) e MN (C).

No terceiro intervalo de temperatura (470-800°C), as perdas de massa da MOS_{HF} das amostras de solo sob pastagem nativa foram inferiores à ocorrida no segundo intervalo e é devida à decomposição de estruturas orgânicas mais aromáticas e polimerizadas (Crittter & Airoidi, 2006). A menor proporção de grupos aromáticos em amostras de solos sob pastagem nativa destas mesmas áreas foi verificada por espectroscopia de ^{13}C RMN por Knicker et al. (2009). O índice $Mp_{470-800}/Mp_{105-470}$ que informa sobre a recalcitrância química da MOS, foi sempre menor no ambiente 1SQ em comparação ao ambiente 22SQ (Tabela 4), indicando que a MOS de solo sob pastagem nativa submetida periodicamente à queima e sob menor lotação é menos recalcitrante do que a MOS em ambiente não afetado pelo fogo e pastejado intensivamente. Este comportamento está de acordo com os resultados obtidos por Knicker et al. (2009), que indicam a presença em maior proporção de estruturas C O-alquil em 1SQ (31 a 46%) em relação ao 22SQ (24 a 36%). No ambiente de mata, a recalcitrância química da MOS_{HF} foi em geral maior do que sob 22SQ (Tabela 4). Possivelmente este resultado seja devido a maior proporção de grupos aromáticos derivados da lignina em MOS de solos de floresta (Shrestha et al., 2008).

No intervalo de temperatura mais elevada (800-996°C), foram observadas as menores perdas de massa da MOS_{HF} devido à decomposição térmica ($105 \leq T \leq 996^\circ C$) (Tabela 4) e correspondem à decomposição de estruturas com elevado grau de condensação e polimerização (Crittter & Airoidi, 2006). No presente estudo, estas estruturas devem ter se formado durante a decomposição em atmosfera inerte, uma vez que sua ocorrência em solos sob vegetação nativa afetados ou não pela queima periódica é improvável (Knicker, 2007).

O resíduo de MOS_{HF} que permanece após o término do processo de termodegradação, variou de 31 a 70 %, valores esses sempre superiores aos teores de cinzas, que variaram entre 0,3 e 37% (Tabela 4). Portanto, a massa remanescente ao término da análise térmica é composta de material inorgânico e de material orgânico resultante da decomposição incompleta da MOS_{HF} . Os valores mais altos de cinzas obtidos na camada de 15-30 cm em 22SQ e em MN indicam a presença de fração inorgânica, constituída principalmente de

quartzo e/ou silicatos neo-formados durante o tratamento com HF (Dick et al., 2008b).

Tabela 4. Perda de massa da MOS_{HF} (Mp) em quatro intervalos de temperatura (T), resíduo ($T > 996^{\circ}C$), teor de cinzas da MOS_{HF} e relação $Mp_{470-800}/Mp_{105-470}$ em Neossolo Litólico sob pastagem nativa há 1 ano (1SQ) e há 22 anos sem queima (22SQ) e, sob mata nativa (MN).

Prof. (cm)	Intervalo de temperatura ($^{\circ}C$)				Resíduo	Cinzas	$Mp_{470-800}/$ $Mp_{105-470}$
	30 - 105	105 - 470	470 - 800	800 - 996	> 996	MOS_{HF}	
	Mp, %				%	%	
1SQ							
0 - 5	3,9 ± 0,3 ^a	46,5 ± 2,3	13,1 ± 1,5	4,2 ± 0,3	32,3 ± 0,7	0,3 ± 0,3	0,30
5 - 10	4,2 ± 0,4	42,7 ± 1,2	12,2 ± 2,3	3,6 ± 0,2	33,2 ± 0,0	5,1 ± 0,3	0,29
10 - 15	3,9 ± 0,4	34,9 ± 0,2	10,8 ± 1,8	5,4 ± 2,6	40,4 ± 0,0	22,4 ± 0,6	0,31
15 - 30	3,2 ± 0,7	25,2 ± 6,0	8,2 ± 1,4	4,6 ± 1,1	58,9 ± 6,9	17,2 ± 1,5	0,32
22SQ							
0 - 5	3,4 ± 0,2	34,8 ± 1,8	17,0 ± 0,0	5,4 ± 0,2	39,4 ± 2,3	28,0 ± 0,2	0,49
5 - 10	3,4 ± 0,0	34,1 ± 0,0	12,1 ± 4,1	5,4 ± 0,8	45,0 ± 5,0	25,8 ± 1,3	0,35
10 - 15	3,8 ± 0,3	32,6 ± 1,7	25,9 ± 0,3	6,6 ± 0,6	31,2 ± 1,2	22,9 ± 0,1	0,79
15 - 30	3,1 ± 0,1	23,2 ± 1,8	13,9 ± 0,4	6,3 ± 0,4	53,4 ± 1,2	35,2 ± 3,8	0,60
MN							
0 - 5	4,3 ± 1,5	32,0 ± 3,3	32,4 ± 1,3	10,1 ± 3,3	37,4 ± 9,3	25,9 ± 0,0	1,01
5 - 10	1,9 ± 0,3	15,4 ± 0,2	10,6 ± 0,4	7,2 ± 0,3	70,2 ± 1,1	27,3 ± 1,2	0,69
10 - 15	3,1 ± 0,2	25,6 ± 0,3	16,9 ± 0,2	6,6 ± 0,1	56,2 ± 0,9	21,5 ± 3,2	0,66
15 - 30	2,2 ± 0,0	16,9 ± 2,4	25,2 ± 2,0	6,1 ± 0,1	62,3 ± 4,2	36,7 ± 3,8	1,49

^a Média ± desvio padrão (n = 2).

A fim de comparar as perdas de massa no intervalo 105-470 $^{\circ}C$ entre as amostras sob pastagem, os valores das perdas foram normalizados em relação à fração orgânica que sofreu decomposição até 800 $^{\circ}C$ ($Mp_{105-800}$). A correlação destes dados com a proporção de grupos $[O\text{-alquil}+N\text{-alquil}]_{RMN}$ determinados nas mesmas amostras em outro estudo (Knicker et al., 2009) resultou significativa a 1,7 % (Figura 5), indicando que os principais grupos funcionais decompostos e volatilizados neste intervalo são tipo carboidratos.

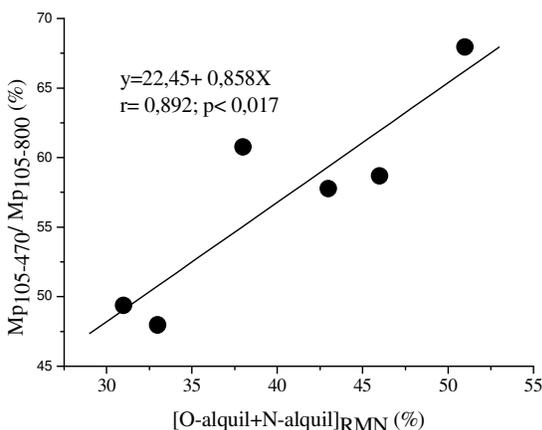


Figura 5. Relação entre o índice $Mp_{105-470}/Mp_{105-800}$ obtido por termogravimetria e a proporção de [O-alkil + N-alkil] determinados por ^{13}C RMN CP/MAS na MOS_{HF} de amostras sob pastagem (um ano e 22 anos sem queima) determinados por ^{13}C RMN CP/MAS (Knicker et al. 2009) em Neossolo Litólico.

5.4 Conclusões

A queima periódica de pastagem nativa associada à baixa lotação em Neossolo Litólico nos Campos de Cima da Serra do RS não promove redução do teor de carbono do solo. O pastejo intensivo da pastagem sem a ação do fogo reduz os teores de carbono nas camadas subsuperficiais.

No ambiente submetido a queima bienal, a interação dos óxidos de Ferro com a MOS se verifica principalmente com estruturas tipo carboidratos, levando à redução de sua cristalinidade.

A prática regular da queima e a menor lotação resultam numa maior proporção de estruturas quimicamente mais lábeis na MOS_{HF} , principalmente tipo carboidratos, que são degradadas a partir do abandono da prática de queima aliado ao pastejo intensivo.

O tipo de vegetação não afetou a composição química da matéria orgânica de Neossolos Litólicos, porém, no ambiente de mata, a proporção de matéria orgânica de baixo peso molecular, extraível com HCl $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ e de origem microbiana, superou à aquela encontrada sob pastagem, indicando maior atividade microbiana sob ambiente de mata.

6. ESTUDO II: Estoque e qualidade da matéria orgânica em Neossolo Litólico sob campo nativo e sob mata de Araucária da região dos Campos de Cima da Serra, Rio Grande do Sul

6.1 Introdução

As pastagens nativas ocupam cerca de 50% da área de pastagens do Brasil e, são uma das mais importantes fontes de alimento para os rebanhos nacionais (Pontelli et al., 2001). No Rio Grande do Sul, devido à ocorrência de geadas severas no inverno em determinadas regiões, a queima das pastagens embora proibida por lei, é prática corrente entre os proprietários rurais, cujo objetivo é antecipar o rebrote da pastagem e, aumentar a qualidade da forragem produzida (Damé et al., 1997). Esta prática, muitas vezes, é associada ao estabelecimento de lotações (unidade de animais por área) inadequadas em relação à capacidade de produção das pastagens e à aptidão agrícola das terras (Bertol et al., 1998). Este quadro pode conduzir à deterioração das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e reduzir o potencial produtivo da vegetação nativa (Jacques, 2003).

O fogo e o superpastejo podem atuar como um distúrbio ecológico sobre o carbono orgânico total (COT) do solo, sendo a magnitude deste efeito dependente da combinação e da intensidade de ambos os fatores. Em Gleissolo Sáfico da região norte da Argentina o superpastejo apresentou um efeito mais drástico na redução da concentração de COT do que a queima freqüente da pastagem (Abril et al., 2005). Enquanto, em Latossolo Vermelho na região dos Campos de Cima da Serra, RS, não foram verificadas diferenças, nas camadas subsuperficiais, no teor de matéria orgânica do solo (MOS) entre um campo nativo pastejado submetido à queima bienal há mais de 100 anos e um campo nativo pastejado há 32 anos sem queima e sem roçada (Heringer et al., 2002; Dick et al., 2008a).

O aumento da pressão de pastejo sobre uma pastagem nativa, em um Podzólico Vermelho-Amarelo, promoveu redução do teor de MOS e da estabilidade de agregados, em decorrência da menor quantidade de resíduos vegetais mantidos no solo e do menor volume de raízes das espécies vegetais forrageiras (Bertol et al., 1998). A incorporação de MOS no interior dos

agregados do solo a protege da rápida decomposição, enquanto o cultivo intensivo, assim como o superpastejo, promove a ruptura dos agregados do solo favorecendo a decomposição da MOS (Golchin et al., 1994; 1995; Golchin & Asgari 2008).

Diversos estudos têm identificado o teor de carbono da fração leve (livre, oclusa, MO particulada $>53\mu\text{m}$) como mais sensível aos efeitos do manejo e uso do solo quando comparado aos teores de COT. Segundo alguns autores (Freixo et al., 2002; Bayer et al., 2004; He et al., 2008), esta fração poderia ser utilizada como um indicador precoce às variações induzidas pelas mudanças no uso do solo sobre o COT (Paul et al., 2008). Portanto, além dos estoques totais de MOS é importante avaliar sua distribuição nas diferentes frações físicas que permitem inferir sobre os mecanismos de estabilização da MOS (Tomazi, 2008). Os mecanismos responsáveis pela retenção de MOS no solo incluem a recalcitrância química inerente do material orgânico, a oclusão no interior dos agregados e ligação/complexação com a matriz mineral (Christensen, 1996; 2001).

Enquanto a decomposição da matéria orgânica oclusa no interior dos agregados é favorecida pelo cultivo intensivo, a fração da matéria orgânica associada às partículas minerais é pouco sensível às alterações nos sistemas de uso e manejo do solo (Freixo et al., 2002; Bayer et al., 2004; Rangel & Silva, 2007), indicando, que o material orgânico adsorvido à superfície dos minerais é mais resistente ao efeito do cultivo do que a matéria orgânica oclusa no interior dos agregados (Golchin et al., 1995).

O acúmulo de MOS nas frações leves é favorecido em condições de clima frio e seco, solos ácidos, vegetação permanente com grande aporte de resíduos como em solos de floresta e pastagem (Christensen, 1992, 2001) e, ainda pelo não revolvimento do solo. O aumento de estoque de C nas frações leves (livre e oclusa) da MOS observado por Wagai et al. (2008) em solos sob floresta tropical primária, ao longo de uma topossequência, foi associado com o decréscimo da temperatura ($24-12\text{ }^{\circ}\text{C}$) que ocorre com o aumento da altitude (700-2700 m) enquanto que o estoque de C na FP, que é a fração mais protegida à decomposição microbiana, permaneceu praticamente constante.

A redução dos estoques de C e N na fração leve da MOS ($>53\text{ }\mu\text{m}$), em área de pastagem submetida regularmente à ação do fogo foi observado em

Latossolo Vermelho, RS, (Spagnollo, 2004). Por outro lado, em experimento de longa duração em Argissolo da África do Sul, a queima anual das pastagens reduziu a concentração de C na fração leve, na profundidade de 0 a 2 cm, porém aumentou a concentração na profundidade de 4 a 10 cm (Fynn et al., 2003). Esse comportamento foi atribuído pelos autores ao aumento da biomassa das raízes nos tratamentos com queima da pastagem.

Quanto ao efeito do tipo de vegetação, foi observado em Latossolo Vermelho sob floresta teores mais elevados de C na fração leve do que em solos agrícolas, que foi atribuído a maior recalcitrância química da vegetação de floresta (Rangel & Silva, 2007).

A queima periódica da vegetação pode acrescentar a MOS o chamado “black carbon” (BC), que é constituído por carvão ou material de planta carbonizada.

A presença de BC foi identificada por Brodowski et al. (2006) em solos sob pastagem e floresta, na forma de partícula livre, mas preferencialmente localizado no interior dos microagregados. Os autores concluíram que o enriquecimento de BC no interior dos agregados pode contribuir ativamente para a formação e estabilização de microagregados e, estes, por sua vez, podem estabilizar o BC. A presença de carvão e de resíduos de planta carbonizados foi identificada por microscopia na matéria orgânica particulada (MOP) livre e na fração oclusa representado por quantidades consideráveis de C aromático, conforme determinado por RMN ^{13}C (Golchin et al., 1997b).

Em estudo realizado em Neossolos da região fisiográfica dos Campos de Cima da Serra, RS, foi observado em área de pastagem submetida a queima periódica, maior teor de C em subsuperfície e maior proporção de estruturas quimicamente mais lábeis na composição da MOS em comparação a área sem ação recente do fogo (Potes et al., 2009). A fim de complementar estes resultados, este trabalho teve como objetivos principais investigar o efeito do manejo da pastagem e do tipo de vegetação na distribuição de MOS em diferentes compartimentos físicos e sua qualidade nesses Neossolos.

6.2. Material e métodos

6.2.1 Localização das áreas de estudo e coleta de solo

O estudo foi realizado em duas propriedades rurais no município de São José dos Ausentes-RS, na região fisiográfica dos Campos de Cima da Serra, em setembro de 2007. As propriedades estão cerca de 10 km de distância e situam-se entre 1156 a 1278 m acima do nível do mar.

O solo é classificado como Neossolo Litólico Húmico típico (Embrapa, 2006). O clima da região é mesotérmico (Cfb) com temperatura média em torno de 14,4°C e precipitação média anual de 2.468 mm ano⁻¹ (Moreno, 1961). A vegetação natural representa uma zona de transição entre o campo e a mata (de galeria e *Araucaria angustifolia*), com grande cobertura e dominância de gramíneas cespitosas (Heringer et al., 2002).

Os ambientes estudados constaram de campo nativo pastejado há um ano sem ação do fogo (1SF) (28°36'4,4"S, 49°58'35,3"O), campo nativo pastejado há vinte e três anos sem ação do fogo (23SF) (28°35'26,9"S, 49°52'30,5"O) e floresta de Araucária (FA) (28°36'1,9"S, 49°58'36,4"O). No ambiente 1SF, cuja lotação é de 0,5 animal por hectare, a queima é realizada anualmente entre os meses de agosto e setembro. A coleta de solo nesta área ocorreu no final do inverno, aproximadamente um ano após a última queima. No ambiente 23SF, a lotação é de dois animais por hectare e, inclui, além do gado, terneiros, cavalos e ovelhas.

Em cada ambiente foi selecionada uma área representativa de 150x150 m em posição semelhante na paisagem. Aleatoriamente, demarcou-se em cada uma dessas áreas três locais para a abertura de trincheiras de aproximadamente 1x1 m de superfície e 0,15 m de profundidade. Com o auxílio de uma espátula foram coletados blocos indeformados de solo de 10 x 20 cm, os quais foram utilizados para análise de estabilidade de agregados e no fracionamento físico da MOS, nas profundidades de 0 a 5, 5 a 10 e 10 a 15 cm, totalizando 27 amostras. Para a determinação da densidade do solo foram coletadas, nas mesmas profundidades citadas, amostras de solo em anéis volumétricos.

Em área próxima às propriedades rurais em que foram realizadas as amostragens de solo, foram coletadas amostras de vegetação de pastagem senescente e de vegetação queimada no momento da queima.

No laboratório as amostras de solo, na condição friável, foram destorroadas manualmente de acordo com seu plano de fraqueza até toda amostra passar por peneira de malha de 9,51 mm e, secas ao ar. Uma subamostra de 100 g de solo foi moída para passar em peneira de 2 mm, e posteriormente encaminhada ao Laboratório de Análise de Solos da Faculdade de Agronomia da UFRGS para caracterização química (Tabela 5), segundo a metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).

Tabela 5. pH em água, teores de cálcio, magnésio, alumínio e potássio trocáveis, teor de fósforo disponível, saturação por alumínio, CTC efetiva em diferentes camadas de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem ação do fogo (1SF) e há 23 anos sem ação do fogo (23SF) e, sob floresta de araucária (FA).

Ambiente	pH _{H2O}	Ca	Mg	Al	K	P	m	CTC
----- 0-5 cm -----								
1SF	4,3 A	1,45 A	0,85 ^{ns}	7,90 B	0,53 A	4,45 B	73,15 B	10,73 ^{ns}
23SF	4,2 AB	1,27 A	1,03	8,93 B	0,35 B	13,13 A	76,47 B	11,27
FA	4,0 B	0,70 B	0,45	10,75 A	0,30 B	13,00 A	87,85 A	12,20
----- 5-10 cm -----								
1SF	4,3 A	0,90 A	0,50 ^{ns}	8,47 ^{ns}	0,33 ^{ns}	2,57 ^{ns}	82,87 B	10,20 ^{ns}
23SF	4,1 AB	0,70 AB	0,47	9,73	0,25	7,00	87,07 AB	11,15
FA	4,0 B	0,37 B	0,37	10,20	0,20	6,20	91,47 A	11,13
----- 10-15 cm -----								
1SF	4,3 A	0,67 ^{ns}	0,40 ^{ns}	8,40 B	0,25 A	2,30 ^{ns}	86,40 ^{ns}	9,71 B
23SF	4,2 AB	0,57	0,40	10,27 A	0,13 B	3,97	90,17	11,37 A
FA	4,1 B	0,37	0,33	10,27 A	0,18 B	6,07	92,00	11,15 A

pH_{H2O}: pH determinado em água; Ca: cálcio trocável; Mg: magnésio trocável; Al: alumínio trocável; K: potássio trocável; P: fósforo disponível; m: saturação por alumínio; CTC ef: capacidade de troca de cátions efetiva. Médias seguidas de mesma letra na coluna comparam ambientes na mesma profundidade, não diferindo entre si pelo teste de Bonferroni a 5%. ns: não significativo

6.2.2 Estabilidade de agregados em água

A estabilidade de agregados em água foi analisada segundo metodologia descrita por Carpenedo & Mielniczuk (1990). Duas sub-amostras de cada repetição de campo constituídas por 50 g de agregados de diâmetro inferior a 9,51 mm, foram umedecidas por capilaridade durante doze horas. Após, as amostras foram transferidas para tubo plástico de 1000 mL contendo 500 mL de água e agitada por dois minutos em agitador rotativo a 16 rpm. O conteúdo dos tubos foi transferido para um jogo de peneiras de malhas 4,76, 2,00, 1,00, 0,50 e 0,25 mm, o qual foi submetido à oscilação vertical (42 oscilações por minuto) em recipiente com água, durante quinze minutos. A massa de solo que passou através da última peneira durante a agitação e ficou retida no fundo do recipiente com água, foi transferida para um conjunto de duas peneiras de malha de 0,105 e 0,053 mm e colocados sobre recipiente de 10 L. O conjunto de peneiras foi submetido a oscilação vertical em recipiente com água dez vezes, sem permitir a entrada de água sobre a peneira superior. O material (< 0,053 mm) que restou na água do recipiente foi floculado com alumínio de potássio (5% m/v).

Os agregados retidos em cada uma das sete peneiras foram transferidos para latas e, secos a 105°C até atingir peso constante. Após a pesagem, em cada lata foi adicionado 50 mL de NaOH 1N para dispersão do solo, e a massa de solo transferida novamente para a peneira correspondente, e lavada com jatos de água. As partículas de areia e cascalho que ficaram retidas nas peneiras foram transferidas para as latas, secas a 105°C e pesadas.

Com o peso dos agregados (subtraído os teores de areia e cascalho) calculou-se a distribuição percentual de agregados (AGR, em %) em cada uma das oito classes de diâmetro (*i*) (9,51-4,76; 4,76-2,0; 2,0-1,0; 1,0-0,5; 0,5-0,25; 0,25-0,105; 0,105-0,053 e < 0,053 mm), e o diâmetro médio ponderado dos agregados (DMP):

$$AGR = \left(\frac{mAGR\ i}{\sum mAGR\ i} \right) \times 100 \quad \text{onde,}$$

$mAGR\ i$ = massa de agregados da classe *i*

$\sum mAGR\ i$ = massa total de agregados

$$DMP = \left(\frac{\sum (mAGR_i \times d_i)}{\sum mAGR_i} \right) \text{ onde,}$$

d_i = diâmetro médio da classe i , obtido por [(malha superior+malha inferior)/2

6.2.3 Teor e estoque de COT e NT do solo

Para a determinação do teor de carbono orgânico e nitrogênio total do solo, as amostras passadas em peneira de 9,51 mm foram moídas em gral de ágata até se obter um material homogêneo, com diâmetro inferior a 0,25 mm. A análise foi realizada por combustão seca em analisador elementar (Perkin Elmer 2400).

Os estoques de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) (Mg ha^{-1}) do solo foram estimados segundo a metodologia da massa equivalente de solo (Ellert & Bettany, 1995), utilizando-se a massa de solo do ambiente 23SF como referência.

6.2.4 Fracionamento físico densimétrico da MOS

O fracionamento físico da MOS foi realizado seguindo a metodologia descrita por Conceição (2006) nas três repetições de campo das profundidades de 0 a 5 e 5 a 10 cm, sendo a amostra de solo utilizada composta por agregados de diâmetro menor que 9,51 mm.

Uma adaptação à metodologia proposta por Conceição (2006) foi necessária, para separação da FLL, devido à resistência dos agregados em absorverem a solução de politungstato de sódio (PTS), que pode ser resultado do recobrimento dos agregados por substâncias hidrofóbicas e/ou devido ao reduzido diâmetro dos poros das partículas minerais. Desta forma, bolhas de ar ficavam aprisionadas no interior dos agregados impedindo que estes decantassem e, a separação da FLL da fração mineral fosse satisfatória.

Previamente ao fracionamento físico as amostras de solo (10 g) foram umedecidas por capilaridade a fim de que estas adquirissem peso e decantassem. A quantidade de água absorvida foi estimada para o preparo da solução de PTS com densidade acima de $2,0 \text{ g cm}^{-3}$, de modo que após

diluição da solução de PTS, em função da água contida nos agregados, esta permanecesse com densidade igual a $2,0 \text{ g cm}^{-3}$.

Para separação das frações, as amostras umedecidas foram adicionadas a 80 mL de solução de politungstato de sódio (PTS) $[\text{Na}_6(\text{W}_{12}\text{O}_{40}\text{H}_2)\cdot\text{H}_2\text{O}]$ (SOMETU, Berlin) com densidade ajustada para $2,0 \text{ g cm}^{-3}$, num tubo de centrífuga com tampa e, que foi cuidadosamente invertido manualmente cinco vezes para evitar a quebra de agregados e permitir que a FLL (MOS localizada entre os agregados) atingisse a superfície da solução. Após uma hora em repouso, a suspensão foi centrifugada a 3700 rpm por 90 minutos e o sobrenadante contendo a Fração Leve Livre (FLL) foi filtrado em filtro de fibra de vidro (Whatman GF/A) e posteriormente, lavado por três vezes, com 200 mL de água destilada, 50 mL de solução de CaCl_2 (0,01 molar) para remover o PTS, e 200 mL de água destilada para remover o CaCl_2 das frações. A solução de PTS filtrada foi re-adicionada ao precipitado (solo) o qual foi submetido à sonicação (Vibracel, VC, 750) a 400 J mL^{-1} para romper os agregados, e liberar a Fração Leve Oclusa (FLO). Após a dispersão, a suspensão foi centrifugada por 90 minutos a 3700 rpm e o sobrenadante contendo a FLO foi vertido para um tubo de centrífuga e lavado da mesma forma que a FLL. Após a FLO foi transferida para um frasco plástico. As frações leves (livre e oclusa) foram secas à 50°C em estufa à vácuo até peso constante, pesadas e trituradas em gral de ágata. O solo residual (fração pesada, FP) que permanece no tubo após separação das frações leves (FL) foi lavado duas vezes com 200 mL de água destilada e uma vez com 200 mL de solução de CaCl_2 (0,0025 M).

Os teores de C e de N das frações leves (FLL e FLO) foram determinados por análise elementar (Perkin Elmer 2400) e, por diferença entre o teor de C no solo inteiro (Apêndice 2) e o total de C e N das frações leves obteve-se os teores da FP.

Os estoques de C e N (Mg ha^{-1}) das frações físicas da MOS foram estimados segundo a metodologia da massa equivalente de solo (Ellert & Bettany, 1995), utilizando-se a massa de solo do ambiente 23SF como referência.

6.2.5 Análise espectroscópica e termogravimétrica das frações físicas da MOS

As frações físicas da MOS foram tratadas com solução de ácido fluorídrico (HF) 10% (v/v) (Dick et al., 2005) com a finalidade de solubilizar a fração mineral para posterior caracterização espectroscópica. Para tanto foram adicionados 10 mL de solução de HF 10% a 0,03 g de FLL e 0,5 g de FLO e a 1,0 g de FP. A suspensão foi mecanicamente agitada durante três horas e, posteriormente, centrifugada por 10 minutos a 3000 rpm. Após o descarte do sobrenadante esta operação foi repetida cinco vezes. As frações foram lavadas três vezes com água deionizada, secadas em estufa em temperatura inferior a 50°C.

A MOS das frações foi oxidada com solução de peróxido de hidrogênio (H₂O₂) 30% (v/v) para se obter a fração mineral. Foram adicionados 10 mL de H₂O₂ 30% (v/v) a 0,020 g de massa de FLL e FLO até cessar o borbulhamento, totalizando seis adições. As frações foram secadas em estufa em temperatura inferior a 50°C.

A análise das frações, antes (FLL e FLO) e após tratamento com HF (FLL_{HF}, FLO_{HF} e FP_{HF}) e, das respectivas frações oxidadas com solução de H₂O₂ (FLL_{H2O2} e FLO_{H2O2}), por espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier – FTIR (Shimadzu FTIR 8300) foi realizada em pastilhas de KBr (na proporção de 1 mg amostra:100 mg KBr) empregando-se 32 scans e resolução de 4 cm⁻¹, no intervalo espectral de 4000 a 500 cm⁻¹. A atribuição das bandas de absorção foi realizada segundo Farmer (1974) e Tan (1996) e calculado o índice de aromaticidade ($I_{C=C}/I_{C-H}$) (Chefetz et al., 1996).

A análise termogravimétrica das FLL e FLO e, das respectivas frações oxidadas com H₂O₂ (FLL_{H2O2} e FLO_{H2O2}), da FP tratada com HF (FP_{HF}) e da vegetação de pastagem (queimada e não queimada), foram realizadas em um analisador termogravimétrico TGA-Q50 TA Instruments, sob atmosfera de ar estático, utilizando-se entre 5 a 10 mg de amostra. O peso inicial foi estabilizado a 40 °C e a razão de aquecimento foi de 10 °C min⁻¹ até a temperatura de 105 °C com um tempo de espera de 10 min, posteriormente a razão de aquecimento foi de 5 °C min⁻¹ até 700 °C. As curvas de termodecomposição foram divididas em quatro regiões de acordo com a perda de massa ao longo do aquecimento. Foi calculado um índice de recalcitrância

pela razão entre a perda de massa no terceiro intervalo (350-600 °C) e do segundo intervalo (105-350 °C) de temperatura (Benites et al., 2005).

6.2.6 Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)

As amostras da vegetação de pastagem foram analisadas por microscopia eletrônica de varredura (MEV) (Hitachi), fixadas com fita de carbono de dupla face e recobertas com ouro através de técnicas convencionais de *sputtering*. As análises foram realizadas no Centro de Microscopia eletrônica da UFRGS, Porto Alegre, RS.

6.2.7 Análise estatística

Os dados coletados foram analisados estatisticamente utilizando a análise de variância ANOVA monofatorial e o teste Bonferroni ($\alpha = 5$ e 10%) para comparação de médias (Harris et al., 2007).

6.3 Resultados e discussão

6.3.1 Estabilidade de agregados e densidade do solo

Nos solos sob pastagem, a distribuição dos agregados nas diferentes classes de diâmetro foi distinta entre os ambientes apenas na profundidade de 0 a 5 cm (Tabela 6). Enquanto o ambiente 1SF apresentou maior massa de agregados na classe de diâmetro de 9,51 a 4,76 mm (> 50%), no ambiente 23SF a maior parte dos agregados ocorreu nas classes com diâmetro < 2 mm, e conseqüentemente, nesse último ambiente a massa de agregados nas cinco classes de diâmetro entre 2,00 e 0,053 mm superaram às observadas nessas mesmas classes no 1SF. Em contrapartida, agregados de diâmetro entre 9,76 e 2,00 mm foram mais abundantes no 1SF.

Nas profundidades de 5 a 10 cm e de 10 a 15 cm a massa de agregados decresceu com a diminuição do diâmetro da classe e o padrão de distribuição dos agregados foi semelhante entre 23SF e 1SF (Tabela 6).

Com o objetivo de evidenciar as diferenças na distribuição entre os ambientes, os agregados foram agrupados em 3 classes de diâmetro, conforme utilizado em outros trabalhos (Salton, 2005; Boeni, 2007; Tomazi, 2008): duas classes de macroagregados (9,51 a 2,00 mm e 2,00 a 0,25 mm) e uma de microagregados (< 0,25 mm).

Na profundidade de 0 a 5 cm, o ambiente 1SF apresentou 75% da massa do solo na classe de agregados de diâmetro de 9,51-2,00 mm, enquanto no 23SF a massa de agregados representada por esta classe foi cerca de 48% (Figura 6). Conseqüentemente, a proporção de agregados nas classes de diâmetro 2,00-0,25 mm e < 0,25 mm no ambiente 23SF foi maior do que no 1SF (42 e 10%, respectivamente) (Figura 6). Interessante observar que o excedente de 27% de massa de agregado na classe 9,51-2,00 mm no 1SF em relação ao 23SF é semelhante ao excedente de 22% apresentado por esse ambiente na classe de 2,00-0,25mm (Figura 6).

Esse comportamento está provavelmente relacionado à maior lotação (carga animal por unidade de área) existente no ambiente 23SF em comparação ao 1SF. O pisoteio animal mais intensivo no 23SF promove a ruptura dos agregados com diâmetro > 2,00 mm principalmente em agregados de diâmetro entre 2,00-0,25 mm. O elevado teor de fósforo (CFS – RS/SC 2004) verificado nesse solo (Tabela 5) suporta essa explicação, pois indica maior aporte de dejetos animais em comparação ao 1SF.

Em relação ao tipo de vegetação, a distribuição de agregados nas diferentes classes do ambiente FA não diferiu daquela verificada no 1SF nas profundidades de 0 a 5 cm e 10 a 15 cm, onde a massa de agregados diminuiu com a redução do diâmetro de agregados (Tabela 6).

Na profundidade de 5 a 10 cm, o padrão de distribuição é semelhante ao das outras camadas, porém a proporção de agregados na classe 9,51-4,76 mm foi menor e na classe 4,76-2,00 mm foi maior do que a verificada no 1SF e 23SF.

Tabela 6. Distribuição da massa de solo, em classes de diâmetro de agregados estáveis em água, diâmetro médio ponderado (DMP) e densidade do solo (DS) nas profundidades 0 a 5, 5 a 10 e 10 a 15 cm, de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem ação do fogo (1SF) e, há 23 anos sem ação do fogo (23SF) e, sob floresta de Araucária (FA).

Ambiente	Classes de diâmetro (mm)								DMP (mm)	DS (g cm ⁻³)
	9,51-4,76	4,76-2,00	2,00-1,00	1,00-0,50	0,50-0,25	0,25-0,105	0,105-0,053	<0,053		
	----- % -----									
	----- 0-5 cm -----									
1SF	50,31 A	24,80 AB	9,69 B	6,80 B	3,70 B	2,64 B	0,76 B	1,29 ^{ns}	4,11 ^{ns}	0,81 ^{ns}
23SF	27,26 B	20,89 B	14,95 A	15,54 A	11,99 A	6,54 A	1,43 A	1,81	3,52	0,77
FA	47,15 A	29,64 A	9,58 B	5,33 B	3,38 B	2,62 B	0,80 B	1,44	4,34	0,69
	----- 5-10 cm -----									
1SF	55,18 A	23,04 B	8,53 ^{ns}	5,56 ^{ns}	3,34 ^{ns}	2,81 ^{ns}	0,83 ^{ns}	1,14 ^{ns}	4,73 ^{ns}	0,83 AB
23SF	53,32 A	23,81 B	8,33	4,78	3,72	2,96	1,16	1,92	4,29	0,86 A
FA	39,61 B	32,61 A	10,62	6,38	5,39	2,81	1,26	1,31	4,16	0,75 B
	----- 10-15 cm -----									
1SF	50,00 ^{ns}	23,47 ^{ns}	9,73 ^{ns}	6,43 A	4,46 ^{ns}	3,40 ^{ns}	0,97 AB	1,54 ^{ns}	4,41 ^{ns}	0,87 A
23SF	53,14	24,26	9,85	4,58 B	3,29	2,57	0,74 B	1,57	4,53	0,90 A
FA	44,88	30,08	7,89	5,43 AB	4,75	3,87	1,42 A	1,68	4,15	0,73 B

Médias seguidas de mesma letra na coluna comparam ambientes na mesma profundidade, não diferindo entre si pelo teste de Bonferroni a 5%. ns: não significativo

Quando consideradas as três classes principais de agregados (Figura 6) os resultados obtidos em solo sob floresta não diferiram daqueles obtidos em solos sob campo submetido a queimadas freqüentes.

A proporção de agregados de diâmetro médio maior que 2 mm nas áreas em estudo é elevada em comparação à áreas agrícolas sob plantio convencional (Silva & Mielniczuck, 1998; Castro Filho et al., 1998; Lima et al., 2003; Mendes et al., 2003) e resulta principalmente do não revolvimento do solo e do elevado teor de MOS (Tabela 7) que é promovido pelo aporte contínuo de resíduos orgânicos, associado à sua baixa taxa de decomposição em solos de altitude (Dalmolin et al., 2006; Wagai et al., 2008).

Os valores do diâmetro médio ponderado (DMP) observados no presente estudo variaram entre 3,52 e 4,73 mm e não diferiram estatisticamente entre os ambientes avaliados (Tabela 6). Estes valores elevados podem ser associados ao elevado teor de matéria orgânica e ao não revolvimento do solo das áreas avaliadas, conforme já constatado em outras áreas agrícolas e pastoris brasileiras (Boeni, 2007; Salton et al., 2008).

A densidade do solo variou de 0,69 a 0,90 g cm⁻³ e foi influenciada pelos ambientes nas profundidades de 5 a 10 cm e 10 a 15 cm (Tabela 6). A densidade do solo no ambiente 23SF não diferiu do ambiente 1SF, ao contrário do esperado devido à maior lotação animal no 23SF. A menor densidade do solo entre os tipos de vegetação foi observada no ambiente FA e decorre provavelmente do maior teor de C e da comparativamente elevada proporção de fração leve livre no solo sob floresta (Tabela 8).

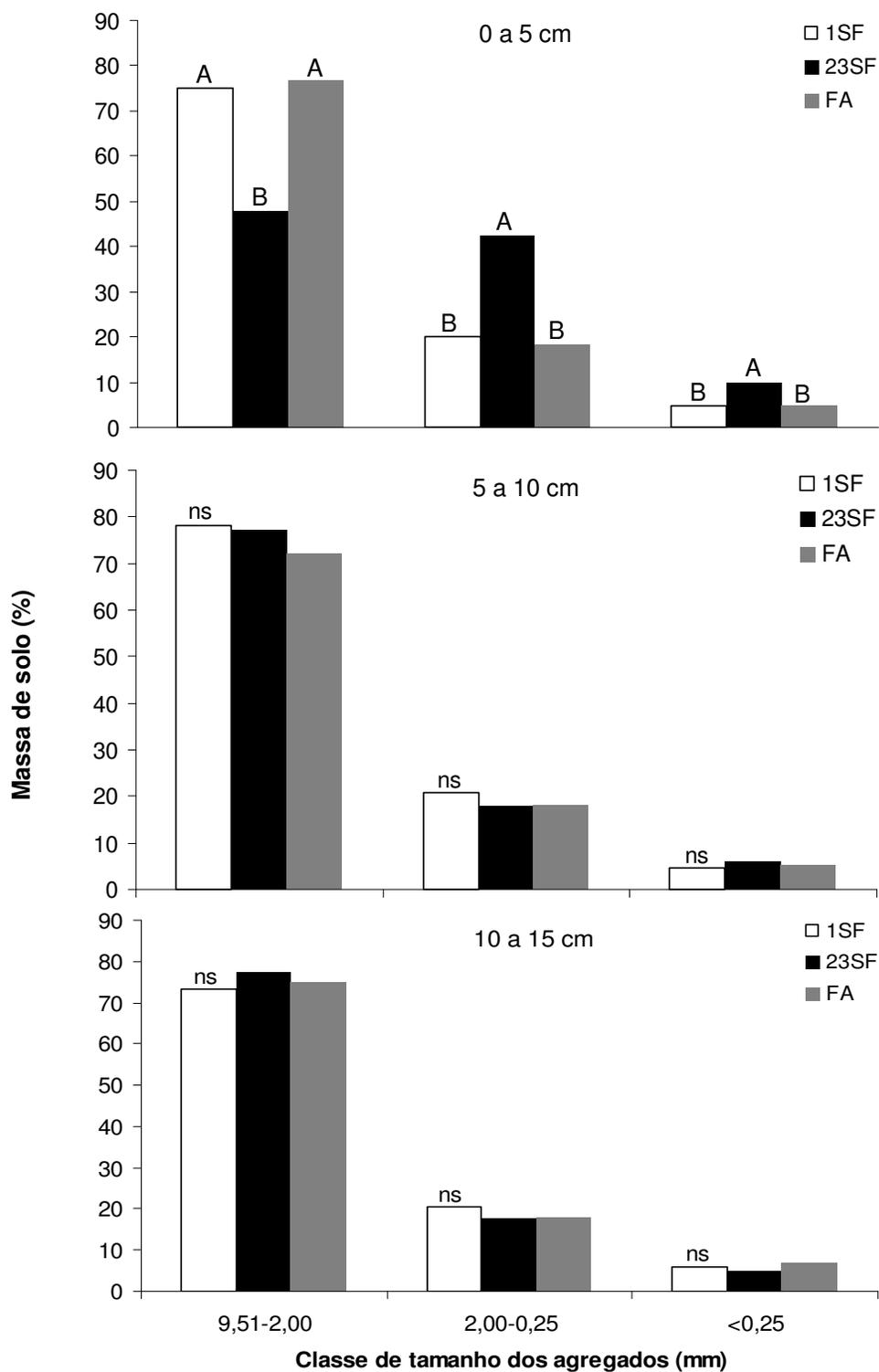


Figura 6. Massa de solo (%) em três classes de agregados estáveis em água nas profundidades de 0 a 5, 5 a 10 e 10 a 15 cm de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem ação do fogo (1SF) e há 23 anos sem ação do fogo (23SF) e, sob floresta de Araucária (FA). Médias seguidas de mesma letra nas classes de diâmetro comparam ambientes, não diferindo entre si pelo teste de Bonferroni a 5%, ns: não significativo.

6.3.2 Estoque de carbono orgânico total e nitrogênio total do solo

Os estoques de carbono orgânico total (COT) variaram de 26,2 a 52,0 Mg ha⁻¹ e os estoques de nitrogênio total (NT) de 1,73 a 3,32 Mg ha⁻¹ entre os ambientes em estudo, nas profundidades analisadas (Tabela 7).

Nas áreas de pastagem não foram detectadas diferenças entre os dois ambientes avaliados nas três profundidades. No entanto, considerando-se o estoque de COT acumulado na profundidade 0 a 15 cm verifica-se que o solo sob 1SF apresenta uma diferença de 9,4 Mg C ha⁻¹ em relação ao 23SF (Tabela 7). Este valor é comparável ao estoque de COT obtido em Argissolo Vermelho sob preparo convencional na camada de 0 a 5 cm (Conceição et al., 2008). Do ponto de vista de seqüestro de C, a diferença no estoque de COT entre o 1SF e o 23SF é considerável, e esse resultado indica que o solo sob queimadas periódicas e sob baixa lotação é mais eficiente em acumular C do que o solo 23SF. Este resultado pode ser atribuído à diminuição do sistema radicular em decorrência do pastejo mais intensivo adotado no 23SF. A restauração da área foliar após sua remoção substancial e sua posterior expansão, consome as reservas nutricionais contidas nas raízes (Nabinger, 2003) de tal forma que o pastejo intensivo, restringe o crescimento do sistema radicular (Harris et al., 2007).

Comportamento semelhante foi constatado em solo do Chaco argentino onde o superpastejo exerceu um efeito adverso no balanço do estoque de carbono do solo (redução de 38%) enquanto a queima periódica da vegetação provocou um aumento de 16%, em comparação ao solo sem pastejo e sem queima (Abril et al., 2005).

O efeito do pastejo em reduzir o estoque de COT do solo foi também observado em um Argissolo Vermelho-Amarelo, na região do planalto médio gaúcho, sob integração lavoura pecuária (Nicoloso et al., 2008).

O ambiente sob FA apresentou em todas as profundidades os maiores estoques de COT e NT comparativamente aos ambientes sob vegetação de campo nativo (Tabela 7). Este comportamento deve-se ao elevado aporte de resíduos vegetais da parte aérea em ambiente de floresta (Backes et al., 2005).

Os estoques de COT e NT acumulados até 15 cm de profundidade nos diferentes ambientes (Tabela 3) foram elevados quando comparados a outras

áreas nativas do RS: 39,32 Mg C ha⁻¹ em Argissolo Vermelho sob campo nativo (Conceição, 2007); 22,48 Mg C ha⁻¹ sob mata nativa e 17,38 Mg C ha⁻¹ sob campo nativo pastejado em área de Cambissolo Háplico (Pillon et al., 2006); 36,71 Mg C ha⁻¹ sob campo nativo em Planossolo Háplico (Moraes, 2007). Os elevados estoques observados nos solos do presente estudo se devem à baixa taxa de decomposição dos resíduos na região, decorrente das baixas temperaturas (Dalmolin et al., 2006).

A relação C/N variou de 13,2 a 15,9 entre os ambientes e as profundidades e apresentou valor médio de 14,9 (Tabela 7). Na profundidade de 5 a 10 cm a relação C/N diferiu entre os ambientes sendo superior no ambiente 1SF em relação aos demais ambientes.

Tabela 7. Estoque de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) e relação C/N nas profundidades 0 a 5, 5 a 10 e 10 a 15 cm, de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem ação do fogo (1SF) e há 23 anos sem ação do fogo (23SF) e, sob floresta de Araucária (FA).

Ambiente	COT	NT	C/N
	-----Mg ha ⁻¹ -----		
-----0-5 cm-----			
1SF	33,1 B	2,15 B	15,0 ^{ns}
23SF	31,2 B	2,08 B	14,9
FA	52,0 A	3,32 A	15,2
-----5-10 cm-----			
1SF	32,8 B	2,11 B	15,6 A
23SF	28,0 B	2,13 B	13,2 B
FA	43,7 A	2,93 A	14,9 B
-----10-15 cm-----			
1SF	32,0 B	2,04 B	15,9 ^{ns}
23SF	26,2 B	1,73 B	15,3
FA	41,7 A	2,95 A	14,2
-----0-15 cm-----			
1SF	97,8 B	6,36 B	15,3 ^{ns}
23SF	88,4 B	6,00 B	14,7
FA	137,4 A	9,29 A	14,8

Médias seguidas de mesma letra na coluna comparam ambientes na mesma profundidade não diferindo entre si pelo teste de Bonferroni a 5%. ns: não significativo

6.3.3 Distribuição das frações físicas da MOS

A distribuição percentual da massa das frações físicas da MOS decresceu na ordem FP>FLO>FLL em todas as amostras analisadas. (Tabela 8). A proporção de frações leves (fração leve livre e leve oclusa) diminuiu em profundidade enquanto a contribuição da FP aumentou.

Nas amostras dos ambientes de campo, as FLL e FLO representaram de 0,55 a 2,28 % e de 8,53 a 17,12 % respectivamente, da massa de solo (Tabela 8). Esses valores são maiores que os obtidos por Golchin et al., (1994) para FLO (0,69-1,81 %) no horizonte A (0-10 cm) de cinco solos não cultivados, o

que é decorrente, provavelmente das diferenças metodológicas (amostras de diâmetro < 2,00 mm e solução de PTS com densidade de 1,6 g cm⁻³).

Tabela 8. Distribuição percentual da massa das frações leve livre (FLL) leve oclusa (FLO) e pesada (FP) da matéria orgânica do solo, de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem ação do fogo (1SF) e há 23 anos sem ação do fogo (23SF) e, sob floresta de Araucária (FA).

Ambiente	FLL	FLO	FP
	-----%-----		
----- 0-5 cm -----			
1SF	1,07 C	17,12 AB	81,81 A
23SF	2,28 B	11,17 B	86,56 A
FA	16,69 A	19,86 A	63,45 B
----- 5-10 cm -----			
1SF	0,55 B	8,60 AB	90,85 A
23SF	0,71 B	8,53 B	90,75 A
FA	1,43 A	14,19 A	84,37 B

Médias seguidas de mesma letra na coluna comparam ambientes na mesma profundidade não diferindo entre si pelo teste de Bonferroni a 5%.

Na profundidade de 0 a 5 cm, a massa de FLL no ambiente 1SF foi inferior à obtida no 23SF, enquanto a proporção de FLO apresentou tendência inversa ao comportamento da FLL, ainda que não tenha sido observada diferença estatística (Tabela 8). Na camada de 5 a 10 cm, as proporções das frações leves não diferiram entre os ambientes de campo seguindo o mesmo comportamento apresentado pela fração pesada em ambas as profundidades.

No ambiente 23SF, provavelmente, a ruptura dos agregados grandes (>2 mm) em agregados de diâmetro < 2,00 mm (Figura 6) ocasionada pela maior pressão de pastejo neste ambiente resultou na menor oclusão de MOS no interior dos agregados. Conseqüentemente, a menor quantidade de

agregados grandes, conduziu à menor proporção de fração intra-agregado e à maior proporção de fração inter-agregado em comparação ao ambiente 1SF.

Outra possível explicação para os resultados das frações leves nos ambientes de campo, é o fato de que os resíduos vegetais carbonizados, que contribuiriam para a FLL, são facilmente removidos pelas elevadas precipitações pluviométricas que ocorrem na região (mais de 2.000 mm ano⁻¹), principalmente após a época de queima (primavera). Simultaneamente à “exportação” da MOS carbonizada da parte aérea, favorecida pela topografia declivosa da área, ocorre um acúmulo relativo das respectivas raízes da vegetação queimada, enriquecendo o ambiente 1SF em FLO.

Em Latossolo Vermelho da mesma região fisiográfica do presente estudo, foi observado que entre os eventos de queima (a cada dois anos) não ocorre cobertura completa do solo permanecendo grande parte do solo descoberto, sujeito ao impacto da chuva e ao pisoteio animal (Heringer et al., 2002).

Possivelmente ambos os mecanismos estejam atuando em conjunto, não sendo possível inferir o grau de influência de cada um deles isoladamente.

Entre as áreas avaliadas, o ambiente FA apresentou a maior massa de FLL e FLO nas profundidades analisadas (Tabela 8). Os menores valores percentuais de massa de FP observados no ambiente sob FA, em comparação aos ambientes de campo, resultam da maior contribuição das frações leves neste ambiente. Este resultado se deve à elevada produção de massa seca da parte aérea em ambiente de floresta (Mafra et al., 2008).

6.3.4 Estoque de carbono e nitrogênio nas frações físicas da MOS

Nos ambientes de campo, os estoques de C na FLL variaram de 0,25 Mg ha⁻¹ a 1,43 Mg ha⁻¹ nas profundidades avaliadas (Tabela 9).

Na camada de 0 a 5 cm, entre os ambientes sob campo nativo, os estoques de C não diferiram significativamente, indicando que a queima e/ou o pastejo intensivo não afetaram esta fração, cujo único mecanismo de proteção atuante é a recalcitrância molecular intrínseca do material vegetal que lhe deu origem.

Na camada de 5 a 10 cm, os estoques de C na FLL foram menores em relação à superfície, devido ao menor aporte de matéria orgânica particulada nesta camada e o ambiente 23SF apresentou valor maior do que o 1SF (Tabela 9).

Os estoques de C na FLO variaram de 4,48 Mg ha⁻¹ a 8,55 Mg ha⁻¹ nos ambientes de campo e foram de 1,9 a 13 vezes superiores aos estoques na FLL (Tabela 9). Este resultado era esperado uma vez que a FLO, encontra-se mais protegida no interior dos agregados da decomposição microbiana em relação à FLL (Conceição et al., 2008).

Na camada superficial, o estoque de C na FLO no ambiente 1SF superou em 3,85 Mg ha⁻¹ aquele obtido no 23SF, e na camada 5 a 10 cm os valores não diferiram significativamente entre os ambientes de campo nativo (Tabela 9). Provavelmente isso se deve à menor ocorrência de agregados com diâmetro > 2 mm (Figura 6), e, portanto menor proteção física da MOS no 23SF do que no 1SF. A relação positiva entre macroagregados > 2,00 mm e concentração de C da fração leve oclusa na camada superficial do solo foi observada por Conceição (2006) em Argissolo Vermelho sob plantio direto.

Os estoques de C na FP foram 2,8 a 6,3 vezes maiores do que aqueles observados na FLO (Tabela 9). Este resultado é coerente, pois nesta fração além do mecanismo de recalcitrância e proteção por oclusão, apresenta associação com a fração argila via interações organo-minerais (Paul et al., 2008). Os estoques não diferiram nas duas profundidades avaliadas. Conforme já constatado em outros trabalhos, a FP é a fração menos afetada pelo manejo e uso do solo (Golchin et al., 1995; Freixo et al., 2002; Bayer et al., 2004).

Tabela 9. Estoque de carbono e nitrogênio nas frações leve livre (FLL), leve oclusa (FLO) e fração pesada (FP) da matéria orgânica do solo e, respectivas relações C/N de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem ação do fogo (1SF) e há 23 anos sem ação do fogo (23SF) e, sob floresta de Araucária (FA).

Ambiente	C FLL	N FLL	C FLO	N FLO	C FP	N FP	C/N FLL	C/N FLO	C/N FP
	-----Mg ha ⁻¹ -----								
-----0 – 5 cm-----									
1SF	0,65 B	0,02 B	8,55 B	0,49 B	23,90 ^{ns}	1,70 ^{ns}	29,6 ^{ns}	17,4 ^{ns}	14,1 ^{ns}
23SF	1,43 B	0,07 B	4,70 C	0,30 B	25,06	1,77	21,2	15,6	14,7
FA	10,81 A	0,59 A	13,71 A	0,76 A	27,51	2,06	19,0	18,0	13,4
-----5 – 10 cm-----									
1SF	0,25 B	0,01 B	4,48 B	0,25 B	28,04 AB	1,84 ^{ns}	21,2 B	17,7 AB	15,3 A
23SF	0,90 A	0,02 B	5,38 B	0,27 B	21,69 B	1,83	38,6 A	19,8 A	11,8 B
FA	0,90 A	0,05 A	10,38 A	0,64 A	32,37 A	2,24	18,1 B	16,3 B	14,4 AB

Médias seguidas de mesma letra na coluna comparam ambientes na mesma profundidade não diferindo entre si pelo teste de Bonferroni a 10%. ns: não significativo.

Os estoques de N nas frações seguiram a mesma tendência dos estoques de C (Tabela 9). No entanto, não ocorreram diferenças significativas entre os ambientes e profundidades.

Quanto à participação das frações da MOS nos estoques de COT e NT do solo, nos dois ambientes de campo nativo e nas duas profundidades a proporção aumentou na ordem $FLL < FLO < FP$, atingindo valores entre 72 e 86% na FP (Tabela 10). A FP, por ser a mais estável das frações da MOS, onde atuam simultaneamente três mecanismos de proteção (recalcitrância química, oclusão e interação organo-mineral), é, em geral, a mais abundante das frações em ambientes agrícolas e em ambientes nativos (Christensen, 1996, 2000; Freixo et al., 2002; Rangel & Silva, 2007).

Na camada 0 a 5 cm, a proporção de C_{FLL} em relação a COT foi maior no ambiente 23SF (4,6%) em comparação ao 1SF (1,9%), enquanto que para a proporção C_{FLO}/COT ocorreu comportamento inverso (Tabela 10). Isso se deve provavelmente ao efeito da maior carga animal no ambiente 23SF conforme já discutido anteriormente.

Na camada subsuperficial, onde o efeito do pastejo não foi detectado, as proporções de C_{FLL}/COT e C_{FLO}/COT foram maiores no 23SF em comparação ao 1SF. Uma possível explicação para este resultado é a maior produção de MOS de origem microbiana no ambiente afetado pelo fogo periodicamente (1SF), o que enriqueceria relativamente a FP (Knicker et al., 2009; Potes et al., 2009).

No ambiente FA, o estoque de C na FLL na profundidade de 0 a 5 cm foi 7,5 vezes superior ao do ambiente 23SF (Tabela 9) representando cerca de 20 % do COT do solo (Tabela 10). Esse maior estoque de C na FLL resulta do elevado aporte de resíduos vegetais na superfície do solo que constituem a serapilheira no ambiente de floresta (Backes et al., 2005; Mafra et al., 2008).

Na profundidade de 5 a 10 cm, houve redução de $9,91 \text{ Mg ha}^{-1}$ no estoque de C na FLL em relação à profundidade superficial (Tabela 9), e isso se deve à menor participação da serapilheira em profundidade e da menor contribuição de raízes finas em ambiente sob floresta. Conseqüentemente, a proporção C_{FLL}/COT foi reduzida a 2,1 % (Tabela 10).

O estoque de C na fração FLO no ambiente FA foi elevado nas duas profundidades, superando o valor obtido em 23SF em 2,9 vezes na camada 0 a

5 cm e em 1,9 vezes na camada 5 a 10 cm (Tabela 9). Essa fração contribuiu com 24 a 26 % de C para o estoque de COT nas profundidades avaliadas (Tabela 6), proporção semelhante foi obtida em área sob mata nativa em Latossolo Vermelho na região de Santo Ângelo (RS) (Conceição, 2006).

Tabela 10. Relação do estoque de carbono das frações leve livre (FLL), leve oclusa (FLO) e fração pesada (FP) da matéria orgânica do solo com o estoque de carbono orgânico total (COT) de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem ação do fogo (1SF) e há 23 anos sem ação do fogo (23SF) e, sob floresta de Araucária (FA).

Ambiente	C _{FLL} /COT	C _{FLO} /COT	C _{FP} /COT
-----%-----			
-----0-5 cm-----			
1SF	1,9 C	25,6 A	72, 4 A
23SF	4,6 B	15,1 B	80,3 A
FA	20,8 A	26,3 A	52,9 B
-----5-10 cm-----			
1SF	0,8 B	13,6 B	85,6 A
23SF	3,2 A	19,3 AB	77,5 AB
FA	2,1 AB	24,0 A	73,9 B

Médias seguidas de mesma letra na coluna comparam ambientes na mesma profundidade não diferindo entre si pelo teste de Bonferroni a 10%.

O estoque de C na FP em FA não diferiu dos valores obtidos nos ambientes de campo na camada 0 a 5 cm (Tabela 9). Em contrapartida, na camada subsuperficial o estoque de C da FP no ambiente FA superou em 10,7 Mg ha⁻¹ o valor obtido no 23SF.

Em relação à contribuição de cada fração para o estoque de COT, na camada 0 a 5 cm a FP do solo sob floresta contribuiu com apenas 52,9% de COT, o que é devido à comparativamente elevada contribuição das frações leves neste ambiente (Tabela 10). Já na profundidade 5 a 10 cm a razão C_{FP}/COT foi de 73,9 % e não diferiu do valor obtido em 23SF.

Os estoques de N no ambiente FA foram sempre maiores que os observados nos ambientes de campo e aumentaram na ordem $FLL < FLO < FP$ (Tabela 9).

A relação C/N dos ambientes sob campo nativo decresceu gradualmente na ordem $FLL > FLO > FP$ nas duas profundidades (Tabela 9), indicando aumento da decomposição da MOS no mesmo sentido (Tomazi, 2008).

A maior relação C/N na FLL reflete a influência dominante dos resíduos de plantas (Christensen, 1992) que usualmente tem baixa concentração de N (Golchin et al., 1997; Potes et al., 2009). Enquanto que, a presença de produtos de origem microbiana que normalmente possui uma baixa relação C/N é mais abundante na fração FP (Diekow et al., 2005; Kleber et al., 2007).

Diferença entre os ambientes foi observada apenas na camada 5 a 10 cm, onde no 23SF, a relação C/N_{FLL} foi maior e C/N_{FP} foi menor do que em 1SF (Tabela 9). O fato da C/N nas frações leves do 1SF não serem elevadas e serem menores do que no 23SF não permitiu a identificação de partículas de carvão na MOS deste ambiente.

No ambiente de FA os valores da razão C/N nas frações leves apresentaram menor intervalo de variação (16 a 19) do que nas amostras de campo (15 a 39) (Tabela 9). Isso se deve à qualidade química da vegetação de cada ambiente: enquanto a da mata nativa apresenta relação C/N em torno de 23, a de campo apresenta C/N em torno de 60 (Dick et al., 2008a; Potes et al., 2009). A influência da qualidade do resíduo vegetal se manifestou apenas na camada 5 a 10 cm, onde a relação C/N das frações leves de FA foram sempre menores do que em 23SF.

Os valores da relação C/N nas FP foram em geral semelhantes aos valores obtidos para o solo inteiro (Tabela 7), como era esperado, uma vez que essa fração apresenta a maior contribuição de MOS para o teor COT (Tabela 10) nos solos estudados.

6.3.5 Comportamento espectral das frações físicas da MOS

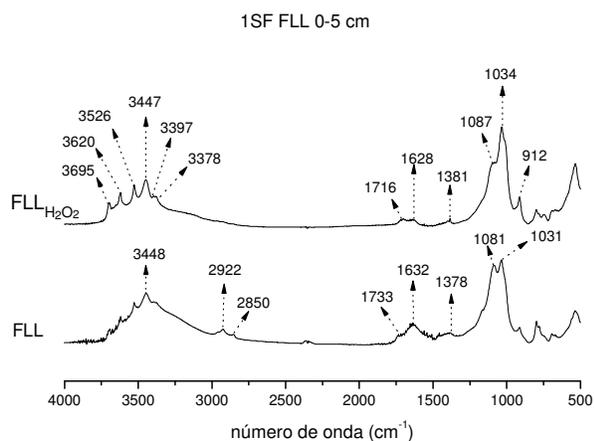
Os espectros de FTIR das FLL e FLO oxidadas com solução de H_2O_2 ($FLL_{H_2O_2}$ e $FLO_{H_2O_2}$) dos três ambientes (Figuras 7, 8, 9 e 10) apresentaram em comum picos em torno de 3695 e 3620 cm^{-1} atribuídos ao estiramento de Al-OH (externo e interno, respectivamente) da caulinita, uma banda em torno de 1084 e 912 cm^{-1} referente à vibração do O-Al-OH da caulinita e uma banda próxima à 1034 cm^{-1} devida ao estiramento de Si-O do quartzo. Apenas nos ambientes 1SF e FA os espectros apresentaram um triplete entre 3600 e 3400 cm^{-1} (3620 , 3526 e 3447 cm^{-1}), correspondente à vibração O-Al-OH da gibbsita, indicando que este mineral juntamente com a caulinita, está associado às frações leves da MOS. A presença de caulinita e de gibbsita foi identificada em Neossolos da região dos Campos de Cima da Serra, RS, em outros trabalhos (Pedron, 2007; Barros et al., 2008).

Nos espectros das FLL e FLO sem tratamento prévio (Figuras 7, 8, 9 e 10) as bandas dos minerais são relativamente menos pronunciadas do que nos espectros das amostras oxidadas devido ao efeito de diluição da matéria orgânica, cujo teor é elevado nestas frações (Tabela 7). As amostras da FLL e FLO apresentaram a banda na região em torno de 3400 cm^{-1} mais larga do que os espectros das respectivas amostras oxidadas, devido à contribuição do estiramento O-H da MOS. Nos três ambientes foram observadas duas bandas próximas a 2921 e 2852 cm^{-1} atribuídas ao estiramento C-H de grupos alifáticos.

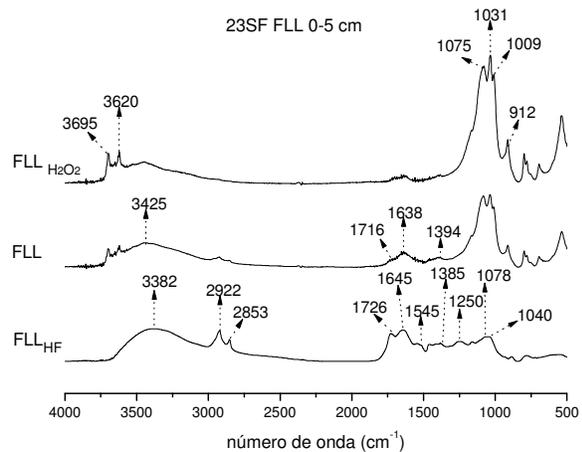
Os espectros das FLL, FLO e FP desmineralizadas com solução de HF (FLL_{HF} , FLO_{HF} e FP_{HF}) demonstraram feições semelhantes entre as diferentes frações e ambientes, com picos característicos de MOS e ausência das bandas dos minerais (Figuras 7, 8, 9, 10 e 11). As principais bandas identificadas nesses espectros foram: 3380 cm^{-1} atribuída ao estiramento O-H da MOS, pico em torno de 1540 cm^{-1} referente à deformação N-H e ao estiramento C=N, pico em 1726 cm^{-1} devido ao estiramento C=O do grupo COOH, banda em 1645 cm^{-1} devido à vibração C=C de grupos aromáticos, e banda em torno de 1235 cm^{-1} referente ao estiramento C-O de ácido carboxílico. Nos espectros da FP_{HF} a banda em torno de 1075 cm^{-1} , devido ao estiramento C-O de carboidrato é relativamente mais intensa em comparação aos espectros de FLL_{HF} e FLO_{HF} .

(Figuras 7, 8, 9, 10 e 11), refletindo a maior proporção de compostos de origem microbiana nesta fração mais humificada.

a)



b)



c)

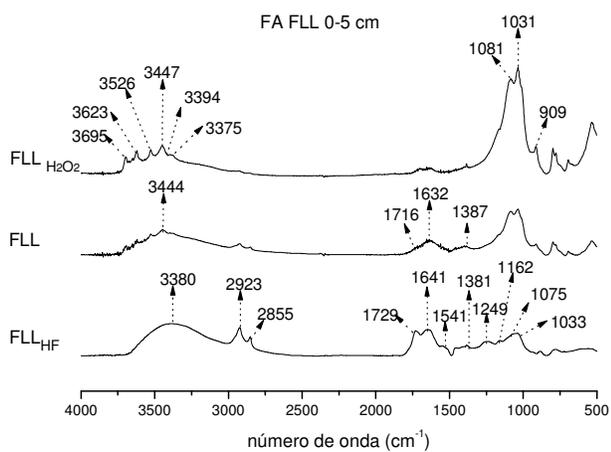


Figura 7. Espectros de FTIR da FLL após tratamento com H₂O₂, FLL não tratada e após tratamento com HF, nos ambientes 1SF (a) 23SF (b) e FA (c) na profundidade de 0 a 5 cm.

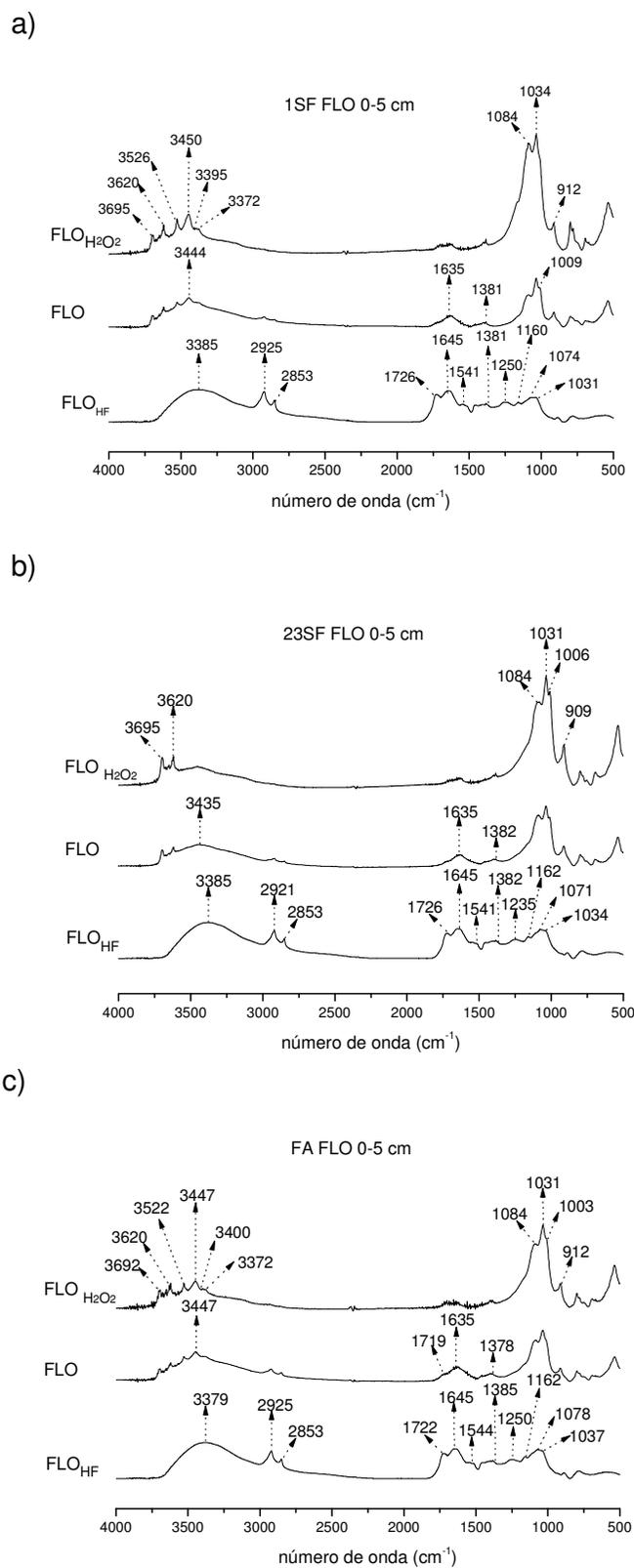
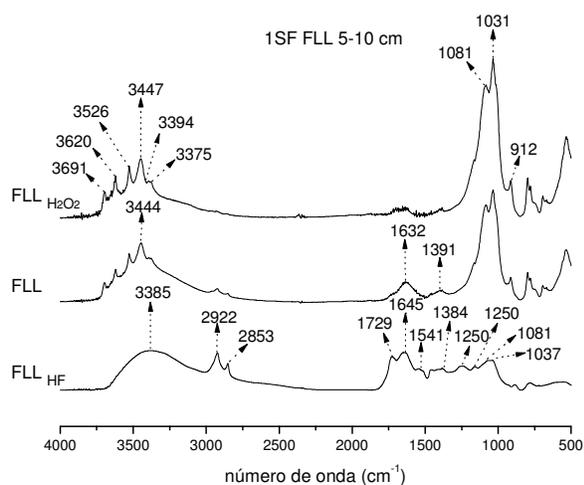
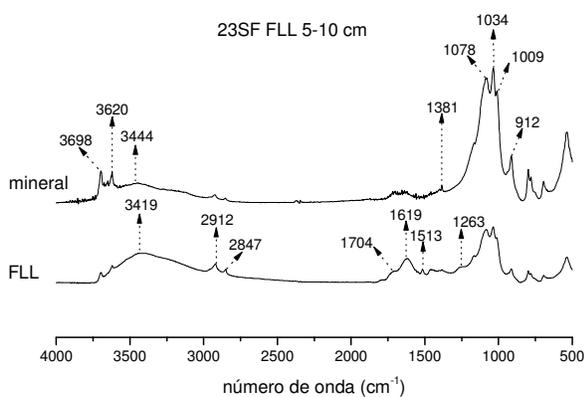


Figura 8. Espectros de FTIR da FLO após tratamento com H₂O₂, FLO não tratada e após tratamento com HF, nos ambientes 1SF (a) 23SF (b) e FA (c) na profundidade de 0 a 5 cm.

a)



b)



c)

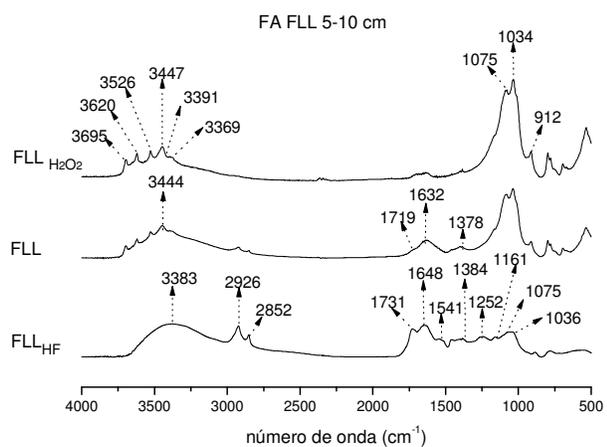
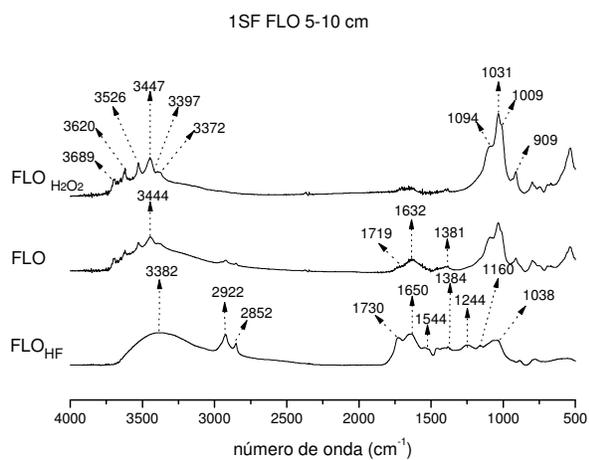
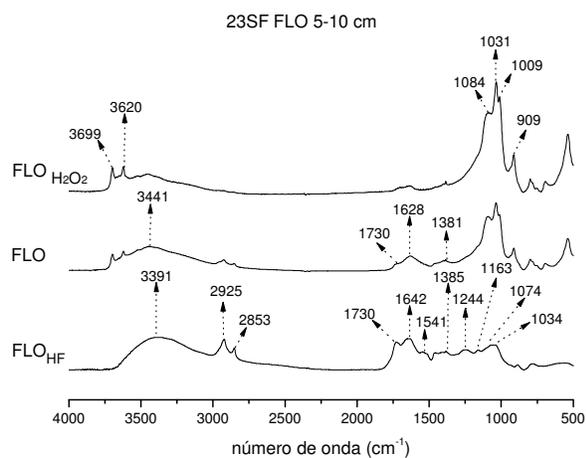


Figura 9. Espectros de FTIR da FLL após tratamento com H_2O_2 , FLL não tratada e após tratamento com HF , nos ambientes 1SF (a) 23SF (b) e FA (c) na profundidade de 5 a 10 cm.

a)



b)



c)

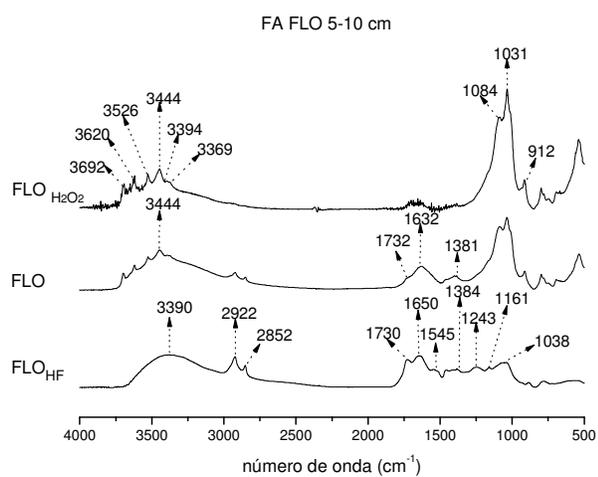
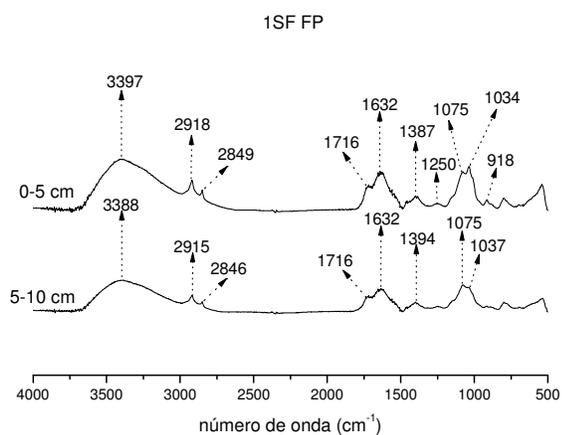
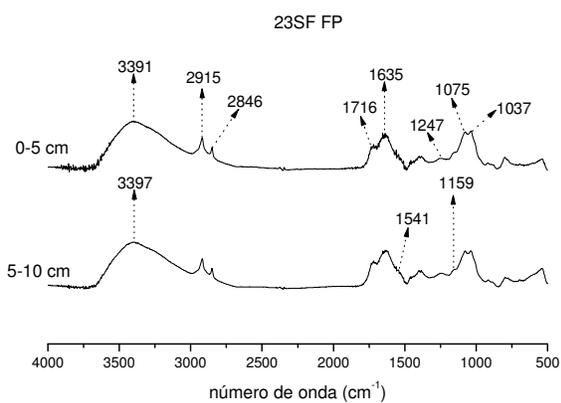


Figura 10. Espectros de FTIR da FLO após tratamento com H₂O₂, FLO não tratada e após tratamento com HF, nos ambientes 1SF (a) 23SF (b) e FA (c) na profundidade de 5 a 10 cm.

a)



b)



c)

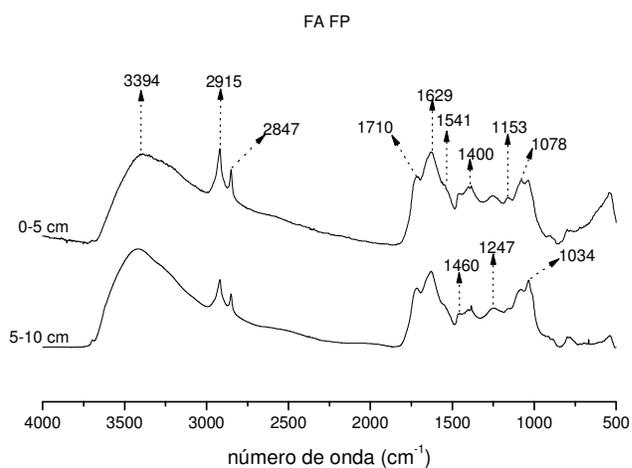


Figura 11. Espectros de FTIR da FP após tratamento com HF, nos ambientes 1SF (a) 23SF (b) e FA (c) na profundidade de 0 a 5 e 5 a 10 cm.

A partir dos espectros de FTIR das frações leves desmineralizadas com HF (FLL_{HF} e FLO_{HF}) foram calculadas as intensidades relativas dos principais grupos funcionais. Os valores obtidos foram semelhantes e, portanto, não foram satisfatórios para distinguir possíveis diferenças entre frações nos diferentes ambientes (Tabela 11). O índice de aromaticidade calculado segundo Chefetz et al. (1996) variou estreitamente 0,50 a 0,63 e tampouco discriminou as frações.

Tabela 11. Índices de FTIR para as frações leve livre (FLL) leve oclusa (FLO) tratadas com HF, nas profundidades 0 a 5 cm e 5 a 10 cm, de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem ação do fogo (1SF) e há 23 anos sem ação do fogo (23SF) e, sob floresta de Araucária (FA).

Ambiente	Fração	Intensidade relativa/banda						I _{C=C} / I _{C-H}
		2920	1720	1630	1540	1455	1030	
----- % -----								
0-5 cm								
1SF	FLL _{HF}	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
23SF	FLL _{HF}	29,7	15,7	16,2	5,9	10,1	22,4	0,55
FA	FLL _{HF}	29,6	16,0	16,5	6,0	9,6	22,3	0,6
1SF	FLO _{HF}	29,5	15,8	16,7	6,0	9,8	22,1	0,57
23SF	FLO _{HF}	26,9	14,9	16,9	5,6	9,5	26,2	0,63
FA	FLO _{HF}	29,5	16,0	16,5	6,1	9,9	22,0	0,56
5-10 cm								
1SF	FLL _{HF}	29,6	15,7	16,7	6,0	9,8	22,2	0,57
23SF	FLL _{HF}	29,4	16,0	16,6	6,1	9,8	22,1	0,56
FA	FLL _{HF}	29,5	15,6	16,7	6,0	10,0	22,1	0,57
1SF	FLO _{HF}	29,5	15,8	16,7	6,0	10,1	22,0	0,57
23SF	FLO _{HF}	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
FA	FLO _{HF}	29,6	15,7	16,7	6,1	9,8	22,2	0,57

n.d = rendimento insuficiente para análise

6.3.6 Decomposição térmica das frações minerais e físicas da MOS

As amostras oxidadas das FLL e FLO ($FLL_{H_2O_2}$ e $FLO_{H_2O_2}$) foram submetidas à decomposição térmica sob atmosfera oxidante de modo a separar-se a contribuição da fração mineral nas reações ocorridas nos termogramas das FLL e FLO sem tratamento prévio.

As perdas de massa das $FLL_{H_2O_2}$ e $FLO_{H_2O_2}$ no intervalo de temperatura entre 40-105°C variaram de 1,79 a 2,91 % (Tabela 12) entre os ambientes, e correspondem a reações de desidratação dos minerais (Crittter & Airoldi, 2006). No 2º intervalo de temperatura (105-370°C) as perdas destas amostras variaram de 8,82 a 14,48% (Tabela 12) e correspondem à desidroxilação da gibbsita (250-350°C). Nos ambientes 1SF e FA a perda de massa neste intervalo de temperatura foi atribuída também à desidroxilação da goethita (300-400°C) (Tan, 1995).

No 3º intervalo de temperatura (370-600°C) as perdas de massa variaram entre 3,8 e 8,0 % e resultam da desidroxilação da caulinita (500-600°C), nos três ambientes (Tabela 12). No 4º intervalo de temperatura as perdas de massa foram insignificantes ($\leq 0,53\%$). Em contrapartida, o resíduo (amostra que permaneceu após o término da termodegradação), representou em média 82,5% da massa da fração mineral (Tabela 8) e corresponde aos óxidos originais da amostra ou formados durante a oxidação térmica (Fe_2O_3 e Al_2O_3).

Em relação às frações leves da MOS (FLL e FLO), a perda de massa no intervalo de temperatura de 40-105°C, correspondente a reações de desidratação e volatilização de substâncias (Salgado et al., 1995; Crittter & Airoldi, 2006) variou de 1,9 a 4,6% da massa das frações (Tabela 13). No segundo e terceiro intervalos de temperatura ocorreram os maiores valores de perda de massa nessas frações (6,5 a 32%) indicando que além da decomposição dos minerais, ocorreu a dos compostos orgânicos. No intervalo de 105 a 350°C ou à 425°C ocorre a degradação térmica de estruturas alifáticas, grupos funcionais oxigenados e peptídeos, e no intervalo posterior, até 600°C ocorre degradação térmica de compostos com núcleo aromáticos (Benites, 2001). No intervalo de 600 a 700°C as perdas foram irrelevantes,

Por outro lado, o maior teor de resíduo em $T = 700^{\circ}\text{C}$ pode também indicar maior quantidade de minerais, na forma de microagregados com densidade $< 2,0 \text{ g cm}^{-3}$, que se encontram fortemente associados às frações leves do 1SF. Neste ambiente, a proporção de estruturas tipo carboidratos é maior do que em 23SF, devido à maior atividade microbiana estimulada pela ação do fogo após o inverno (Knicker et al., 2009).

Tabela 13. Perda de massa das frações leve livre (FLL), leve oclusa (FLO) e fração pesada desmineralizada com HF (FP_{HF}), em quatro intervalos de temperatura, resíduo e relação entre a perda de massa no terceiro e no segundo intervalo de temperatura ($m_{3^{\circ}}/m_{2^{\circ}}$), de um Neossolo sob campo nativo pastejado há um ano sem ação do fogo (1SF) e há 23 anos sem ação do fogo (23SF) e, sob floresta de Araucária (FA).

Ambiente	Fração	Intervalo de temperatura ($^{\circ}\text{C}$)				Resíduo $T=700^{\circ}\text{C}$	Índice $m_{(3^{\circ})} / m_{(2^{\circ})}$
		1 $^{\circ}$	2 $^{\circ}$	3 $^{\circ}$	4 $^{\circ}$		
-----%-----							
-----0-5 cm-----							
1SF	FLL	1,93	11,21	6,50	0,09	80,27	0,76*
23SF	FLL	3,97	19,41	17,11	0,25	59,26	0,99*
FA	FLL	3,50	20,20	14,12	0,26	61,93	0,73*
1SF	FLO	1,93	9,87	7,83	0,09	80,27	1,45*
23SF	FLO	4,62	31,44	7,81	0,27	55,86	0,14*
FA	FLO	3,85	18,78	16,60	0,22	60,55	1,01*
1SF	FP_{HF}	4,61	30,32	39,33	0,04	25,71	1,29
23SF	FP_{HF}	5,29	31,73	39,50	0,08	23,40	1,24
FA	FP_{HF}	4,27	32,68	42,84	0,08	20,14	1,31
-----5-10 cm-----							
1SF	FP_{HF}	4,24	28,34	38,63	0,00	28,99	1,36
23SF	FP_{HF}	7,5	31,2	40,6	1,4	19,4	1,30
FA	FP_{HF}	5,01	27,66	48,59	0,05	18,69	1,75

Intervalo de temperatura 1 $^{\circ}$ = 40-105 $^{\circ}$ C; 2 $^{\circ}$ = 105-350 $^{\circ}$ C (1SF e FA); 2 $^{\circ}$ = 105-425 $^{\circ}$ C (23SF); 3 $^{\circ}$ = 350-600 $^{\circ}$ C (1SF e FA); 3 $^{\circ}$ = 425-600 $^{\circ}$ C (23SF); 4 $^{\circ}$ = 600-700 $^{\circ}$ C

* Índice de recalcitrância excluindo a contribuição da fração oxidada.

O índice de recalcitrância ($m_{(3^\circ)}/m_{(2^\circ)}$) calculado para as FLL e FLO, subtraindo-se a contribuição da decomposição da fração mineral, variou de 0,14 a 1,45 (Tabela 13). Na fração FLL o valor no 23SF foi maior do que em 1SF, indicando maior recalcitrância química no ambiente sem ação do fogo há 23 anos. Na FLO foi observado comportamento inverso e o índice $m_{(3^\circ)}/m_{(2^\circ)}$ foi maior do que uma unidade, porém inferior (5,5 vezes) ao valor obtido para a vegetação queimada (Tabela 14). Este resultado pode ser indicativo da presença de material carbonizado ao lado de outros componentes (biomassa das raízes, exsudatos radiculares, hifas fúngicas, resíduo parcialmente decomposto, etc) na FLO (Golchin et al., 1994, 1997; Christensen et al., 2000). A localização preferencial de resíduos de carvão na fração particulada oclusa de Luvisol sob floresta e uso agrícola na Alemanha, com histórico de ação do fogo no passado, foi identificada por Brodowski et al. (2006), que postularam que esse material foi preservado da decomposição microbiana pela oclusão. Também em Argissolo Vermelho (RS) a presença de material carbonizado na fração particulada foi observada por análise de RMN de ^{13}C e pela elevada razão C/N na amostra (Dieckow et al., 2005). No entanto, no presente estudo a relação C/N da FLO foi inferior à 17,5 e semelhante entre os dois ambientes (Tabela 9), não confirmando portanto a presença de material carbonizado em 1SF. Adicionalmente, o valor da $m_{(3^\circ)}/m_{(2^\circ)}$ obtido para a FLO de 1SF foi inferior aos valores determinados para ácidos húmicos de solos de altitude (MG) com histórico de queimadas (2,04 a 3,51) (Benites et al., 2005).

As frações leves do solo de FA apresentaram distribuição das perdas de massa semelhantes às amostras de campo nativo, com predomínio de decomposição térmica no 2° e no 3° intervalo de temperatura (Tabela 13). A proporção de resíduo em $T=700^\circ\text{C}$ foi semelhante à do 23SF. Nas amostras de FA, o índice $m_{(3^\circ)}/m_{(2^\circ)}$ na FLL é menor e na FLO é maior do que os observados em 23SF. Comportamento semelhante foi apresentado pela relação C/N (Tabela 9), confirmando a maior recalcitrância da fração oclusa da floresta em comparação à de campo sem ação do fogo.

Nas amostras de FP_{HF} as massas de resíduos variaram de 18 a 29% e correspondem à fração de material inorgânico (quartzo e minerais neoformados) que permaneceu após tratamento com HF (Dick et al., 2008b). O comportamento de decomposição térmica da FP foi semelhante entre os

ambientes e profundidades (Tabela 9). Esses resultados são coerentes, uma vez que a FP é a fração humificada da MOS (Christensen, 1992, 2001) e é pouco afetada pela qualidade da vegetação a qual lhe deu origem, fato este corroborado pela menor relação C/N (Tabela 9) observada nesta fração.

Tabela 14. Perda de massa da vegetação de pastagem e de pastagem queimada em diferentes intervalos de temperatura.

Vegetação	Intervalo de temperatura (°C)	Perda de massa (%)
Pastagem	40-105	7,6
	105-370	58,7
	370-550	19,0
	550-700	0,3
	Resíduo	14,3
	$\Delta m(3^\circ)/\Delta m(2^\circ)$	0,32
Pastagem queimada	40-105	3,8
	105-300	3,1
	300-515	26,8
	515-700	0,4
	Resíduo	65,8
	$\Delta m(3^\circ)/\Delta m(2^\circ)$	8,70

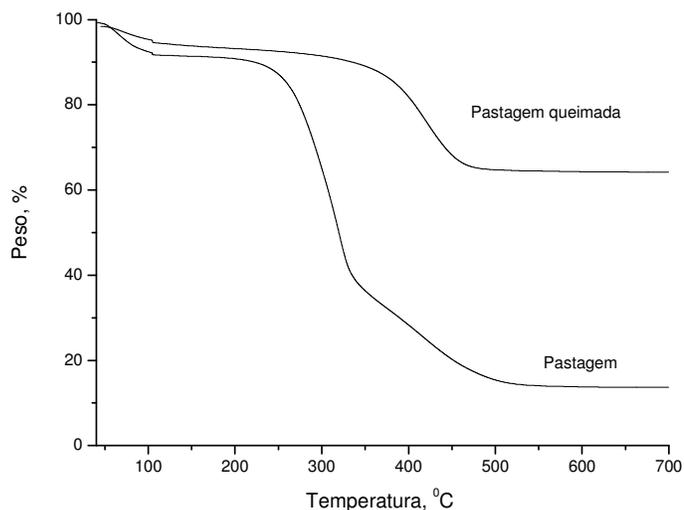


Figura 12. Perda de massa da vegetação de pastagem queimada e de pastagem.

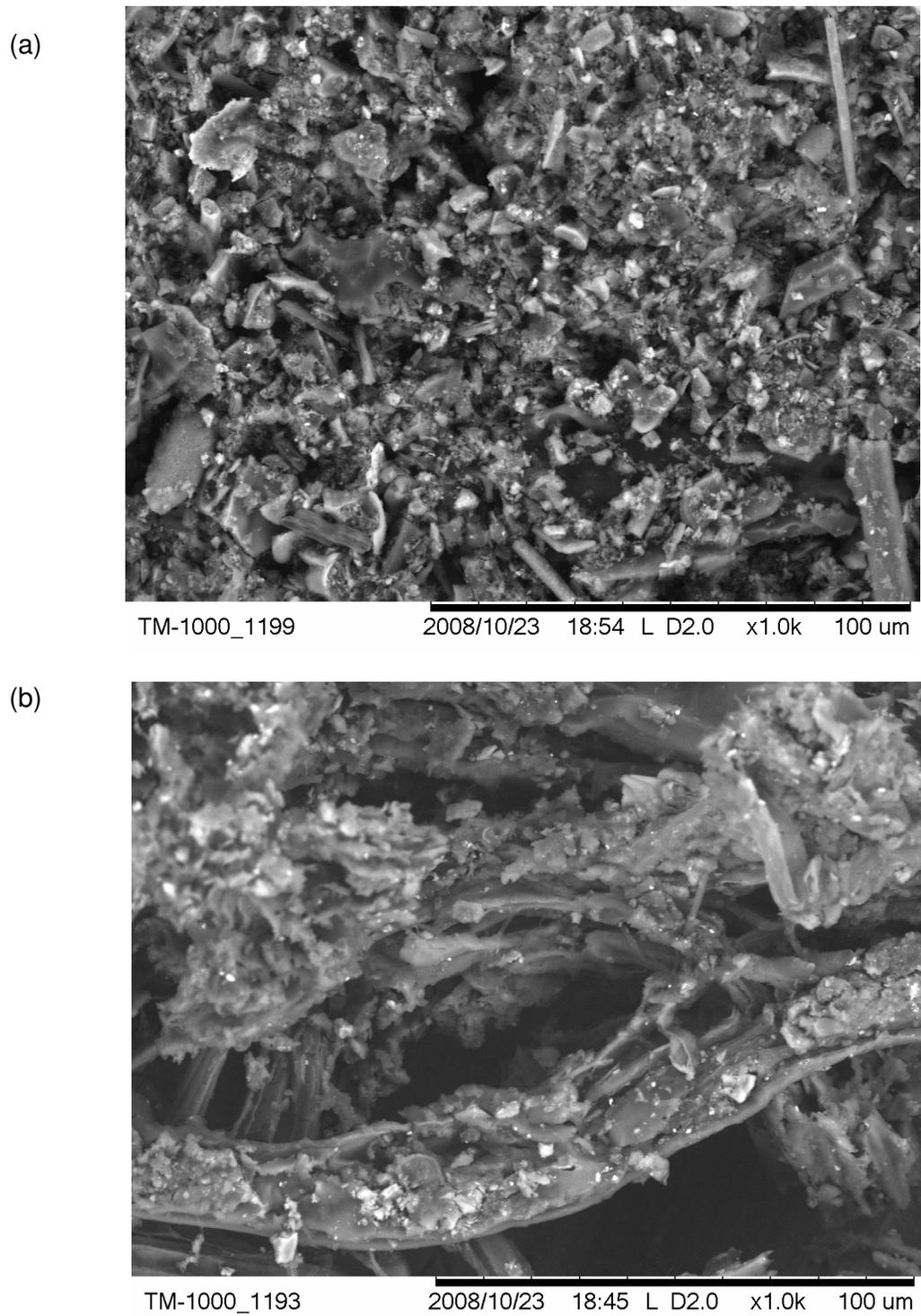


Figura 13. Micrografias de microscopia eletrônica de varredura (MEV) das amostras da vegetação de pastagem (a) queimada (b) não queimada

6.4 Conclusões

O pastejo e a queima da vegetação não afetaram os estoques de COT e de NT. Estes, no entanto, são influenciados pelo tipo de vegetação, sendo os maiores valores observados em ambiente de floresta devido a elevada produção de liteira.

O pastejo intensivo dificulta a formação e manutenção de agregados grandes (9,51-2,00 mm) promovendo uma diminuição dos estoques de C na fração leve oclusa e aumento relativo da fração leve livre.

A queima da pastagem nativa promove aumento da recalcitrância química da matéria orgânica da fração leve oclusa, porém a presença de black carbon não foi comprovada.

O estoque e a composição da fração pesada não são afetados pelo manejo da pastagem.

7. Referências bibliográficas

ABRIL, A.; BARTTFELD, P.; BUCHER, E. H. The effect of fire and overgrazing disturbs on soil carbon balance in the Dry Chaco forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 206, p. 399-405, 2005.

ALBRECHT, S. L.; RASMUSSEN, P. E.; SKIRVIN, K. W.; GOLLER, R. H. **Is burning an effective management practice for the Pacific Northwest cereal region?** In: Albrecht S.L (ed.), 1995. p. 105-109. In Spec. Rept. 946. Oregon Agric. Expt. Stn. & USDA-ARS, Corvallis, OR.

ALMENDROS, G.; KNICKER, H.; GONZALEZ-VILA, J. F. Rearrangement of carbon and nitrogen forms in peat after progressive thermal oxidation as determined by solid-state ^{13}C - and ^{15}N -NMR spectroscopy. **Organic Geochemistry**, Oxford, v. 34 p. 1559-1568, 2003.

BACKES, A.; PRATES, F. L.; VIOLA, M. G. Produção de serapilheira em Floresta Ombrófila Mista, em São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 19, p. 155-160, 2005.

BALDOCK, J.; OADES, J. M.; NELSON, P. N.; SKENE, T. M.; GOLCHIN, A.; CLARKE, P. Assessing the extent of decomposition of natural organic materials using solid-state ^{13}C NMR spectroscopy. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 35, p. 1061-1083, 1997.

BALESDENT, J.; CHENU, C.; BALABANE, M. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 53, p. 215-230, 2000.

BARETTA, D.; SANTOS, J. C. P.; FIGUEIREDO, S. R.; KLAUBERG FILHO, O. Efeito do monocultivo de Pinus e da queima do campo nativo em atributos biológicos do solo no planalto sul catarinense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, p. 715-724, 2005.

BAYER, C. et al. Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 238, p. 133-140, 2002.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, p. 677-683, 2004.

BAYER, C. Dinâmica da matéria orgânica do solo. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2.ed. rev. atual. e amp. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.7 a 18.

BEHLING, H.; PILLAR, V. P. Late quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazil highland and their implication for conservation and management of modern araucaria forest and grassland ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Biological Sciences**, London, v. 362, p. 243-251, 2007.

BENITES, V. M. **Caracterização de solos e de substâncias húmicas em áreas de vegetação rupestre de altitude**. 2002. 71 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.

BENITES, V. M.; MENDONÇA, E. S.; SCHAEFFER, C. E. G. R.; NOVOTNY, E. H.; REIS, E. L.; KER, J. C. Properties of black soil humic acids from high altitude rocky complexes in Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 127, p. 104-113, 2005.

BERTOL, I.; GOMES, K. E.; DENARDIN, R. B. N.; ZAGO, L. A.; MARASCHIN, G. E. Propriedades físicas do solo relacionadas a diferentes níveis de oferta de forragem numa pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 33, p. 779-786, 1998.

BIRD, M. I.; VEENENDAA, E. E.; LOYD, J.; FROST, P. Stability of elemental carbon in a savanna soil. **Global Geochemical Cycles**, Washington, v.13 p.495-503, 1999.

BOENI, M. **Proteção física da matéria orgânica em solos de Cerrado afetada pela pastagem**. 2007. 136 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2007.

BRODOWSKI, S.; JOHN, B.; FLESSA, H.; AMELUNG, W. Aggregate-occluded black carbon in soil. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.57, p.539-546, 2006.

BRYE, K. R. Soil physiochemical changes following 12 years of annual burning in a humid-subtropical tallgrass prairie: a hypothesis. **Acta Oecologica**, Amsterdam, v.30, p.407- 413, 2006.

CARPENEDO, V.; MIELNICZUK, J. Estado de agregados e qualidade de agregados de um latossolos roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.14, p.99-105, 1990.

CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A. L., Estabilidade de agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num Latossolo Roxo Distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de cultura e métodos de preparo das amostras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 527-538, 1998.

CHEFETZ, B.; HATCHER, P.; HADAR, Y.; CHEN, Y. Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 25, p. 776-785, 1996.

CHRISTENSEN, B. T. Physical fractionation of soils and organic matter in primary particle size and density separates. **Advanced Soil Science**, New York, v. 20, p. 2-90, 1992.

CHRISTENSEN, B. T. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. In: CARTER, M. R.; STEWART, B. A. (eds.) **Structure and organic matter storage in agricultural soils**. Boca Raton: CRC Press, 1996. p. 97-165.

CHRISTENSEN, B. T. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. **European Journal Soil Science**, Dordrecht, v. 52, p. 345-353, 2001.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10.ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; Comissão de Química e Fertilidade do Solo, 2004. 400p.

CONCEIÇÃO, P. C. **Agregação e proteção física da matéria orgânica em solos tropicais e subtropicais**. 2006. 138 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

CONCEIÇÃO, P. C.; BOENI, M.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Fracionamento densimétrico com politungstato de sódio no estudo da proteção física da matéria orgânica em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 541-549, 2008.

COUTINHO, L. M. O cerrado e a ecologia do fogo. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v.12, p.22-30, 1990.

CRITTER, S. A. M.; AIROLDI, C. Thermal analysis of Brazilian tropical soils originating from different sources. **Journal of Brazilian Chemical Society**, Campinas, v. 17, p. 1250-1258, 2006.

CUNHA, T. J. F.; MADARI, B. E.; BENITES, V. M.; CANELLAS, L. P.; NOVOTNY, E. H.; MOUTTA, R. O.; TROMPOWSKY, P. M.; SANTOS, G. A. Fracionamento químico da matéria orgânica e características de ácidos húmicos de solos com horizonte a antrópico da Amazônia (Terra Preta), **Acta Amazonica**, Manaus, v. 37, p. 91-98, 2007.

DALMOLIN, R. S. D.; GONÇALVES, C. N.; DICK, D. P.; KNICKER, H.; KLAMT, E.; KÖGEL-KNABNER, I. Organic matter characteristics and distribution in Ferralsol profiles of a climosequence in southern Brazil. **European Journal Soil Science**, Oxford, v. 57, p. 644-654, 2006.

DAMÉ, P. R.; QUADROS, F. L. F.; KERSTING, C. E. B.; TRINDADE, J. P. P.; LONDERO, F. A. A. Efeitos da queima seguida de pastejo ou diferimento sobre a produção, qualidade, cobertura do solo e sistema radicular de uma pastagem natural. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 27, p. 133-137, 1997.

DETTWEILER, C. Auswirkungen von Vegetationsfeuer auf Bodeneigenschaften und auf die Zusammensetzung des organischen Bodenmaterials. Diploma Thesis. Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, Freising-Weihenstephan, Germany. 2003.

DICK, D. P.; SCHWERTMANN, U. Microaggregates from oxisols and inceptisols: dispersion through selective dissolutions and physicochemical treatments. **Geoderma**, Amsterdam, v. 74, p. 49-63, 1996.

DICK, D. P.; GOMES, J.; ROSINHA, P. B. Caracterização de substâncias húmicas extraídas de solos e de lodo orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 603-611, 1998.

DICK, D. P.; GONÇALVES, C. N.; DALMOLIN, R. S. D.; KNICKER, H.; KLAMT, E.; KÖGEL-KNABNER, I.; SIMOES, M. L.; MARTIN-NETO, L. Characteristics of soil organic matter of different Brazilian Ferralsols under native vegetation as a function of soil depth. **Geoderma**, Amsterdam, v. 124, p. 319-333, 2005.

DICK, D. P.; MARTINAZZO, R.; DALMOLIN, R. S. D.; JACQUES, A. V. A.; MIELNICZUK, J.; ROSA, A. S. Impacto da queima nos atributos químicos do solo, na composição da matéria orgânica e na vegetação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, p. 633-640, 2008a.

DICK, D. P.; BARROS, L. S.; INDA JUNIOR, A. V.; KNICKER, H. Estudo comparativo da matéria orgânica de diferentes classes de solos de altitude do sul do Brasil por técnicas convencionais e espectroscópicas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2289-2296, 2008b

DIEKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D. P.; KÖGEL-KNABNER, I. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilisation. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 268, p. 319-328, 2005.

ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 75, p. 529-538, 1995.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 1997. 212p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 2006. 306p.

EVANGELISTA, A. R.; LIMA, J. A.; CURI, N.; CARVALHO, M. M.; FONSECA, E. G. Produção de matéria seca de pastagens nativas localizadas em áreas de Cambissolo e Latossolo. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 23, p. 987-992, 1999.

FARMER, V.C. **The infrared spectra of minerals**. Surrey, Mineralogical Society, Adlard & Sons, Bartholmew Press, 1974. 539p. (Monograph, 4).

FREIXO, A. A.; MACHADO, P. L. O. A.; GUIMARÃES, C. M.; SILVA, C. A.; FADIGAS, F. S. Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de Latossolo do Cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 425-434, 2002.

FYNN, R. W. S.; HAYNES, R. J.; O'CONNOR, T. G. Burning causes long-term changes in soil organic matter content of a South African grassland. **Soil Biology & Biochemistry**, Amsterdam, v. 35, p. 677-687, 2003.

GLASER, B.; BALASHOV, E.; HAUMAIER, L.; GUGGENBERGER, G.; ZECH, W. Black carbon in density fractions of antropogenic soils of the Brazilian Amazon region. **Organic Geochemistry**, Oxford, v. 31, p. 669-678, 2000.

GOLCHIN, A.; OADES, J. M.; SKJEMSTAD, J. O.; CLARK, P. Study of free and occluded particulate organic matter in soil state ^{13}C CP/MAS NMR spectroscopy and scanning electron microscopy. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 32, p. 285-309, 1994.

GOLCHIN, A.; CLARKE, P.; OADES, J. M.; SKJEMSTAD, J. O. The effects de cultivation on the composition of organic matter and structural stability of soils. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 33, p. 975-93, 1995.

GOLCHIN, A.; BALDOCK, J. A.; OADES, J. M. A model linking organic matter decomposition, chemistry, and aggregates dynamics. In: LAL et al. (eds.) **Soil processes and the carbon cycle**. Boca Raton: CRC Press, p. 245-266, 1997a.

GOLCHIN, A.; BALDOCK, J. A.; CLARKE, P.; HIGASHI, T.; OADES, J. M. The effects of vegetation and burning on the chemical composition of soil organic matter of a volcanic ash soil as shown by ^{13}C NMR spectroscopy. II. Density fractions. **Geoderma**, Amsterdam, v. 76, p. 175-192, 1997b.

GOLCHIN, A.; ASGARI, H. Land use effects on soil quality indicators in north-eastern Iran. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 46, p. 27-36, 2008.

GONÇALVES, C. N.; DALMOLIN, R. S. D.; DICK, D. P.; KNICKER, H.; KLAMT, E.; KOEGEL-KNABNER, I. The effect of 10% HF treatment in the resolution of CPMAS ^{13}C NMR spectra and on the quality of organic matter in Ferralsols. **Geoderma**, Amsterdam, v. 116, p. 373-392, 2003.

GUGGENBERGER, G.; KAISER, K. Dissolved organic matter in soil: challenging the paradigm of sportive preservation. **Geoderma**, Amsterdam, v. 113, p. 293-310, 2003.

HARRIS, W. N.; MORETTO, A. S.; DISTEL, R. A.; BOUTTON, T. W.; BÓO, R. M. Fire and grazing in grasslands of the Argentine Caldenal: Effects on plant and soil carbon and nitrogen. **Acta Oecologica**, Amsterdam, v. 32, p. 207–214, 2007.

HE, Y.; ZHIHONG, X.; CHEN, C.; BURTON, J.; MA, Q.; GE, Y.; XU, J. Using light fraction and macroaggregate associated organic matters as early indicators for management-induced changes in soil chemical and biological properties in adjacent native and plantation forests of subtropical Australia. **Geoderma**, Amsterdam, v. 147, p. 116–125, 2008.

HERINGER, I. **Efeitos do fogo por longo período e de alternativas de manejo sobre o solo e a vegetação de uma pastagem natural**. 2000. 208 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Zootecnia/Plantas Forrageiras, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2000.

HERINGER, I.; JACQUES, A. V. A. Acumulação de forragem e material morto em pastagem nativa sob distintas alternativas de manejo em relação às queimadas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 31, p. 599-604, 2002a.

HERINGER, I.; JACQUES, A.V.A.; BISSANI, C.A.; TEDESCO, M. Características de um Latossolo Vermelho sob pastagem natural sujeita à ação prolongada do fogo e de práticas alternativas de manejo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 32, p. 309-314, 2002b.

HSIEH, Y.P.; BUGNA, G.C. Analysis of black carbon in sediments and soils using multi-element scanning thermal analysis (MESTA). **Organic Geochemistry**, Oxford, v. 39, p. 1562-1571, 2008.

JACQUES, A.V.A. A queima das pastagens naturais: Efeitos sobre o solo e vegetação. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, p. 177-181, 2003.

JUNGES, A. H. et al. Mapeamento indicativo do manejo agrícola nos Campos de Cima da Serra, RS/Brasil. 2002. Disponível na Internet www.cori.unicamp.br/jornadas/completos/ufrgs/amanda%20Heemann%20ungs.doc. Acesso em: 02/03/2009.

KAAL, J.; BRODOWSKI, S.; BALDOCK, J. A.; NIEROP, K. G. J.; CORTIZAS, A. M. Characterization of aged black carbon using pyrolysis-GC/MS, thermally assisted hydrolysis and methylation (THM), direct and cross-polarisation ¹³C nuclear magnetic resonance (DP/CP NMR) and the benzenepolycarboxylic acid (BPCA) method. **Organic Geochemistry**, Oxford, v. 39, p. 1415-1426, 2008.

KALBITZ, K.; SOLINGER, S.; PARK, J.H.; MICHALZIK, B. & MATZNER, E. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review. **Soil Science**, Hagerstown, v. 165, p. 277-304, 2000.

KAVDIR, Y.; EKINCI, H.; YÜKSEL, O. & MERMUT A.R. Soil aggregate stability and ^{13}C CP/MAS-NMR assessment of organic matter in soils influenced by forest wildfires in Çanakkale, Turkey. **Geoderma**, Amsterdam, v. 129, p. 219-229, 2005.

KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S. Size distribution of aggregation. In.: BLACK, C.A. (ed). **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p. 499-510.

KLEBER, M.; SOLLINS, P.; SUTTON, R. A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. **Biogeochemistry**, Netherlands, v. 85, p. 9–24, 2007.

KNICKER, H.; LÜDEMANN, H. D. ^{15}N and ^{13}C CPMAS and solution NMR studies of ^{15}N enriched plant material during 600 days of microbial degradation. **Organic Geochemistry**, Oxford, v. 23, p. 329-341, 1995.

KNICKER, H.; GONZÁLEZ-VILA, F. J.; POLVILLO, O.; GONZÁLEZ, J. A.; ALMENDROS, G. Wildfire induced alterations of the chemical composition of humic material in a Dystric Xerochrept under a Mediterranean pine forest (*Pinus pinaster* Aiton). **Soil Biology & Biochemistry**, Amsterdam, v. 37, p. 701-718, 2005.

KNICKER, H.; ALMENDROS, G.; GONZALEZ-VILA, F. J.; GONZALES-PEREZ, J. A.; POLVILLO, O. Characteristic alterations of quantity and quality of soil organic matter caused by forest fires in continental Mediterranean ecosystems: a solid-state ^{13}C NMR study. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 57, p. 558-569, 2006.

KNICKER, H. How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. **Biogeochemistry**, Netherlands, v. 85, p. 91-118, 2007.

KNICKER, H.; HILSCHER, A.; GONZALEZ-VILA, F. J.; ALMENDROS, G. A new conceptual model for the structural properties of char produced during vegetation fires. **Organic Geochemistry**, Oxford, v. 39, p. 935-939, 2008.

KNICKER, H.; NIKOLOVA, R.; HILSCHER, A.; DICK, D. P.; DALMOLIN, R. S. D. Quality and stability of organic matter in grassland soils of the highlands of Southern Brazil soil after ceasing biannual burning. **Submetido Biogeochemistry**, Netherlands, 2009.

KRULL, E. S.; BALDOCK, J. A.; SKJEMSTAD, J. O. Importance of mechanisms and processes of the stabilization of soil organic matter for modeling carbon turnover. **Functional Plant Biology**, Collingwood, v. 30, p. 207-222, 2003.

LEIFELD, J. Thermal stability of black carbon characterised by oxidative differential scanning calorimetry. **Organic Geochemistry**, Oxford, v. 38, p. 112-127, 2007.

LIMA, C. L. R.; PAULETTO, E. A.; GOMES, A. S.; SILVA, J. B. Estabilidade de agregados de um Planossolo sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 199-205, 2003.

LUNARDI, M. H.; DICK, D. P.; GONÇALVES, C. N.; MEURER, E. J. Utilização da energia de sonicação para estudo da distribuição de complexos organominerais em dois Latossolos do Rio Grande do Sul. In: IX Encontro de Química da Região Sul, 2001, Londrina, PR. **Livro de resumos**, 2001. v. 1. p.47.

LÜTZOW, M. VON.; KÖGEL-KNABNER, I.; EKSCHMITT, K.; MATZNER, E.; GUGGENBERGER, G.; MARSCHNER, B.; FLESSA, H. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions- a review. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 57, p. 426-445, 2006.

MAFRA, A. L.; GUEDES, S. F. F.; KLAUBERG FILHO, O.; SANTOS, J. C. P.; ALMEIDA, J. A.; ROSA, J. D. Carbono orgânico e atributos químicos do solo em áreas florestais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, p. 217-224, 2008.

MEHRA, O. P.; JACKSON, M.L. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. **Clays and Clay Minerals**, Madison, v.7, p. 317-327, 1960.

MENDES, I. C.; SOUZA, L. V.; RESK, D. V. S.; GOMES, A. C. Propriedades biológicas em agregados de um Latossolo Vermelho-Escuro sob plantio convencional e direto no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 435-443, 2003.

MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F.; LOVATO, T.; FERNANDES, F. F.; DEBARBA, L. Manejo de solo e culturas e sua relação com estoques de carbono e nitrogênio do solo. In: CURI, N.; MARQUES, J. J.; GUILHERME, L.; G.; LIMA, J. M.; LOPES, A. S. S.; ALVAREZ V., V. H. (Eds.) **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: SBCS, 2003. v. 3. p.209-248.

MORAES, C. S. **Cinética intra-anual da matéria orgânica como um indicador da qualidade de sistemas de manejo em ambiente de terras baixas**. 2007. 72 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2007.

MORENO, J. A. **Clima do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, Secretaria da Agricultura, Diretoria de Terras e Colonização, Secção de Geografia, 1961. 46p.

MURAGE, E. W.; VORONEY, P.; BEYAERT, R. P. Turnover of carbon in the free light fraction with and without charcoal as determined using the ¹³C natural abundance method. **Geoderma**, Amsterdam, v. 138, p. 133-143. 2007.

NABINGER, C. et al. **Campos in southern Brazil**. In: _____. Grassland Ecophysiology and Grazing Ecology. Cambridge: University Press, p. 355-376, 1999.

NABINGER, C. In: 1. Introdução. O Bioma Pampa, acrescido dos Campos de Altitude, REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 40 a.,. **Anais**, 2003, Santa Maria.

NEARY, D. G.; KLOPATEK, C. C.; DEBANO, L. F.; FOLLIT, P. F. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 122, p. 51-71, 1999.

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**, Viçosa, v. 32, p. 2425-2433, 2008.

OADES, J. M.; WATERS, A. G. Aggregate hierarchy in soils. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 29, p. 815-828, 1991.

PAUL, S.; VELDKAMP, E.; FLESSA, H. Soil organic carbon in density fractions of tropical soils under forest – pasture – secondary forest land use changes. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 59, p. 359–371, 2008.

PEDRON, F. A. **Mineralogia, morfologia e classificação de saprolitos e Neossolos derivados de rochas vulcânicas no Rio Grande do Sul**. 2007. 151 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

PILLON, C. N.; LIMA, C. L. R.; BORBA M. F. S.; CRUZ, L. E. C.; FLORES, C. A. Monitoramento de indicadores da qualidade de um Cambissolo sob sistemas de manejo da pecuária familiar na Serra do Sudeste, RS. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2006. 26 p. - Embrapa Clima Temperado. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, 37.

PONTELLI, C. B.; SPAGNOLLO, E.; AMADO, T. J. C.; ELTZ, F. L. F.; ROSSATO, R. R. Estoque de carbono orgânico e nitrogênio total em solos sujeitos à arenização submetidos a diferentes usos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 28, 2001, Londrina, **Anais...** Londrina: SBCS, 2001. p. 256.

POTES, M. L.; DICK, D. P.; DALMOLIN, R. S. D.; KNICKER, H.; ROSA, A. S. Matéria orgânica em Neossolos de altitude: influência da queima da pastagem e do tipo de vegetação na sua composição e teor. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, submetido.

QUADROS, F. L. F.; PILLAR, V. P. Dinâmica vegetacional em pastagem natural submetida a tratamentos de queima e pastejo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 31, p. 863-868, 2001.

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 1609-1623, 2007.

RESCK, D. V. S.; PEREIRA, J.; SILVA, J. E. **Dinâmica da matéria orgânica na região dos cerrados**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1991. 22p. (Documentos, 36).

RHEINHEIMER, D. S.; SANTOS, J. C. P.; FERNANDES, V. B. B.; MAFRA, A. L.; ALMEIDA, J. A. Modificações nos atributos químicos de solo sob campo nativo submetido à queima. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, p. 49-55, 2003.

ROSA, A. H.; OLIVEIRA, L. C.; BELLIN, I. C.; ROCHA, J. C.; ROMÃO, L. P. C.; FILHO, N. L. D. Influence of alkaline extraction on the characteristics of humic substances in Brazilian soils. **Thermochemica Acta**, Amsterdam, v. 433, p. 77-82, 2005.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELTHORST, E. J.; PEREIRA, J. A. A. Effects of fire on soil organic matter in a Cerrado "sensu-stricto" from Southeast Brazil as revealed by changes in $\delta^{13}\text{C}$. **Geoderma**, Amsterdam, v. 95, p. 141-160, 2000.

ROSCOE, R.; MACHADO, P. L. O. A. **Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste: 2002. 86 p.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P. Tillage effect on soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 70, p. 107-119. 2003.

RUMPEL, C.; RABIA, N.; DERENNE, S.; QUENEA, K.; EUSTERHUES, K.; KOEGEL-KNABNER, I.; MARIOTTI, A. Alteration of soil organic matter following treatment with hydrofluoric acid (HF). **Organic Geochemistry**, Oxford, v. 37, p. 1437-1451, 2006.

SALGADO, J; GONZÁLEZ, M. I; ARMADA, J; PAZ-ANDRADE, M. I.; CARBALLAS, M. T. Loss of organic matter in Atlantic forest soils due to wildfires. Calculation of the ignition temperature. **Thermochemica Acta**, Amsterdam, v. 259, p. 165-175, 1995.

SALTON, J.C. **Matéria orgânica e agregação do solo na rotação lavoura pastagem em ambiente tropical**. 2005. 258 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P. C.; CARVALHO F. A.; MACEDO, M. C. M.; BROCH, D. L. Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 11-21, 2008.

SANTÍN, C.; KNICKER, H.; FERNÁNDEZ, S.; MENÉNDEZ-DUARTE, R.; ÁLVAREZ, M.A. Wildfires influence on soil organic matter in an Atlantic

mountainous region (NW of Spain). **Catena**, Amsterdam, v.74, p.286-295, 2008.

SCHÖNING, I.; KNICKER, H.; KÖGEL-KNABNER I. Intimate association between O/N-alkyl carbon and iron oxides in clay fractions of forest soils. **Organic Geochemistry**, Oxford, v. 36, p. 1378-1390, 2005.

SCHULTEN, H. R.; LEINWEBER, P. New insights into organic mineral particles: composition, properties and molecular structure. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 30, p. 399-432, 2000.

SCHIMMEL, D.S. Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. **Global Change Biology**, v.1, p. 77-91, 1995.

SCHWERTMANN, U. Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit Ammoniumoxalat-Lösung. **Zeitschrift fuer Pflanzenernährung Düng Bodenkunde**, Weinheim, v. 105, p. 194-202, 1964.

SHRESTHA, B. M.; CERTINI, G.; FORTE, C.; SINGH, B. R. Soil organic matter quality under different land uses in a mountain watershed of Nepal. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.72, p.1563-1569, 2008.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; FERNANDES, N.; FONTES, R.L.; CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L., eds. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 275-374.

SILVA, L. B.; DICK, D. P.; INDA JÚNIOR, A. V. Solos subtropicais de altitude: atributos químicos, teor de matéria orgânica e sua resistência à oxidação química. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, p. 1167-1171, 2008.

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

SILVA, I. F.; MIELNICZUK, J. Sistemas de cultivo e características do solo afetando a estabilidade de agregados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 311-317, 1998.

SIX, J.; CONANT, R. T.; PAUL, E. A.; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 241, p. 155-176, 2002.

SKJEMSTAD, J. O.; Dalal, R. C.; Janik, L. J.; McGowan, J. A. Changes in chemical nature of soil organic carbon in Vertisols under wheat in southeastern Queensland. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 39, p. 343-359, 2001.

SKJEMSTAD, J. O.; TAYLOR, J. A.; SMERNIK, R. J. Estimation of charcoal (char) in soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 30, p. 2283-2298, 1999.

SOUZA, E. D. **Evolução da matéria orgânica, do fósforo e da agregação do solo em sistema de integração agricultura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo.** 2008. 163 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

SOLLINS, P.; SPYCHER, G.; GLASSMAN, C. A. Net nitrogen mineralization from light-and heavy-fraction forest soil organic matter. **Soil Biology Biochemistry**, Oxford, v. 16, p. 79-87, 1984.

SOLLINS, P.; HOMANN, P.; CALDWELL, B. A. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. **Geoderma**, Amsterdam, v. 74, p. 65-105, 1996.

SPAGNOLLO, E. **Dinâmica da matéria orgânica em agroecossistemas submetidos a queima e manejos dos resíduos culturais.** 2004. 186 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2004.

SPYCHER, G.; SOLLINS, P.; ROSE, S. Carbon and nitrogen in the light fraction of a forest soil: vertical distribution and seasonal patterns. **Soil Science**, Hagerstown, v. 135, p. 79-87, 1983.

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.** 2a ed. UFRGS, Porto Alegre, 2008.

TAN, K. H. Infrared spectroscopy. In: TAN, H.K., ed. **Soil sampling, preparation and analysis.** New York, Marcel Dekker, p. 278-298, 1996.

TAN, K. H. Humic matter in Soil and the Environment. **Principles and Controversies.** New York, Marcel Dekker, p. 385, 2003.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais.** 2.ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1995. 174 p. (Boletim Técnico, 5).

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 33, p. 141-163, 1982.

TOMAZI, M. **Estabilidade da matéria orgânica em Latossolos do cerrado sob sistemas de uso e manejo.** 2008. 108 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

WAGAI, R.; MAYER, L. M.; KITAYAMA, K.; KNICKER, H. Climate and parent material controls on organic matter storage in surface soils: A three-pool, density-separation approach. **Geoderma**, Amsterdam, v. 147, p. 23–33, 2008.

8. Apêndice

Apêndice 1. Distribuição percentual da massa de agregados estáveis em água por classe de tamanho nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-15 cm de um Neossolo Litólico sob campo nativo pastejado há um ano (1SF) e há 23 anos (23SF) sem ação do fogo e sob floresta de Araucária (FA).

Ambiente	Prof.	Peneira	Rep I		Rep II		Rep III		Média
			1	2	1	2	1	2	
	cm	mm	-----%						
1SF	0-5	4,76	60,15	58,97	49,61	32,39	30,51	33,23	44,14
		2,00	19,85	24,54	24,02	30,87	28,28	32,95	26,75
		1,00	7,69	7,07	9,79	14,25	15,90	14,36	11,51
		0,50	4,55	3,07	7,42	12,19	11,12	7,33	7,61
		0,25	3,14	2,41	3,81	5,44	6,14	3,87	4,13
		0,105	2,55	2,10	2,75	3,15	5,37	5,38	3,55
		0,053	0,79	0,71	1,06	0,71	1,39	1,39	1,01
		<0,053	1,27	1,13	1,54	1,01	1,30	1,50	1,29
1SF	5-10	4,76	46,70	39,80	57,30	62,58	46,33	54,40	51,19
		2,00	26,92	26,24	22,49	21,55	24,83	23,31	24,22
		1,00	9,22	10,80	8,93	6,76	10,43	8,03	9,03
		0,50	7,48	8,44	5,05	3,36	8,02	5,84	6,37
		0,25	4,34	5,71	3,16	2,64	4,54	3,04	3,91
		0,105	3,32	5,17	2,38	2,34	3,41	3,10	3,29
		0,053	0,76	2,68	0,70	0,76	0,94	0,94	1,13
		<0,053	1,26	1,15	0,00	0,00	1,49	1,34	0,87
1SF	10-15	4,76	51,37	45,90	56,56	51,78	44,36	49,93	49,98
		2,00	23,33	23,11	21,68	21,40	25,47	25,83	23,47
		1,00	8,88	10,34	7,68	9,61	13,13	8,79	9,74
		0,50	6,12	7,07	5,61	6,54	7,78	5,51	6,44
		0,25	4,21	5,88	3,95	4,57	4,07	4,08	4,46
		0,105	3,07	4,70	2,74	3,71	2,95	3,26	3,40
		0,053	1,01	1,29	0,73	0,86	0,94	0,99	0,97
		<0,053	2,00	1,71	1,06	1,54	1,30	1,61	1,54
23SF	0-5	4,76	26,39	26,37	21,29	33,25	23,36	30,34	26,83
		2,00	20,20	21,34	22,93	20,51	19,43	21,03	20,91
		1,00	13,42	15,02	14,32	14,86	15,95	16,28	14,98
		0,5	16,52	14,99	16,11	14,61	18,54	12,49	15,54
		0,25	14,17	10,28	17,40	7,04	12,95	9,89	11,95
		0,105	6,26	7,55	4,85	6,79	6,60	7,28	6,56
		0,053	1,31	1,99	1,37	1,00	1,67	1,10	1,41
		<0,053	1,74	2,46	1,73	1,92	1,50	1,60	1,83
23SF	5-10	4,76	59,73	54,34	42,24	56,79	46,64	59,48	53,20
		2	21,17	24,90	25,63	26,05	23,54	21,35	23,77
		1	7,60	9,01	10,03	6,75	8,90	4,51	7,80
		0,5	4,14	5,11	7,34	2,63	5,12	4,04	4,73
		0,25	3,06	2,89	6,09	2,88	3,98	4,04	3,82
		0,105	2,42	2,27	4,58	2,58	7,21	2,94	3,67
		0,053	0,59	0,17	1,53	0,88	1,99	1,48	1,11
		<0,053	1,29	1,31	2,57	1,45	2,62	2,15	1,90

Apêndice 1. Continuação

Ambiente	Prof	Peneira	Rep I		Rep II		Rep III		Média
			1	2	1	2	1	2	
	cm	mm	-----%						
23SF	10-15	4,76	52,53	51,46	57,95	52,64	46,31	50,66	51,93
		2	23,27	27,52	19,84	26,29	24,17	28,56	24,94
		1	10,11	9,67	7,50	8,61	14,16	10,54	10,10
		0,5	5,51	3,46	5,26	4,78	6,09	2,91	4,67
		0,25	3,31	2,70	4,46	3,01	3,92	2,69	3,35
		0,105	2,79	2,70	2,90	2,48	2,72	2,26	2,64
		0,053	0,81	0,76	0,72	0,84	0,93	0,50	0,76
		<0,053	1,67	1,73	1,38	1,34	1,70	1,88	1,62
FA	0-5	4,76	36,81	30,39	36,89	44,48	55,34	51,93	42,64
		2,00	29,68	33,18	30,63	32,52	27,14	26,24	29,90
		1,00	13,06	12,61	13,55	10,47	7,33	8,35	10,90
		0,50	7,79	10,70	7,82	5,69	3,65	5,53	6,86
		0,25	4,81	5,99	5,51	2,70	2,39	2,97	4,06
		0,105	4,46	4,31	3,24	2,25	2,19	2,82	3,21
		0,053	1,50	1,18	1,00	0,69	0,73	0,79	0,98
		<0,053	1,88	1,64	1,36	1,20	1,22	1,36	1,44
FA	5-10	4,76	38,47	34,36	47,10	29,46	53,03	37,90	40,05
		2,00	32,30	29,51	34,88	35,77	24,36	36,59	32,23
		1,00	11,15	11,80	9,34	15,78	8,43	7,44	10,66
		0,50	6,71	9,53	2,97	8,77	4,20	5,85	6,34
		0,25	5,21	7,66	2,09	5,23	4,96	6,88	5,34
		0,105	3,53	4,20	1,75	2,96	2,18	2,24	2,81
		0,053	1,05	1,34	0,66	0,84	1,35	2,19	1,24
		<0,053	1,59	1,60	1,20	1,21	1,48	0,92	1,33
FA	10-15	4,76	39,41	31,41	44,58	41,19	40,98	52,76	41,72
		2,00	32,23	30,91	35,68	37,20	24,02	23,39	30,57
		1,00	10,68	13,51	5,57	8,89	10,28	6,77	9,28
		0,50	7,24	8,13	5,11	4,57	8,11	3,98	6,19
		0,25	4,53	7,40	3,62	3,02	7,78	4,59	5,16
		0,105	4,65	5,45	2,94	2,89	5,13	4,51	4,26
		0,053	-0,05	2,02	1,26	1,03	1,56	1,83	1,27
		<0,053	1,30	1,18	1,24	1,21	2,15	2,15	1,54

Apêndice 2. Densidade do solo (DS), teores e estoques de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-15 cm de um Neossolo Litólico sob campo nativo pastejado há um ano (1SF) e há 23 anos (23SF) sem ação do fogo e sob floresta de Araucária (FA).

Ambiente	Profundidade	DS	COT	COT	NT	NT
	cm	g cm ⁻³	g kg ⁻¹ solo	Mg ha ⁻¹	g kg ⁻¹ solo	Mg ha ⁻¹
1SF	0 - 5	0,82	84,10	34,32	5,60	2,29
1SF	0 - 5	0,82	84,60	34,54	5,90	2,41
1SF	0 - 5	0,81	88,60	35,75	5,70	2,30
1SF	5 - 10	0,80	75,40	30,24	4,60	1,84
1SF	5 - 10	0,82	75,90	31,07	5,10	2,09
1SF	5 - 10	0,81	76,10	30,76	4,90	1,98
1SF	10-15	0,87	65,50	28,37	3,80	1,65
1SF	10-15	0,83	74,10	30,75	4,30	1,78
1SF	10-15	0,91	71,70	32,48	5,40	2,45
23SF	0 - 5	0,73	83,10	30,33	5,40	1,97
23SF	0 - 5	0,86	81,20	34,83	6,40	2,75
23SF	0 - 5	0,73	77,90	28,42	4,70	1,71
23SF	5 - 10	0,86	68,00	29,24	4,80	2,06
23SF	5 - 10	0,90	61,90	27,75	4,70	2,11
23SF	5 - 10	0,84	64,30	26,91	5,30	2,22
23SF	10 - 15	0,90	61,40	27,56	4,10	1,84
23SF	10 - 15	0,95	53,70	25,62	3,90	1,86
23SF	10 - 15	0,87	58,80	25,54	3,40	1,48
FA	0 - 5	0,73	128,10	46,67	8,60	3,13
FA	0 - 5	0,72	132,50	47,85	8,60	3,11
FA	0 - 5	0,64	144,00	46,08	9,40	3,01
FA	5 - 10	0,74	90,10	33,27	6,10	2,25
FA	5 - 10	0,81	99,90	40,24	6,40	2,58
FA	5 - 10	0,70	113,30	39,53	7,90	2,76
FA	10 - 15	0,74	89,00	32,77	6,90	2,54
FA	10 - 15	0,77	92,10	35,48	6,30	2,43
FA	10 - 15	0,70	95,10	33,16	6,30	2,20

Apêndice 3. Teores e estoques de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) na frações físicas da MOS (FLL, FLO e FP) nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm de um Neossolo Litólico sob campo nativo pastejado há um ano (1SF) e há 23 anos (23SF) sem ação do fogo e sob floresta de Araucária (FA).

Ambiente	Prof	Rep	C da FLL		N da FLL		C da FLO		N da FLO		C FP		N FP	
			g kg ⁻¹ solo	Mg ha ⁻¹	g kg ⁻¹ solo	Mg ha ⁻¹	g kg ⁻¹ solo	Mg ha ⁻¹	g kg ⁻¹ solo	Mg ha ⁻¹	g kg ⁻¹ solo	Mg ha ⁻¹	g kg ⁻¹ solo	Mg ha ⁻¹
1SF	0 - 5	1	1,68	0,61	0,06	0,02	19,08	6,96	1,10	0,40	63,35	23,12	4,44	1,62
1SF	0 - 5	2	1,67	0,72	0,04	0,02	25,04	10,74	1,48	0,64	57,89	24,83	4,37	1,88
1SF	0 - 5	3	1,72	0,63	0,08	0,03	21,78	7,94	1,22	0,44	65,10	23,75	4,41	1,61
1SF	5 - 10	1	0,44	0,19	0,02	0,01	10,26	4,41	0,61	0,26	64,70	27,82	3,97	1,71
1SF	5 - 10	2	0,56	0,25	0,03	0,01	10,51	4,71	0,58	0,26	64,82	29,06	4,49	2,01
1SF	5 - 10	3	0,78	0,33	0,04	0,01	10,29	4,31	0,56	0,23	65,03	27,22	4,31	1,80
23SF	0 - 5	1	3,99	1,46	0,20	0,07	14,32	5,23	0,90	0,33	64,79	23,65	4,30	1,57
23SF	0 - 5	2	3,55	1,52	0,13	0,06	11,23	4,82	0,65	0,28	66,42	28,49	5,62	2,41
23SF	0 - 5	3	3,58	1,31	0,22	0,08	11,12	4,06	0,81	0,30	63,20	23,05	3,67	1,34
23SF	5 - 10	1	1,80	0,77	0,04	0,02	12,06	5,19	0,61	0,26	54,14	23,28	4,15	1,79
23SF	5 - 10	2	1,76	0,79	0,06	0,03	12,01	5,38	0,62	0,28	48,13	21,58	4,02	1,80
23SF	5 - 10	3	2,71	1,14	0,06	0,03	13,31	5,57	0,66	0,28	48,27	20,20	4,58	1,92
FA	0 - 5	1	28,16	10,28	1,36	0,50	33,47	12,22	1,84	0,67	66,47	24,26	5,40	1,97
FA	0 - 5	2	28,47	12,21	1,24	0,53	37,63	16,14	2,13	0,91	66,39	28,48	5,24	2,25
FA	0 - 5	3	27,28	9,95	2,06	0,75	35,01	12,77	1,93	0,70	81,71	29,81	5,41	1,97
FA	5 - 10	1	2,26	0,97	0,14	0,06	22,65	9,74	1,29	0,55	65,19	28,03	4,67	2,01
FA	5 - 10	2	2,01	0,90	0,09	0,04	28,16	12,62	1,74	0,78	69,73	31,26	4,57	2,05
FA	5 - 10	3	1,98	0,83	0,12	0,05	21,00	8,79	1,39	0,58	90,32	37,80	6,39	2,67