UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CÂMPUS JABOTICABAL

VARIABILIDADE DA EMISSÃO DE CO_2 E ATRIBUTOS DO SOLO EM PASTAGEM E SISTEMA SILVIPASTORIL

Deise Cristina Santos Nogueira
Engenheira Agrônoma

2021

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CÂMPUS JABOTICABAL

VARIABILIDADE DA EMISSÃO DE CO_2 E ATRIBUTOS DO SOLO EM PASTAGEM E SISTEMA SILVIPASTORIL

Discente: Deise Cristina Santos Nogueira

Orientador: Prof. Dr. Alan Rodrigo Panosso

Coorientador: Prof. Dr. José Marques Júnior

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Campus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção de título de Doutora em Agronomia (Ciência do Solo)

2021

N778v

Nogueira, Deise Cristina Santos
Variabilidade da emissão de CO2 e atributos do solo em pastagem e sistema silvipastoril / Deise Cristina Santos Nogueira. -- Jaboticabal, 2021
164 f. : tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal
Orientador: Alan Rodrigo Panosso
Coorientador: José Marques Júnior

1. Agricultura sustentável. 2. Análise espacial (Estatística). 3. Capineira. 4. Gases estufa. 5. Seqüestro de carbono. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Jaboticabal

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: VARIABILIDADE DA EMISSÃO DE CO_2 E ATRIBUTOS DO SOLO EM PASTAGEM E SISTEMA SILVIPASTORIL

AUTORA: DEISE CRISTINA SANTOS NOGUEIRA
ORIENTADOR: ALAN RODRIGO PANOSSO
COORIENTADOR: JOSÉ MARQUES JUNIOR

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em AGRONOMIA (CIÊNCIA DO SOLO), pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. ALAN RODRIGO PANOSSO (Participaçao Virtual)
Departamento de Engenharia e Ciências Exatas / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal - UNESP

Prof. Dr. NEWTON LA SCALA JUNIOR (Participaçao Virtual) p/
Departamento de Engenharia e Ciências Exatas (DECEx) / FCAV / UNESP - Jaboticabal

Prof. Dr. EDUARDO BARRETTO DE FIGUEIREDO (Participaçao Virtual) p/
UFSCAR / Araras/SP

Prof. Dr. ZIGOMAR MENEZES DE SOUZA (Participaçao Virtual) p/
Departamento de Água e Solo / Universidade Estadual de Campinas - Campinas/SP

Dr. DIEGO SILVA SIQUEIRA (Participaçao Virtual) p/
Agrônomo Autônomo - Núcleo de Inovação Tecnológica (NIT) - Supera Parque / Ribeirão Preto/SP

Jaboticabal, 28 de junho de 2021

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

DEISE CRISTINA SANTOS NOGUEIRA – Filha de Wilson Leite Nogueira e Rosa Helena dos Santos Nogueira, nasceu em 17 de julho de 1984 no município de Ituverava – SP. Cursou Agronomia na Faculdade “Doutor Francisco Maeda”. Em fevereiro de 2017, obteve o título de mestre em Agronomia com ênfase em Ciência do Solo pela FCAV- Unesp, câmpus de Jaboticabal – SP. Em março de 2017, iniciou o curso de Doutorado em Agronomia com ênfase em Ciência do Solo pela FCAV-Unesp, câmpus de Jaboticabal – SP, sendo bolsista da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (2017/17532-6), desenvolvendo o projeto intitulado “Mineralogia da fração argila na estimativa e mapeamento da emissão de CO_2 no cerrado do Mato Grosso do Sul”. Foi estagiária pela Universidade da Coruña, Espanha, no período de agosto de 2020 a fevereiro de 2021 para desenvolver o projeto intitulado “Análise Multifractal da emissão de CO_2 e atributos do solo em sistema silvipastoril e pastagem renovada”, com bolsa de estudos concedida pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (2019/21995-7). Em junho de 2021, obteve o título de doutora em Agronomia com ênfase em Ciência do Solo.

A vida é um caminho longo, onde você é mestre e aluno; algumas vezes você ensina, e todos os dias você aprende.

Autor Desconhecido

“De longe, o melhor prêmio que a vida tem a oferecer é a chance de trabalhar duro em algo que valha a pena”

Theodore Roosevelt

DEDICO

Aos meus pais, Wilson Leite Nogueira e Rosa Helena dos Santos Nogueira, pelo dom da vida e por todo amor a mim dado e por nunca medirem esforços para que eu pudesse concluir meus estudos, por sempre acreditarem em mim e serem minha força nos momentos de dificuldade.

Eu amo vocês!

OFEREÇO

Aos meus irmãos Vanessa e Wilson.

AGRADECIMENTOS

A Deus pelo dom da vida, pelas oportunidades a mim ofertadas e pela força que vem me dando para concluir cada etapa da minha vida.

Aos meus pais, Wilson Leite Nogueira e Rosa Helena dos Santos Nogueira, por sempre estarem ao meu lado e apoiarem de forma sábia cada decisão durante minha jornada.

Aos meus irmãos, Vanessa e Wilson, que sempre buscaram me ajudar da melhor forma possível para que eu concretizasse meus sonhos.

Ao Professor Alan Rodrigo Panosso por ter me aceito como orientanda e por todas as belas oportunidades que encontrei sob sua orientação, por toda paciência diante das minhas falhas, por todos os ensinamentos que pôde me transmitir durante essa jornada do doutorado, sempre com muita paciência e sabedoria e por ter me demonstrado que o conhecimento só é válido quando o usamos para auxiliar as pessoas e que, acima de um bom profissional, devemos ser antes de tudo um excelente ser humano. Muito obrigada, professor!

Ao professor José Marques Júnior pela coorientação durante o doutorado, pelo conhecimento transmitido que somente aumentou minha paixão pela Ciência do solo, mas acima de tudo o meu interesse pela mineralogia do solo e por mais uma vez ter disponibilizado o laboratório para que eu pudesse realizar minhas análises. Obrigada, professor!

Ao professor Antônio Paz González pela orientação durante o período de estágio na Universidade da Coruña, pelos ensinamentos a mim transmitidos e por toda ajuda a mim ofertada durante o período de estágio na Espanha.

Ao professor Rafael Montanari por toda ajuda ofertada durante o período em que estive em Ilha Solteira e por ter disponibilizado o uso do laboratório para as análises de solo além da ajuda nas análises com a geoestatística. Obrigada, professor!

À pesquisadora Deborah Milori por ter disponibilizado o laboratório da Embrapa Instrumentação para a realização das análises.

À professora Mara Cruz por ter me socorrido com produtos de laboratório durante as análises de solo.

Aos professores Gener Tadeu Pereira e Newton La Scala Júnior por terem contribuído para a melhoria da Tese como membros do exame geral de qualificação.

Aos professores membros da banca de defesa Newton La Scala Júnior, Diego Siqueira, Eduardo Barretto de Figueiredo e Zigomar Menezes pelas considerações sugeridas para a melhoria da tese.

Às funcionárias do Departamento de Ciências Exatas, Zezé e Adriana por toda gentileza e educação a mim prestadas.

Ao Diego Pereira da Silva por toda ajuda oferecida sem a qual eu não teria conseguido realizar parte do trabalho de campo.

Aos meus queridos amigos Ludhanna Veras, Maria Elisa Vicentini e Paulo Alexandre por nunca medirem esforços para me ajudar, seja no trabalho de campo, no laboratório e nas dúvidas com as análises estatísticas.

À Kathleen Fernandes e Priscila Miranda pela amizade e pela disposição em me ajudar sempre que eu precisava.

Ao jovem amigo Darlan pela ajuda no trabalho de campo, mas, acima de tudo, pela amizade!

Aos funcionários da Fazenda experimental da Unesp de Ilha Solteira, Srs. Walter, Juliano e César por sempre estarem dispostos a me ajudar durante os trabalhos de campo conduzidos em Ilha Solteira.

À Bruna, Kathleen, Renata e Ludhanna por disponibilizarem a casa de vocês para o meu descanso durante o período das aulas.

Aos amigos que pude encontrar e que trouxeram mais leveza durante o doutorado, Tati girl, Priscila Miranda, Milene, Naum, Ellen, José, Simone, Clariana, Denise e Chris.

Ao meu querido namorado Marcus Vinícius Nakazone, amor meu, por sempre tentar me mostrar o lado positivo dos acontecimentos da vida e por ter trazido mais leveza a minha vida desde que nos conhecemos e por ter sido minha força durante a estadia na Espanha!!!

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de financiamento 001.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo pela concessão da bolsa de estudos (processo nº 2017/17532-6), assim como pela concessão da BEPE (processo 2019/ 21995-7).

A todas as pessoas que contribuíram para a realização desse trabalho de maneira direta ou indireta... Muito obrigada!!!!

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS iii
LISTA DE TABELAS vi
RESUMO viii
ABSTRACT ix
CAPÍTULO 1 - Considerações Gerais 1
1.1 Introdução 1
1.2 Revisão De Literatura 2
1.2.1 Sistema silvipastoril e as mudanças climáticas 2
1.2.2 Emissão de CO_2 e sua relação com os atributos do solo 6
1.2.3 Variabilidade espacial da emissão de CO_2 no solo. 8
1.2.4 Análise multifractal 9
1.3 Referências 12
CAPÍTULO 2 – Emissão De CO_2 E Sua Relação Com Os Atributos Do Solo No Cerrado Da Região Do Mato Grosso Do Sul 18
2.1 Introdução 20
2.2 Material E Métodos 23
2.2.1 Descrição das áreas experimentais 23
2.2.2 Leitura da emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo. 24
Figura 4. Precipitação e Temperatura durante o período de avaliação nas áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril, localizadas no município de Selvíria, MS. 26
2.2.3 Determinação dos atributos químicos e físicos do solo 26
2.2.4 Determinação da mineralogia do solo 27
2.2.5 Grau de humificação da matéria orgânica do solo (H_{LIFS}) 28
2.2.6 Análises estatísticas 29
2.3 Resultados E Discussão 31
2.3.1 Variabilidade espacial da emissão de CO_2 e atributos do solo 47
2.4 Conclusão 68
2.5 Referências 68

CAPÍTULO 3 – Análise Multifractal Da Emissão De CO_2 Em Área De Pastagem Degradada E Sistema Silvipastoril 79
3.1 Introdução 80
3.2 Material E Métodos 83
3.2.1 Descrição das áreas experimentais 83
3.2.2 Determinação da emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo. 84
3.2.3 Determinação dos atributos químicos e físicos do solo 84
3.2.4 Determinação da susceptibilidade magnética do solo 86
3.2.5 Grau de humificação da matéria orgânica do solo (H_{LIFS}) 87
3.2.6 Análises Estatísticas 87
3.2.7 Análise Multifractal 88
3.2.8 Análise Multifractal conjunta 93
3.3 Resultados E Discussão 95
3.3.1 Análise Multifractal 98
3.3.2 Análise Multifractal Conjunta 113
3.4 Conclusão 122
3.5 Referências 123
CAPÍTULO 4 -CONSIDERAÇÕES FINAIS 133
APÊNDICE 132

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1 - Considerações Gerais

Figura 1. Gráfico da emissão de CO_2 por setor produtivo.....4

Figura 2. Espectro multifractal de uma variável com comportamento multifractal (a), espectro multifractal de uma variável com comportamento monofractal (b), gráfico da dimensão generalizada de uma variável com comportamento multifractal (c). 11

Figura 3. Espectro multifractal da distribuição conjunta de duas variáveis com forte correlação (a) e ausência de correlação (b).....12

CAPÍTULO 2– Emissão De CO_2 E Sua Relação Com os Atributos Do Solo No Cerrado Da Região Do Mato Grosso Do Sul

Figura 1. Mapa da localização das áreas de estudo.....23

Figura 2. Demonstração das áreas de pastagem degradada (a) e sistema silvipastoril (b).....24

Figura 3. Sistema Licor (a), termômetro para medir a temperatura do solo (b) e TDR (c) para medir a umidade do solo nas áreas de estudo.....25

Figura 4. Precipitação e Temperatura durante o período de avaliação nas áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril.....26

Figura 5. Aparelho de Bartington MS2 para a leitura da susceptibilidade magnética 28

Figura 6. Gráfico dos componentes principais CP1 e CP2 na camada de 0,00-0,10 m contendo as variáveis: Teor de argila, Teor de areia, macroporosidade do solo (Macro), microporosidade do solo (Micro), estoque de carbono (EC), porosidade livre de água (PLA), ferro extraído por ditionito-citrato-bicarbonato(Fed), ferro extraído por oxalato ácido de amônio (Feo), susceptibilidade magnética (SM),grau de humificação da matéria orgânica do solo (H_{LIFS}), densidade do solo (Ds), Emissão de CO_2 no solo *(*FCO_2), soma de bases do solo (SB).....39

Figura 7. Gráfico dos componentes principais CP1 e CP2 na camada de 0,30-0,40 m contendo as variáveis: Teor de argila, Teor de areia, macroporosidade do solo (Macro), microporosidade do solo (Micro), estoque de carbono (EstC), porosidade total (PT) do solo, ferro extraído por ditionito citrato-bicarbonato (Fed), ferro extraído por

oxalato ácido de amônio (Feo), susceptibilidade magnética (SM), densidade do solo (Ds), grau de humificação da matéria orgânica do solo (H_{LIFS}).. 43
Figura 8. Valores médios diários da emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo com barra de erro padrão da média durante os 255 dias de avaliação nas áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril 45
Figura 9. Gráficos da regressão linear e quadrática expressando as relações entre as variáveis emissão de CO_2 no solo (FCO_2), temperatura do solo (Ts) e umidade do solo (Us) nas áreas de pastagem degradada (PDr) e sistema silvipastoril (SSP).....47
Figura 10. Modelos de semivariogramas para a emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo na pastagem degradada.....50
Figura 11. Modelos de semivariogramas para a emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo no sistema silvipastoril.....51
Figura 12. Mapas da variabilidade espacial da emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo na pastagem degradada.....55
Figura 13. Mapas da variabilidade espacial da emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo no sistema silvipastoril..... 56
Figura 14. Semivariogramas experimentais dos atributos do solo na camada de 0,00-0,10 m das áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril..... 58
Figura 15. Mapas da variabilidade espacial da emissão de CO_2 e atributos do solo na camada de 0,00 – 0,10 m na área da pastagem degradada. 64
Figura 16. Mapas da variabilidade espacial da emissão de CO_2 e dos atributos do solo na camada de 0,00 – 0,10 m na área do Sistema Silvipastoril..... 65

CAPÍTULO 3 – Análise Multifractal Da Emissão De CO_2 Em Área De Pastagem Degradada E Sistema Silvipastoril

Figura 1. Mapa de localização das áreas de estudo no município de Selvíria, MS. . 84
Figura 2. Aparelho de Bartington MS2 para a leitura da susceptibilidade magnética. 87
Figura 3. Exemplo de um gráfico t(q) versus q com as variáveis apresentado comportamento monofractal e multifractal (Zeleke e Si, 2005). 90
Figura 4. Gráficos da função de partição da emissão de CO_2 nas áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril. 99

Figura 5. Gráficos da dimensão generalizada da emissão total de CO_2 e atributos do solo na área de pastagem degradada e sistema silvipastoril na camada de 0,00- 0,10 m. 104
Figura 6. Espectros multifractais da Emissão Total de CO_2 e atributos do solo nas áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril na camada de 0,00 - 0,10 m. 107
Figura 7. Espectro multifractal da distribuição conjunta (joint multifractal) da emissão total de CO_2 no solo (eixo horizontal) e as variáveis do solo (eixo vertical) na área de pastagem degradada (PDr) e sistema silvipastoril (SSP) na camada de 0,00 – 0,10 m. 114

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 2– Emissão De CO_2 E Sua Relação Com Os Atributos Do Solo No Cerrado Da Região Do Mato Grosso Do Sul

Tabela 1. Estatística descritiva da emissão total de CO_2, umidade e temperatura do solo no período de maio a outubro de 2018, estoque de carbono, grau de humificação da matéria orgânica, constante de decaimento do carbono no solo, atributos químicos e físicos na camada de 0,00-0,10m das áreas de Sistema Silvipastoril e Pastagem Degradada. 34

Tabela 2. Estatística descritiva do estoque de carbono do solo, grau de humificação da matéria orgânica do solo, atributos químicos e físicos na camada de 0,30-0,40m das áreas do Sistema Silvipastoril e Pastagem Degradada. 35

Tabela 3. Correlação entre a emissão de gás carbono no solo (FCO_2), estoque de carbono do solo (EC), grau de humificação da matéria orgânica (H_{LIFS}) e os atributos do solo na camada de 0,00- 0,10 m com os componentes principais (CP1 e CP2) nas áreas do sistema silvipastoril (SSP) e pastagem degradada (PDr).....37

Tabela 4. Correlação entre o estoque de carbono (EstC), grau de humificação da matéria orgânica (H_{LIFS}) e os atributos do solo em CP1 e CP2 na camada de 0,30 - 0,40 m nas áreas do sistema silvipastoril (SSP) e pastagem degradada (PDr).....41

Tabela 5. Modelos e estimativas dos parâmetros ajustados aos semivariogramas experimentais para a emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo para os dias de avaliados no ano de 2018 na área da pastagem degradada.....48

Tabela 6. Modelos e estimativas dos parâmetros ajustados aos semivariogramas experimentais para a emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo para os dias de avaliados no ano de 2018 na área do sistema silvipastoril.....49

Tabela 7. Coeficientes de correlação espacial entre a emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo na área da pastagem degradada.....54

Tabela 8. Coeficientes de correlação espacial entre a emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo na área do sistema silvipastoril..... 54

Tabela 9. Modelos e parâmetros dos semivariogramas experimentais ajustados para a emissão total de CO_2 e os atributos do solo na área de pastagem degradada.....57

Tabela 10. Modelos e parâmetros de variogramas experimentais ajustados para os atributos do solo na área do sistema silvipastoril (SSP).....61

Tabela 11. Coeficientes de correlação espacial entre a emissão de CO_2 (ET) e os atributos do solo na área da pastagem degradada (PDr) na camada de 0,00 – 0,10 m. 63

Tabela 12. Coeficientes de correlação espacial entre a emissão de CO_2 (ET) e os atributos do solo na área do sistema silvipastoril (SSP) na camada de 0,00 – 0,10 m. 63

CAPÍTULO 3 – Análise Multifractal Da Emissão De Co_2 Em Área De Pastagem Degradada E Sistema Silvipastoril

Tabela 1. Estatística descritiva da emissão total de CO_2 e atributos do solo nas áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril na camada de 0,00-0,10 m. 97

Tabela 2. Parâmetros multifractais obtidos a partir do gráfico da dimensão generalizada nas áreas de pastagem degradada (PDr) e sistema silvipastoril (SSP). 101

Tabela 3. Parâmetros do espectro de singularidade da emissão total de CO_2 e atributos do solo na área de pastagem degradada (PDr) e sistema silvipastoril (SSP) na camada de 0,00 - 0,10 m. 110

Tabela 4. Coeficiente de correlação em escala simples (ES), escala múltipla ($_{EM}$) e valores negativos da escala múltipla ($_{EM_ng}$) entre a emissão total de CO_2 (ET) e os atributos do solo na área do sistema silvipastoril (SSP) e pastagem degradada (PDr). 118

VARIABILIDADE DA EMISSÃO DE CO_2 E ATRIBUTOS DO SOLO EM PASTAGEM E SISTEMA SILVIPASTORIL

RESUMO- As práticas agrícolas em conjunto com fatores e processos de formação do solo influenciam a dinâmica do carbono, resultando, assim, em diferentes intensidades nas taxas de emissão de CO_2 do solo. Dessa forma, a adoção de sistemas mais conservacionistas, além de auxiliar na redução das emissões de CO_2, também atende ao pedido internacional para a produção de alimentos de maneira mais sustentável, garantindo a segurança alimentar mundial. O presente trabalho tem como objetivo avaliar a dinâmica do carbono em áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril com diferentes texturas e composição mineralógica. O estudo foi conduzido em áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril localizadas no município de Selvíria – MS. As leituras da emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo foram conduzidas de maio a outubro de 2018 para o estudo da variabilidade temporal e espacial dessas variáveis. Foram coletadas amostras deformadas e indeformadas de solo na camada de 0,00 – 0,10 m e 0,30 – 0,40 m para realizar as análises físicas e químicas do solo. Os dados foram analisados pela estatística clássica, geoestatística e análise multifractal simples e multifractal conjunta. Os resultados demonstraram que a emissão de CO_2 diferiu entre as áreas de estudo. Os maiores valores de umidade do solo e emissão de CO_2 foram observados no sistema silvipastoril ao longo do período de avaliação, contudo a temperatura do solo não foi diferente entre os sistemas. A variabilidade espacial da emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo foi mais homogênea na pastagem degradada. Os maiores teores de argila e maior concentração de óxidos de ferro observados no sistema silvipastoril resultaram nas menores perdas de carbono, uma vez que o carbono permaneceu mais tempo no solo, resultando, assim, em maior estoque de carbono nessa área em relação à pastagem degradada. Além disso, neste sistema, ocorreu maior inserção de material orgânico, visto que o grau de humificação da matéria orgânica foi menor em relação à pastagem degradada. No sistema silvipastoril, o estoque de carbono e o grau de humificação da matéria orgânica apresentaram maior variabilidade espacial em relação à pastagem degradada. A emissão de CO_2 apresentou comportamento distinto em diferentes escalas nas duas áreas de estudo. A emissão de CO_2 e os atributos do solo apresentaram processos semelhantes em diferentes escalas. A inclusão da textura e da mineralogia do solo aliadas à adoção de práticas agrícolas mais conservacionistas auxiliaram no melhor entendimento para identificar quais áreas agrícolas apresentaram maior capacidade para estocar carbono em seus solos, tornando-se assim aliadas na redução das emissões de CO_2 do solo. Dessa forma, sistemas com maior teor de argila e mineralogia com maior predomínio de óxidos de ferro aliados a maior inserção de material orgânico e pouco revolvimento do solo como o sistema silvipastoril tenderam a ser acumuladores de carbono, reduzindo as perdas de carbono via emissões de CO_2 no solo.

Palavras chave: agricultura sustentável, análise espacial (estatística), capineira, gases estufa, sequestro de carbono

VARIABILITY OF CO_2 EMISSION AND SOIL ATTRIBUTES IN PASTURE AND SILVOPASTORAL SYSTEM

ABSTRACT- Agricultural practices interact with soil formation factors and processes to influence carbon dynamics and soil CO_2 emission rates. Conservation systems can leverage this relationship to meet global food production requirements while reducing CO_2 emissions, thus ensuring global food security in a sustainable way. This study aims to evaluate the carbon dynamics in areas of degraded pasture and silvopastoral system with different textures and mineralogical composition. The study was conducted in areas of degraded pasture and silvopastoral system located in Selvíria - MS, Brazil. Measurements of CO_2 emission, temperature and soil moisture were conducted from May to October 2018 to study the temporal and spatial variability of these variables. Deformed and undisturbed soil samples were collected in the 0.00 - 0.10 m and 0.30 m - soil layer to perform physical and chemical soil analyses. The data were analyzed by classical statistics, geostatistics and simple multifractal analysis and joint multifractal. The results showed that CO_2 emission differed between the study areas. The highest values of soil moisture and CO_2 emission were observed in the silvopastoral system throughout the evaluation period, however the soil temperature was not different between the study areas. The spatial variability of CO_2 emission, soil temperature and moisture was more homogeneous in degraded pasture. The higher clay contents and higher concentration of iron oxides observed in the silvopastoral system resulted in lower carbon losses, since carbon remained longer in the soil, thus resulting in a higher carbon stock in this area in relation to degraded pasture. Moreover, in this system, there was a higher insertion of organic material, since the degree of humification of organic matter was lower in relation to degraded pasture. In the silvopastoral system, the carbon stock and the degree of humification of organic matter showed greater spatial variability in relation to degraded pasture. CO_2 emission showed different behavior at different scales in the two study areas. CO_2 emissions and soil attributes presented similar processes at different scales. The inclusion of soil texture and mineralogy combined with the adoption of more conservationist agricultural practices helped in the better understanding to identify which agricultural areas presented the highest capacity to stock carbon in their soils, thus becoming allied in the reduction of soil CO_2 emissions. Thus, soil with higher clay and mineralogy content with a higher predominance of iron oxides combined with higher addition of organic material and little soil revolving such as the silvopastoral system tended to be carbon accumulators, reducing carbon losses via CO_2 emissions in the soil.

Key words: sustainable agriculture, spatial analysis (statistics), grass, gree housegases, carbon sequestration

CAPÍTULO 1 - CONSIDERAÇÕES GERAIS

1.1 Introdução

Os sistemas de produção agrícolas desempenham um papel importante na segurança alimentar já que produzirão alimentos para uma população mundial que deve atingir 9 bilhões de pessoas até 2050 (UNFPA 2012). Um dos problemas relacionados à segurança alimentar advém do aumento na concentração de gases de efeito estufa, como o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O). O aumento na concentração desses gases está diretamente relacionado às mudanças climáticas, podendo assim impactar na segurança alimentar, pois podem atenuar enchentes, secas, além da contaminação do solo e da água, dentre outras mudanças (Tirado et al., 2010).

O Brasil desempenha um importante papel nesse cenário, já que apresenta a maior fronteira agrícola do mundo compreendida entre os biomas Cerrado e Amazonas - que apresentam, respectivamente, 400 e 200 milhões de hectares (Carvalho et al., 2010; Probio 2004). Diante dessa extensão agrícola, o Brasil se destaca na pecuária de corte, sendo o maior exportador de carne bovina do mundo (ABIEC 2013), apresentando assim uma área com mais de 158 milhões de hectares destinadas à pastagem (IBGE 2017). Esta extensão de áreas destinadas à pastagem reflete o baixo investimento na manutenção dessas áreas que, na maioria das vezes, quando ocorre, é destinado somente aos animais (Millen e Arrigoni, 2013). Assim, como resultado do aumento da produção de carne bovina juntamente com a ausência de tratos culturais relativos à manutenção das áreas destinadas à pastagem cerca de 70 % dessas áreas apresentam algum grau de degradação (Galdino et al., 2016). Nesse cenário, ou seja, produção em pastagens degradadas, vários trabalhos têm enfatizado que sob essa condição ocorre menor inserção de carbono no solo, resultando assim no aumento das emissões de CO_2 (Carvalho et al., 2010; Figueiredo et al., 2017; Segnini et al., 2019).

Diante das pressões internacionais para a adoção de sistemas mais sustentáveis, o governo brasileiro lançou em 2012 o Plano Brasileiro para Mitigação e Adaptação às Mudanças Climáticas (plano ABC), com o intuito de recuperar áreas

degradadas até o ano de 2020. Esse plano visa a adoção de sistemas agrícolas que promovem maior inserção de carbono no solo, aumentando, assim, a sua capacidade como sumidouro de carbono.

Um dos sistemas agrícolas que vem se destacando em meio a essa nova realidade do governo brasileiro é o sistema agroflorestal. E, dentre ele, está o sistema silvipastoril. Nesse sistema, o consórcio entre diferentes espécies de plantas, assim como a redução no revolvimento do solo, vem promovendo um uso mais consciente das áreas agrícolas, sendo considerado um grande aliado na recuperação de solos degradados. Vários trabalhos destacam os efeitos positivos que os sistemas agroflorestais promovem no solo, salientando o seu potencial em acumular carbono (Cerda et al., 2019), além da redução nas taxas de erosão do solo (Fonte et al., 2010). Assim, devido à constante adição de diferentes fontes de material orgânico tanto em superfície quanto em profundidade, isso resulta no aumento de estoque de carbono dessas áreas. Nessa condição, tendem a caracterizar–se como sumidouros de carbono, tornando-se grandes aliados nas práticas redutoras da emissão de gases de efeito estufa.

1.2 REVISÃO DE LITERATURA

1.2.1 Sistema silvipastoril e as mudanças climáticas

As mudanças climáticas resultam do aumento das concentrações dos gases de efeito estufa, dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) na atmosfera, sendo uma ameaça aos ecossistemas, assim como à segurança alimentar da população mundial (IPCC, 2020).

Segundo o 8º relatório publicado pelo Sistema de Estimativa de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG, 2020) em 2019 o Brasil emitiu 2,17 bilhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente configurando um aumento de 9,6 % das emissões observadas em 2018; sendo estas emissões associadas às atividades de mudança do uso da terra (968 milhões toneladas de CO_2e), ela se configura como sendo a maior responsável pelas emissões de CO_2 no Brasil (44% das emissões totais) seguida pelas atividades relacionas à agropecuária (.598,7

toneladas de CO_2e) que representam 28 % das emissões totais de CO_2 fortemente relacionada ao rebanho de bovinos. Esse mesmo relatório reportou que as maiores emissões no setor agropecuário foram oriundas da fermentação entérica dos bovinos (61,1% das emissões totais) seguidas pelo uso e deposição de dejetos de bovinos de corte no solo (24,8 % das emissões totais) e uso de fertilizantes sintéticos (17,4 % das emissões totais). As emissões provenientes das mudanças do uso da terra estão relacionadas à perda de carbono do solo via aumento nas emissões de CO_2 para a atmosfera, como consequência do aumento das áreas degradadas e desmatamento da Amazônia (SEEG, 2020). No entanto, a forma como os solos são manejados está intimamente relacionada a sua capacidade em mitigar ou emitir CO_2. O preparo do solo, ao romper os agregados, expõe o carbono, que antes era protegido no interior desse agregado ao processo de decomposição via atividade microbiana (Oades, 1994; Elliot, 1986) resultando no aumento das emissões de CO_2.

Quando são analisadas as emissões globais, o Brasil é responsável por 3,2 % das emissões totais, configurando assim o sexto maior emissor de gases de efeito estufa. As mudanças climáticas oriundas da maior concentração desses gases de efeito estufa promovem o aumento da temperatura, mudanças nos padrões de precipitações e aumento de eventos extremos, ameaçando, dessa forma, a segurança alimentar mundial (IPCC, 2020).

Atento ao apelo da comunidade internacional através do Acordo de Paris, onde se comprometeu em reduzir até 37% das emissões totais dos gases de efeito estufa até 2025, e pela proposta sugerida pela Organização das Nações Unidas, a Agenda 2030, que ressalta a importância da adoção de práticas sustentáveis como meio para minimizar os efeitos decorrentes das mudanças climáticas além da redução da pobreza mundial através dos Objetivos de desenvolvimento sustentáveis (ODS), o governo brasileiro adotou o plano ABC para promover uma agricultura mais sustentável por meio da implantação de sistemas agroflorestais com o objetivo de recuperar áreas degradadas auxiliando na mitigação dos impactos provenientes do aquecimento global.

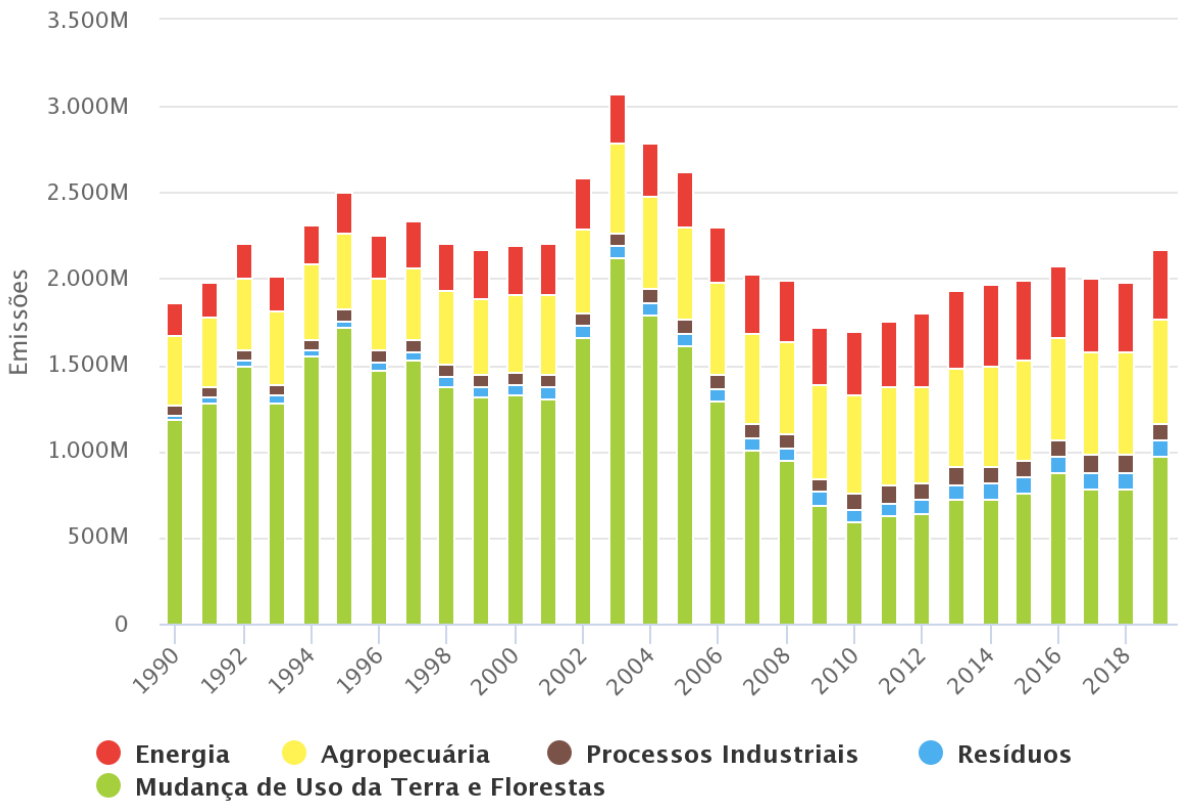


Figura 1. Gráfico das emissões de CO_2 por setor produtivo brasileiro (SEEG,2020).

A adoção de práticas agrícolas com uma pegada mais conservacionista, como os sistemas agroflorestais, pode promover os solos a mitigadores dos efeitos oriundos das mudanças climáticas visto que os solos são grandes reservatórios de carbono. Eles podem armazenar cerca de 2500 Gt de carbono - quantidade esta superior àquela armazenada na atmosfera (710 Gt) (Lal, 2004). Ainda, práticas agrícolas que promovem o aumento da matéria orgânica do solo, redução da erosão e melhor manejo de fertilizantes contribuem para a mitigação e adaptação as mudanças climáticas (IPCC,2020).

Segundo Nair (1991), há quatro grupos que se enquadram como sistemas agroflorestais, dentre esses, o sistema silvipastoril- que se caracteriza como a combinação de árvores com forrageiras e produção agropecuária. Segundo Baah-Acheamfour et al. (2017) e Stavi e Lal (2013), a relevância do sistema silvipastoril como mitigador dos efeitos promovidos pelas mudanças climáticas foi reconhecido pelo Protocolo de Kyoto desde 2007. Segundo Nair et al. (2010) sistemas silvipastoris, ao inserirem grandes quantidades de material orgânico tanto em camadas superficiais

quanto em camadas mais profundas, aumentam o estoque de carbono no solo e, consequentemente, auxiliam na redução das emissões de CO_2 na agricultura. Ainda, esses sistemas promovem a redução da perda do solo por erosão devido à deposição de material orgânico na camada superficial do solo, promovendo, assim, a melhoria da qualidade do solo (Partney 2011; López-Santiago et al., 2019).

O aumento na quantidade de raízes e a profundidade que estas alcançam devido à presença de árvores promovem um aumento na inserção de carbono no solo, além de melhorarem a estabilidade dos agregados, o que resulta em maior proteção do carbono em sistema silvipastoril(Upson e Burgess, 2013; Cardinael et al., 2015, Le Bissonnais et al., 2017). Ainda, a perda de carbono nesses sistemas é menor devido à redução no manejo do solo (Nair e Kraetz, 2004).

Estudos conduzidos por Kim et al. (2016) demonstraram que o sistema silvipastoril apresentou maior quantidade de carbono sequestrado quando comparado a outros sistemas agroflorestais. Segundo esses autores, a presença de árvores e pastagem contribui para a maior capacidade de sequestro de carbono no sistema silvipastoril.

Almeida et al.(2021) reportaram que a ausência de revolvimento do solo associada à cobertura deste pelo capim marandu e pela renovação do seu sistema radicular, além da adição constante de resíduo orgânico a partir das espécies de eucalipto, promoveu aumento no estoque de carbono em área sob sistema silvipastoril em relação a uma área de estrato regenerativo.

O sistema silvipastoril apresentou maior estoque de carbono em relação a uma área de pastagem nos trabalhos conduzidos por López-Santiago et al. (2018). De acordo com esses autores, a presença de árvores e arbustos no sistema silvipastoril colabora para o aumento do estoque de carbono nessa área em relação a pastagem.

1.2.2 Emissão de CO_2 e sua relação com os atributos do solo

A emissão de CO_2 no solo é um processo resultante da decomposição da matéria orgânica através da atividade microbiológica do solo, pois o carbono da matéria orgânica é a principal fonte de energia dos microrganismos do solo. A inserção de material orgânico ao solo está intimamente relacionada ao manejo adotado nas

áreas agrícolas. Sistemas agrícolas com características mais conservacionistas tendem a acrescentar maior quantidade de material orgânico ao solo, beneficiando assim, a ação dos microrganismos. Contudo, a atividade microbiana é fortemente influenciada pelos atributos do solo e, consequentemente, pela emissão de CO_2. Algumas características inerentes ao solo, como a sua textura e sua mineralogia, apresentam uma certa relação com a emissão de CO_2.

A textura do solo está relacionada a sua capacidade de proteger o carbono da decomposição pelos microrganismos, influenciando as taxas de emissão de CO_2 no solo. Solos de textura mais arenosa apresentam menor proteção física a matéria orgânica, resultado de um maior acesso desta pelos microrganismos (Bayer et al., 2000). Em contrapartida, solos argilosos e com maior presença de óxidos de ferro na sua composição promovem maior proteção física a matéria orgânica, ocasionando aumento na estabilidade do carbono (Roscoe e Buurman, 2003).

Ao analisarem a emissão de CO_2 em diferentes preparos do solo, Souza et al. (2019) observaram que um Latossolo com textura argilosa apresentou maiores taxas de emissão em relação a um Argissolo arenoso. Bahia et al. (2015) observaram que a emissão de CO_2 e o teor de ferro extraído por ditionito apresentaram relação direta. Ainda, esses autores observaram que a goethita apresentou correlação direta com a emissão de CO_2.

A relação entre a emissão de CO_2 e os minerais da fração argila também foi demonstrada nos trabalhos conduzidos por Leal et. (2015). Esses autores observaram que a emissão de CO_2 era maior em áreas com maior susceptibilidade magnética.

O sistema poroso do solo, que inclui a macro e microporosidade, auxilia no entendimento da emissão de CO_2, visto que é responsável pelo estoque e movimento de água e gás no solo (Wick et al., 2012). A densidade do solo e a porosidade livre de água também influenciam o comportamento da emissão de CO_2 no solo, pois são atributos diretamente relacionados a entrada de O_2 no solo que, por sua vez, regula a atividade de microrganismos aeróbicos, assim como a saída de CO_2 do solo que resulta da atividade microbiana (Moitinho et al., 2015). Bicalho et al. (2014) observaram que a emissão de CO_2 em área de cana -de -açúcar foi reduzida diante de altos valores de densidade do solo. Nessa condição, os autores afirmam que a entrada de O_2 é limitada, reduzindo a atividade microbiana do solo, o que resulta na

diminuição das taxas de CO_2. Vicentini et al. (2019) observaram que a emissão de CO_2 em floresta de pinus foi reduzida devido aos altos valores de densidade do solo e baixos valores de macroporosidade. Sob essas condições, Teixeira et al. (2012) afirmam que há uma redução na atividade microbiana e, consequentemente, na emissão de CO_2. Estudos conduzidos por Silva et al. (2019) observaram que as classes de poros influenciaram a emissão de CO_2 em diferentes sistemas de preparo do solo.

Na matéria orgânica, encontra-se parte do carbono orgânico do solo (Carvalho et al., 2010) e este é a principal fonte de energia da microbiota do solo. Assim o conhecimento sobre a dinâmica do carbono no solo é um ponto-chave para a compreensão do comportamento da emissão de CO_2 no solo. Panosso et al. (2011) conduziram um estudo em cana -de- açúcar e observaram que, em sistemas de cana crua, o carbono é mais disponibilizado para a atividade microbiana, visto que os valores do grau de humificação da matéria orgânica, H_{LIFS}, foram menores em relação ao sistema de cana queimada, sendo que o aumento nos valores de H_{LIFS} era seguido pela redução nas emissões de CO_2. Xavier et al. (2019) observaram que o aumento na humificação da matéria orgânica (H_{LIFS}) promove redução nas emissões de CO_2 em sistemas de sucessões entre culturas de verão e entressafra.

Vicentini et al. (2019) ao estudarem a emissão de CO_2 em áreas de reflorestamento, observaram que a emissão de CO_2 foi menor na área de Pinus e atribuíram essa menor emissão ao carbono mais humificado (maiores valores de H_{LIFS}) observado nessa área também.

Assim como a avaliação sobre a qualidade do carbono em sistemas agrícolas nos auxilia no entendimento sobre a emissão de CO_2, o estudo sobre o tempo de permanência do carbono no sistema solo é uma ferramenta de grande importância para identificarmos o potencial de sistemas agrícolas como sumidouro de carbono. Nesse sentido, o uso da constante de decaimento do solo, fator k, tem sido adotado em estudos para a auxiliar na compreensão sobre a emissão de CO_2 no solo. Silva et al. (2020) observaram que as áreas onde o fator k é menor apresentaram menores valores de emissão de CO_2 e maiores valores no estoque de carbono, indicando que áreas agrícolas que apresentem essas caraterísticas podem ser consideradas sumidouro de carbono.

Estudos conduzidos por Moitinho et al. (2021) observaram que sistemas de produção de cana-de-açúcar onde a palha é preservada sob o solo e com redução no revolvimento dele apresentaram menores taxas de emissão de CO_2 e maiores valores de estoque de carbono e fator k. Nessas condições, os autores classificam esse sistema produtivo como um ecossistema equilibrado.

1.2.3 Variabilidade espacial da emissão de CO_2 no solo.

A variabilidade espacial da emissão de CO_2 no solo resulta dos atributos físicos, químico e biológicos do solo como o teor de matéria orgânica do solo (Soe e Buchmann, 2005), estoque de carbono (Panosso et al., 2011), mineralogia do solo (La Scala et al., 2000) e capacidade de troca catiônica (La Scala et al., 2000). Para acessar a variabilidade espacial da emissão de CO_2 no solo, tem se adotado a geoestatística como principal ferramenta. Através da análise da geoestatística, a variabilidade espacial é descrita por alguns parâmetros que são obtidos na modelagem do variograma espacial, tais como patamar, alcance e o grau de dependência espacial. O patamar (C_0+C_1) expressa o valor da semivariância, onde ocorre a estabilização do semivariograma, enquanto o alcance (a) expressa uma distância dentre a qual as variáveis são auto correlacionadas espacialmente. Já o efeito pepita puro (C_0) expressa a variância não explicada ou a variância que não entra como correlação espacial. Através da razão entre o efeito pepita puro e o alcance (C_0/(C_0+C_1), é possível acessar o grau de dependência espacial dos atributos em estudo. Assim, Brito et al. (2009) afirmaram que a geoestatística traz informações importantes sobre a distribuição espacial da emissão de CO_2, do auxiliando, assim, no melhor entendimento sobre o comportamento da emissão de CO_2 via solo.

Panosso et al. (2008) observaram dependência espacial moderada da emissão de CO_2 em áreas de cana-de açúcar cultivadas em sistema de cana crua. Ainda, esses autores observaram que o melhor modelo matemático para descrever a variabilidade da emissão de CO_2 foi o esférico. Nesse mesmo estudo, os autores observaram que a emissão de CO_2 apresentou correlação espacial direta com a temperatura do solo e correlação inversa com a umidade do solo somente em sistema de cultivo com cana queimada. Nos estudos conduzidos por Teixeira et al. (2012), a emissão de CO_2

apresentou grau de dependência espacial moderado e sua variabilidade foi descrita por um modelo gaussiano.

Bahia et al. (2015) observaram que a variabilidade da emissão de CO_2 na cultura da cana de açúcar foi descrita por um modelo esférico e apresentou grau de dependência espacial moderado. Esses autores observaram também que a emissão de CO_2 foi influenciada de maneira positiva pela mineralogia do solo. A relação entre a variabilidade espacial da emissão de CO_2 com o estoque de carbono e umidade do solo também foi observada nos estudos de Stoyan et al. (2000). Leal et al. (2015) observaram maiores valores na taxa de emissão de CO_2 em áreas onde os valores de susceptibilidade magnética eram maiores demonstrando assim a relação de causa e efeito entre essas duas variáveis.

1.2.4 Análise multifractal

A variabilidade espacial do solo resulta da interação das propriedades físicas, químicas e biológicas que atuam em diferentes intensidades e escalas (Goovaerts, 1988). Ainda, como as propriedades do solo podem variar no espaço ou exibir um padrão não determinístico, caso a irregularidade na distribuição de um atributo do solo permanecer estatisticamente irregular em todas as escalas, considera-se que o atributo apresenta autossimilaridade. Autossimilaridade está associada à transferência de informação de uma escala para outra (Biswas et al., 2012). Explorando a autossimilaridade ou as diferenças relacionadas as propriedades de escala, podemos entender a natureza da variabilidade espacial dos atributos do solo (Biswas et al., 2012). Para investigar e caracterizar quantitativamente a variabilidade espacial dentro de uma gama de escalas tem se adotado a teoria fractal (Mandelbrot, 1982).

Na ciência do solo, a teoria fractal tem descrito a variabilidade dos atributos do solo dentro de uma gama de escalas (Burrought, 1983; Perfect e Kay, 1995) através de um método monofractal onde a distribuição espacial do solo só pode ser descrita por uma única dimensão fractal. No entanto, devido à complexidade e heterogeneidade do comportamento da variabilidade espacial do solo, é necessário o uso de um conjunto de dimensões fractais para captar melhor essa variabilidade.

Dessa forma, uma extensão do método da dimensão fractal única foi introduzido na ciência do solo. Nesse método - que é conhecido como análise multifractal - um conjunto de dimensões fractais é usado para explicar a variabilidade do solo ao invés de uma única dimensão.

A análise multifractal trabalha com uma variedade de momentos estatísticos (q^{th}) o que possibilita uma visão mais detalhada da variabilidade dos dados quando comparado a métodos que usam somente os primeiros momentos estatísticos. Dessa maneira, ao usarmos momentos estatísticos de ordens mais elevadas, devemos observar se as propriedades de escala não mudam, pois, nesse caso, tem-se um comportamento monofractal. Por outro lado, se as propriedades de escala mudarem com o uso de momentos estatísticos mais elevados, dizemos então que o atributo apresenta comportamento multifractal.

Os resultados da análise multifractal são obtidos através do espectro multifractal (Figura 2a) e do gráfico da dimensão generalizada (Figura 2b). O espectro multifractal ($f(\alpha)$ x (α)) é uma ferramenta poderosa que retrata a variabilidade das propriedades das escalas dos atributos do solo, além de permitir um exame das propriedades de escala local dos atributos do solo. A largura do espectro é um indicativo da heterogeneidade dos índices de escala, sendo assim quanto mais largo for o espectro de singularidade maior será a heterogeneidade na distribuição do atributo em estudo (Biswas et al., 2012).

Além do espectro multifractal, o gráfico da dimensão generalizada (D_q x $_q$) também providencia parâmetros indicativos que descrevem a propriedade de escala e variabilidade do processo. Esses parâmetros são conhecidos como a dimensão de capacidade(D_0), dimensão de informação (D_1) e a dimensão de correlação (D_2). Quando os valores dessas dimensões são iguais, ou seja, $D_0=D_1=D_2$ considera-se que a variável em estudo apresenta comportamento monofractal; por outro, lado se os valores das correlações diferem entre si ou seja, $D_0>D_1>D_2$ entende-se que a variável do solo apresenta comportamento multifractal (Caniego et al., 2005; Vidal Vazqués et al., 2008).

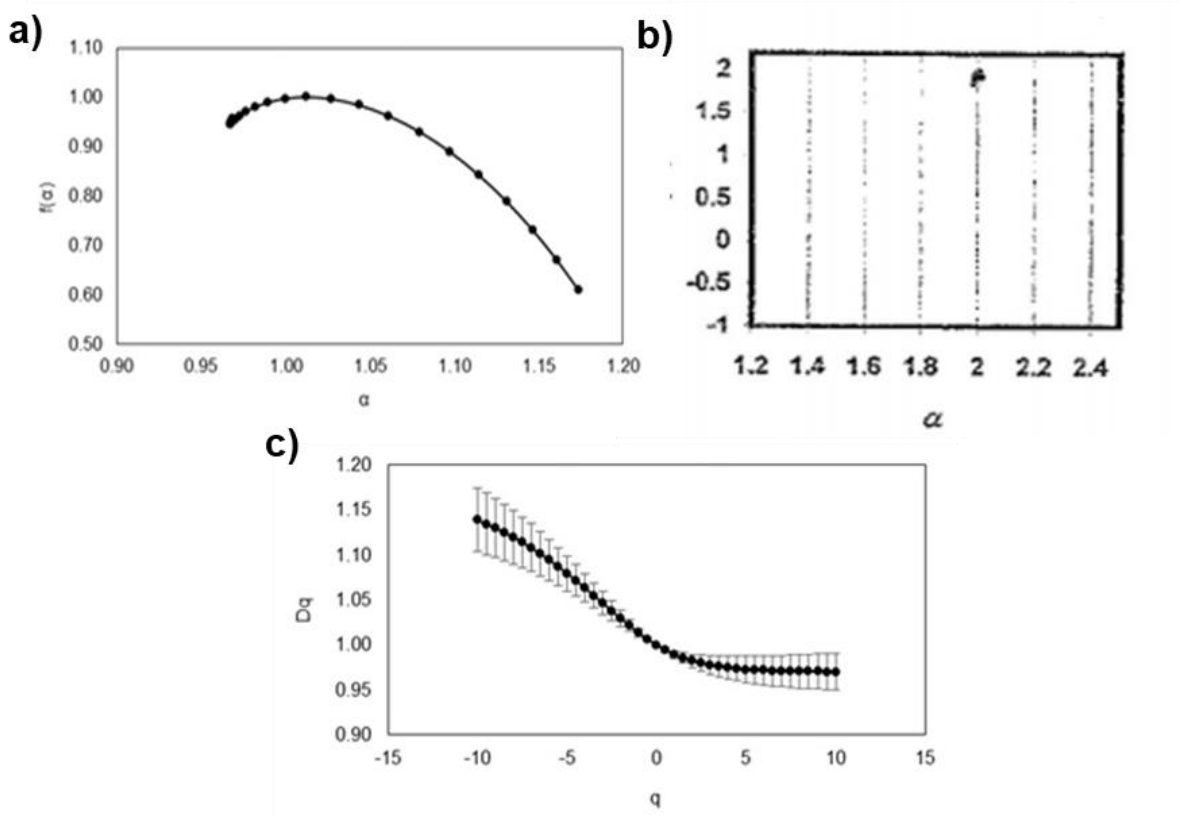


Figura 2. Espectro multifractal de uma variável com comportamento multifractal (a), espectro multifractal de uma variável com comportamento monofractal (b), gráfico da dimensão generalizada de uma variável com comportamento multifractal (c).

Enquanto a análise multifractal caracteriza a distribuição de um atributo dentro de um suporte espacial, a análise multifractal conjunta caracteriza a distribuição de dois ou mais atributos ao longo de um suporte espacial dentro de uma variedade de escalas, além de analisar a relação espacial entre essas variáveis ao longo desse suporte espacial (Bertol et al., 2017; Tomillo et al., 2020; Silva et al., 2021). Normalmente, um gráfico de contorno é usado para representar a relação entre duas variáveis f (β, α). Um contorno diagonal sem robustez indica forte correlação entre as variáveis (Figura 3a); por outro lado, contornos diagonais mais arredondados indicam ausência de correlação entre as variáveis (Figura 3b) (Biswas et al., 2012).

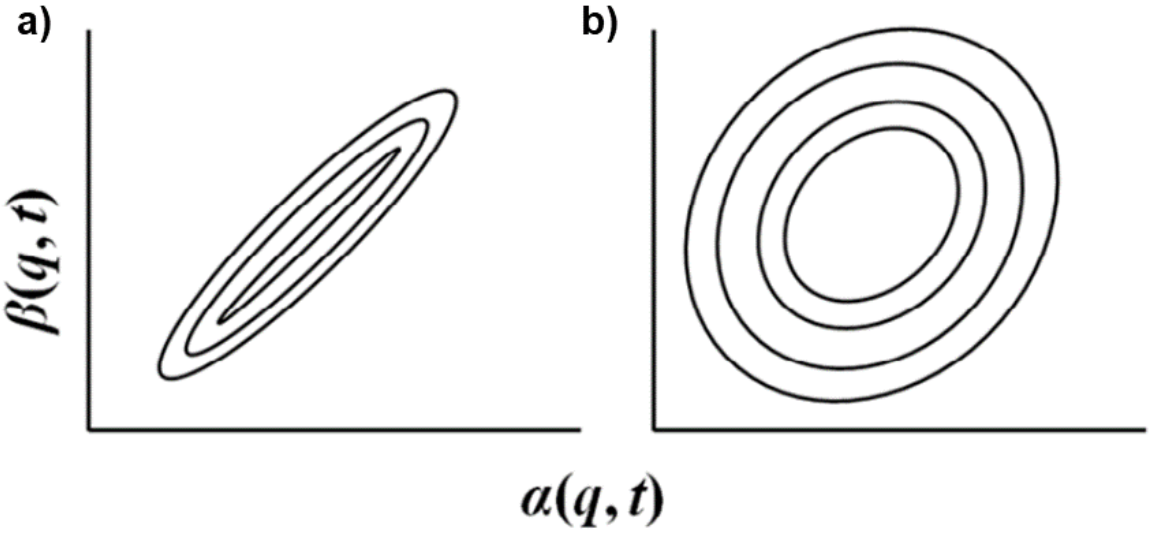


Figura 3. Espectro multifractal da distribuição conjunta de duas variáveis com forte correlação (a) e ausência de correlação (b).

1.3 REFERÊNCIAS

ABIEC (2013) **Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carne.** Exportações Brasileiras de carne bovina. Disponível em: <http://abiec.com.br>.

Almeida LL DE S, Frazão LA, Lessa TAM, Fernandes LA, Veloso ÁLC, Lana AMQ, Ferreira EA (2021). Soil carbon and nitrogen stocks and the quality of soil organic matter under silvopastoral systems in the Brazilian Cerrado. **Soil and Tillage Research**, 205.

Baah-Acheamfour M, Chang SX, Bork EW, Carlyle CN. (2017). The potential of agroforestry to reduce atmospheric greenhouse gases in Canada: Insight from pairwise comparisons with traditional agriculture, data gaps and future research. **Forestry Chronicle**, 93:180–189.

Bahia ASRS, Marques Júnior J, Panosso AR, Camargo LA, Siqueira DS, Teixeira DB, La Scala Júnior N (2015) Field-scale spatial correlation between contents of iron oxides and CO_2 emission in an Oxisol cultivated with sugarcane. **Scientia Agrícola** 72:157–166.

Bahia ASRS, Marques Júnior J, Panosso AR, Camargo LA, Siqueira DS, La Scala N (2014) Iron oxides as proxies for characterizing anisotropy in soil CO2 emission in sugarcane areas under green harvest. Agriculture, **Ecosystems and Environment** 192: 152–162.

Bayer C, Mielniczuk J, Martin Neto L (2000) Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO_2. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 24: 599-607.

Bertol I, Schick J, Bandeira DH, Ferreiro JP, Vázquez EV (2017) Multifractal and joint multifractal analysis of water and soil losses from erosion plots: A case study under subtropical conditions in Santa Catarina highlands, Brazil. **Geoderma** 287:116–125.

Bicalho ES, Panosso AR, Teixeira DDB, Miranda JGV, Pereira GT, La Scala N (2014) Spatial variability structure of soil CO_2 emission and soil attributes in a sugarcane area. **Agriculture, Ecosystems and Environment** 189:206–215.

Biswas A, Cresswell HP, Bing CS (2012) **Application of Multifractal and Joint Multifractal Analysis in Examining Soil Spatial Variation: A Review**. Ouadfeul SA (Ed.), Fractal analysis and chaos in geosciences, InTech, Croatia (2012), pp. 109-138.

Bourennane H, Douay F, Sterckeman T, Villanneau E, Ciesielski H, King D, Baize D. (2010) Mapping of anthropogenic trace elements inputs in agricultural topsoil from Northern France using enrichment. **Geoderma** 157:165-174.

BRASIL (2019) **Estimativas anuais de emissões de gases do efeito estufa no Brasil**. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. 108p.

Brito LDF, Marques Júnior J, Pereira GT, Menezes Z, La Scala N (2009) Soil CO_2 emission of sugarcane fields as affected by topography. **Scientia Agricola** 66:77–83.

Burrough PA (1983) Multiscale sources of spatial variation in soil. 1. The application of fractal concepts to nested levels of soil variation. **European Journal of Soil Science** 34: 577–597.

Caniego FJ, Espejo R, Martín MA, San José F (2005) Multifractal scaling of soil spatial variability. **Ecological Modelling** 182: 291–303.

Cardinael R, Chevallier T, Cambou A, Béral C, Barthès BG, Dupraz C, Kouakoua ECC (2017). Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: A survey of six different sites in France. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 236:243–255.

Carvalho JLN, Avanzi JC, Silva MLN, Mello CR, Cerri CEP (2010). Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 34:277-289.

Cerda R, Orozco-Aguilar L, Sepulveda, N, Ordonez J, Carreno-Rocabado G (2019) **Tropical agroforestry and ecosystems services: trade-off analysis for better design strategies.** In: Mosquera-Losada, M.R., Prabhu, R. (Eds.), Agroforestry for Sustainable Agriculture. Burleigh Dodds Science Publishing, Cambridge, UK.

Elliot ET (1986). Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phos phorus in native and cultivated soils. **Soil Science Society of America Journal** 50: 627-633.

FAO (2014). Principles of no-till. http://www.fao.org/ag/Ca/6c.html

Figueiredo EB, Panosso AR, Bordonal RO, Teixeira DB, Berchielli TT, La Scala Jr (2017) Soil CO_2–C emissions and correlations with soil properties in degraded and managed pastures in southern Brazil. **Land degradation & development** 28: 1263–1273

Fonte SJ, Barrios E, Six J (2010) Earthworms, soil fertility and aggregate-associated soil organic matter dynamics in the Quesungual agroforestry system. **Geoderma** 155:320-328.

Galdino S, Sano EE, Andrade RG, Grego CR, Nogueira SF, Bragantini C, Flosi AHG (2016) Large-scale Modeling of Soil Erosion with RUSLE for Conservationist Planning of Degraded Cultivated Brazilian Pastures. **Land Degradation and Development** 27: 773–784.

Goovaerts P (1988) Geostatistical tools for characterizing the spatial variability of microbiological and physico-chemical soil properties. **Biology and fertility of soils** 27: 315–334.

IBGE (2017**) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Agropecuário 2017**: Resultados Preliminares. IBGE: Rio de Janeiro; 1–108.

IPCC (2020) **PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇA DO CLIMA.** Mudança do clima e Terra. Contribution of Working Group III. Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press: Cambridge, United Kingdom and New York.

Kim DG, Kirschbaum MUF, Beedy TL (2016) Carbon sequestration and net emissions of CH_4 and N_2O under agroforestry: Synthesizing available data and suggestions for future studies. **Agriculture Ecosystems and Environment** 226: 65–78.

Lal R (2004) Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. Science 304:1623–1627.

La Scala N, Marques J, Pereira GT, Corá JE (2000) Short-term temporal changes in the spatial variability model of CO_2 emissions from a Brazilian bare soil. **Soil Biology and Biochemistry** 32:1459-1462.

La Scala N, Panosso AR, Pereira GT, González AP, Miranda JGV (2009) Fractal dimension and anisotropy of soil CO_2 emission in an agricultural field during fallow. **International Agrophysics** 23:353-358.

Le Bissonnais Y, Prieto I, Roumet C, Nespoulous J, Metayer J, Huon S, Stokes A (2017).Soil aggregate stability in Mediterranean and tropical agro-ecosystems: Effect of plant roots and soil characteristics. **Plant and Soil**, 424: 303–317.

Leal FT, França ABC, Siqueira DS, Teixeira DDB, Júnior JM, La Scala N (2015). Characterization of potential CO_2 emissions in agricultural areas using magnetic susceptibility. **Scientia Agricola** 72:535–539.

López-Santiago JG, Casanova-Lugo F, Villanueva-López G, Víctor F. Díaz-Echeverría VF, Solorio-Sánchez FJ, Martínez-Zurimendi P,Deb R. Aryal DR, Chay-Canul AJ (2019) Carbon storage in a silvopastoral system compared to that in a deciduous dry forest in Michoacán, Mexico. **Agroforest System** 93**:** 199–211.

Mandelbrot BB (1982) **The fractal geometry of nature.** W.H. Freeman, San Francisco, CA.

Millen DD, Arrigoni MDB (2013) Drivers of change in animal protein production systems: Changes from 'traditional' to 'modern' beef cattle production systems in Brazil. **Animal Frontiers** 3: 56-60.

Moitinho MR, Ferraudo AS, Panosso AR, Bicalho EDAS, Teixeira DDB, Barbosa MDEA, La Scala N (2021) Effects of burned and unburned sugarcane harvesting systems on soil CO_2 emission and soil physical, chemical, and microbiological attributes. **Catena** 196: 104903.

Moitinho MR, Padovan MP, Panosso AR, Teixeira DDB, Ferraudo, AS, La Scala N (2015) On the spatial and temporal dependence of CO_2 emission on soil properties in sugarcane (Saccharum spp.) production. **Soil and Tillage Research** 148:127–132.

Nair, P. K. R. (1991). State-of-the-art of agroforestry systems. **Forest Ecology and Management**, 45:5–29.

Nair RPK, Nair VD, Mohan KB, Showalter JM (2010) Carbon sequestration in agroforestry systems. **Advances in Agronomy** 108: 237–307.

Nair VD, Graetz DA (2004). Agroforestry as an approach to minimizing nutrient loss from heavily fertilized soils: The Florida experience. **Agroforestry Systems** 61: 269–279.

Oades JM. (1984). Soil organic matter and structural stability: Mechanisms and implications for management**. Plant and Soil** 49: 37-42.

Panosso AR, Pereira GT, Marques Júnior J, LA Scala N (2008) Variabilidade espacial da emissão de CO_2 em Latossolos sob cultivo de cana-de-açúcar em diferentes sistemas de manejo. **Engenharia Agrícola** 28: 227–236.

Panosso AR, Perillo LI, Ferraudo AS, Pereira GT, Vivas Miranda JG, La Scala N (2012) Fractal dimension and anisotropy of soil CO_2 emission in a mechanically harvested sugarcane production area. **Soil and Tillage Research** 124: 8–16.

Panosso AR, Marques Júnior J, Milori DMBP, Ferraudo AS, Barbieri DM, Pereira, GT, La Scala N (2011) Soil CO_2 emission and its relation to soil properties in sugarcane areas under Slash-and-burn and Green harvest. **Soil and Tillage Research** 111:190-196, 2011.

Partey ST (2011) Effect of pruning frequency and pruning height on the biomass production of Tithonia diversifolia (Hemsl) A. Gray. **Agroforest System** 83:181–187.

Perfect E, Kay BD (1995) Applications of fractals in soil and tillage research: A review. **Soil and Tillage Research** 36: 1–20

PROBIO (2004) RadamBrasil, 1982. Programa de integração nacional. Levantamento de recursos naturais, 26, Folha SD- “Cuiaba” Ministério das Minas e Energia-MME/DNPM, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 445. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>.

Roscoe R, Buurman P (2000) Disruption of Soil Aggregates by Varied Amount of Ultrasonic Energy in Fractionation of Clay Latosol. **European Journal of Soil Science** 51:445-454.

Roscoe R Buurman P (2003) Tillage effects on soil organic matter in density fractions ofa Cerrado Oxisol. **Soil & Tillage Research** 70:107–119.

Segnini A, Xavier AAP, Otaviani-Júnior PI, Oliveira PPA, Pedroso AF, Praes MFFM, Rodrigues PHM, Milori DMBP (2019) Soil carbon stock and humification in pastures under different levels of intensification in Brazil. **Scientia Agricola** 76:33-40.

Silva ÊFF, Tomillo AG, Souza DHS, Vidal-Vázquez E, Siqueira GM, González AP (2021) Multifractal and joint multifractal analysis of soil micronutrients extracted by two methods along a transect in a coarse textured soil. **European Journal of Soil Science** 72:608-622.

Silva BO, Moitinho MR, Santos GAA, Teixeira DDB, Fernandes C, La Scala N (2019) Soil CO_2 emission and short-term soil pore class distribution after tillage operations. **Soil and Tillage Research** 186: 224–232.

Silva PAD, Lima BH, La Scala N, Peruzzi NJ, Chavarette FR, Panosso AR (2020) Spatial variation of soil carbon stability in sugarcane crops, central-south of Brazil. **Soil and Tillage Research** 202: 104667.

Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de gases de efeito estufa (SEEG) (2020). Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas de clima de Brasil 1970 – 2019.

Soe ARB, Buchmann N (2005) Spatial and temporal variations in soil respiration in relation to stand structure and soil parameters in an unmanaged beech forest. **Tree Physiology** 25:1427-1436.

Souza LC, Fernandes C, Nogueira DCS, Moitinho MR, Bicalho EDAS, La Scala N (2019) Can partial cultivation of only the sugarcane row reduce carbon dioxide emissions in an Oxisol and Ultisol? **Agronomy Journal** 109:1113–1121.

Stavi L, Lal R (2013). Agroforestry and biochar to offset climate change: A review. **Agronomy for Sustainable Development** 33:81–96.

Stoyan H, De-Polli H, Böhm S, Robertson GP, Paul EA (2000) Spatial heterogeneity of soil respiration and related properties at the plant scale. **Plant and Soil** 222: 203-214.

Teixeira DDB, Bicalho EDS, Panosso AR, Perillo LI, Iamaguti J, Pereira G T, La Scala Jr N (2012) Uncertainties in the prediction of spatial variability of soil CO2 emissions and related properties. **Revista Brasileira de Ciência Do Solo** 36: 1466–1475.

Tirado MC, Clarke R, Jaykus LA, Mcquatters-Gollop A, Frank JM (2010) Climate change and food safety: A review. **Food Research International** 43: 1745–1765.

Tomillo AG, Dias RS, Vázquez EV, Vila IV, Armesto MV, Dafonte- JD, González AP (2020) Multifractal and joint multifractal description of available nutrients conentrations extracted by two methods along short transects. **Archives of Agronomy and Soil Science** 66:236–249.

UNFPA (2012) **The state of the world population report.** By choice, not by chance: family planning, human rights and development. United Nations Population Fund, New York

Upson MA, Burgess PJ (2013). Soil organic carbon and root distribution in a temperate arable agroforestry system. **Plant and Soil**, 373:43–58.

Vicentini ME, Pinotti CR, Hirai WY, De Moraes MLT, Montanari R, Teixeira Filho MCM, Milori DMBP, La Scala N, Panosso AR (2019) CO_2 emission and its relation to soil temperature, moisture, and O_2 absorption in the reforested areas of Cerrado biome, Central Brazil. **Plant and Soil** 444: 193-211.

Vidal Vázquez E, Ferreiro JP, Miranda JGV, González AP (2008) Multifractal Analysis of Pore Size Distributions as Affected by Simulated Rainfall. **Vadose Zone Journal** 7:500–511.

Vidal Vázquez E, Camargo OA, Vieira SR, Miranda JGV, Menk JRF, Siqueira GM, Mirás-Avalos JM, Paz González A (2013) Multifractal analysis of soil properties along two perpendicular transects. **Vadose Zone Journal,** 12:3-13.

Wick AF, Phillips RL, Liebig MA, West M, Lee Daniels W (2012) Linkages between soilmicro-site properties and CO2 and N2O emissions during a simulated thaw for a northern prairie Mollisol. **Soil, Biology & Biochemistry** 50:118-125.

Xavier CV, Moitinho MR, Teixeira DDB, Santos GAA, Barbosa MA, Milori DMBP, La Scala Júnior N (2019) Crop rotation and succession in a no-tillage system: Implications for CO_2 emission and soil attributes. **Journal of Environmental Management** 245: 8–15.

CAPÍTULO 2 – Emissão De CO_2 E Sua Relação Com Os Atributos Do Solo No Cerrado Da Região Do Mato Grosso Do Sul

Resumo- O uso do solo e suas características como textura e mineralogia influenciam na sua capacidade de armazenar ou perder carbono em forma de CO_2. Sistemas conservacionistas, tais como sistema silvipastoril, são aliados na mitigação dos efeitos promovidos pelas mudanças climáticas. O objetivo do trabalho foi avaliar a relação entre a textura e mineralogia do solo com o estoque de carbono (EC), emissão de CO_2 (FCO_2) e os atributos do solo em sistema silvipastoril (SSP) e pastagem degradada (PDr) no Cerrado do Brasil central. As áreas de estudo localizam-se no município de Selvíria- MS. FCO_2, umidade (Us) e temperatura do solo (Ts) foram avaliadas durante o período de maio a outubro de 2018. Amostras de solo foram coletadas nas camadas de 0,00-0,10 e 0,30-0,40 m, para determinação dos seus atributos. A estabilidade do carbono no solo foi determinada por meio do fator *k* que é a razão entre em FCO_2 e o EstC. O SSP apresentou as maiores emissões totais de CO_2 do solo e umidade do solo (10,25 Mg C-CO_2 ha^{-1}, 21,67 %) em relação à pastagem degradada (8,11 Mg C-CO_2 ha^{-1} , 12,14 %), assim como maiores valores de EC (21,34 Mg ha^{-1}, 12,49 Mg ha^{-1}) em relação a pastagem degradada (11,59 Mg ha^{-1}, 8,12 Mg ha^{-1}) nas duas camadas estudadas. Os maiores valores de H_{LIFS} estão associados aos menores valores de EC observados na PDr, indicando que o carbono está mais recalcitrante, o que configura uma situação de área degradada. A maior estabilidade do carbono em SSP pode ser atribuída à mineralogia mais oxídica (Fed=54,91 g kg^{-1}, Feo= 4,35 g kg^{-1}) quando comparada a PDr (Fed= 16,72 g kg^{-1}, Feo= 0,61 g kg^{-1}). Na camada de 0,00-0,10 m, a análise de componentes principais (ACP) explicou 81,35% da variabilidade total dos dados onde 72,16% dessa variabilidade foi explicada por CP1 e 9,19% da variabilidade restante foi explicada por CP2. Em CP1, a relação observada entre as variáveis está relacionada ao processo de produção e transporte de CO_2 enquanto, no CP2, não houve formação de um processo que pudesse explicar o comportamento da FCO_2 nas áreas agrícolas. Na camada de 0,30 – 0,40 m CP1 explicou 83,38 % da variabilidade dos dados enquanto CP2 explicou 8,62 % da variabilidade. O processo formado e CP1 demonstraram que solos argilosos e com maior concentração de óxidos de ferro estocam mais carbono, no entanto solos arenosos e com menor concentração de óxidos de ferro o estoque de carbono foi menor. No SSP, a variabilidade espacial da FCO_2, Ts e Us foram maiores durante as oito semanas de avaliação em relação a PDr devido aos menores valores de alcance observados no SSP. Houve correlação entre os mapas da FCO_2 e Ts somente em dois dias de avaliação na PDr. O EC e H_{LIFS} apresentaram menores valores de alcance no SSP (7,20; 8,30 e 22,80 metros) em relação a PDr (21,20; 40,10 e 46,60 metros), indicando maior variabilidade espacial no SSP. Na PDr, observou-se correlação dos mapas espaciais entre a ET e fator k (0,42), EC e Macro (-0,40), H_{LIFS} e Ds (-0,48), fator k e Ds (-0,41) e fator k e teor de argila (-0,40). No SSP, observou-se correlação entre os mapas espaciais da ET e fator k (0,68), ET e teor de argila (0,49), EC e H_{LIFS} (-0,56), fator k e PLA (-0,51), fator k e macro (0,46), fator k e micro (-0,41), fator k e SM (0,43) e fator k e teor de argila (0,41). No sistema silvipastoril, a textura argilosa e maior

presença de óxidos de ferro favoreceram o maior estoque de carbono, sendo considerada uma área aliada a maior conservação de carbono no solo.

Palavras-chaves: análise multivariada, manejo de pastagem, mineralogia do solo, respiração do solo, variabilidade espacial

2.1 Introdução

O Brasil vem se destacando mundialmente no setor produtivo de carne bovina, sendo o maior exportador dessa commodity agrícola (ABIEC, 2013). A maior demanda por carne bovina vem acompanhada pelo crescimento de renda da população dos países desenvolvidos que buscam a maior inserção de proteínas na sua dieta (FAO, 2009). A produção de carne bovina brasileira ocorre em 158,622 milhões de hectares de pastagem (IBGE, 2017).

A criação de bovinos de corte em pastagens faz com que o Brasil apresente baixos custos de produção, visto que a maioria das pastagens não recebe nenhum tipo de suplementação, mas que, quando ocorre, é direcionada apenas para os animais (Millen e Arrigoni, 2013). As baixas na qualidade do solo e na produção de forragem nas pastagens têm reduzido o seu potencial em mitigar as emissões de CO_2 (Carvalho et al., 2010; Braz et al., 2013). Vários trabalhos demonstram que a degradação das pastagens fez com que as emissões de CO_2 aumentassem significativamente, reduzindo a capacidade desses ecossistemas de estocar carbono na sua estrutura (Rosa et al., 2014; Figueiredo et al., 2017a, b).

A maior preocupação sobre a produção de carne bovina tem relação com a sua sustentabilidade, em especial ao desmatamento e balanço da emissão de gases do efeito estufa a ela associada. Nesse sentido, a adoção de sistemas que intensifiquem a produção de carne bovina com redução nas taxas de desmatamento e emissão de gases de efeito estufa por meio de práticas com aumento de insumos agrícolas promove um aumento no estoque de carbono do solo, movimento necessário para garantir a sustentabilidade do setor. A intensificação dos sistemas produtivos de carne reduz a pegada de carbono na produção animal ao melhorar a qualidade do solo e aumentar o estoque de carbono. A mudança de sistemas extensivos - onde o estoque de carbono é baixo e as emissões de CO_2 são altas - para sistemas intensivos tem apresentado efeitos positivos na produção, assim como na pegada e aumento do sequestro de carbono (Eri et al., 2020).

Dessa forma, como ponto-chave para minimizar os efeitos das mudanças climáticas e atender à demanda internacional, o governo brasileiro lançou o Plano Brasileiro para Mitigação e Adaptação as Mudanças Climáticas (Plano ABC), que visa

recuperar as pastagens degradadas através do incentivo de práticas agrícolas que priorizem a redução da emissão de carbono; dentre essas práticas, a adoção de sistemas agroflorestais com sistemas silvipastoris (SSPs) e integração de lavoura pecuária e florestal (iLPF).

Nos SSPs, a consorciação entre espécies arbóreas nativas ou exóticas com a pastagem tende a promover o incremento constante de material orgânico ao solo, reduzindo as perdas deste pelo processo de erosão e aumentando os estoques de carbono. Em adição, existe a produção de um microclima que beneficia a atividade microbiana do solo (Bernardino e Garcia 2009; Carvalho et al., 2010; Stefano e Jacobson 2018). Figueiredo et al. (2017a) estudaram o efeito de três sistemas produtivos de carne bovina, de pastagem degradada, de pastagem manejada e de sistema de integração lavoura-pecuária-floresta na emissão de gases de efeito estufa. Segundo esses autores, o sistema de integração lavoura-pecuária-floresta apresentou grande potencial na redução de gases de efeito estufa, assim como no incremento dos teores de carbono no solo.

Alguns autores salientam que a presença de árvores em SSPs promove aumento no estoque de carbono do solo devido às mudanças na qualidade e quantidade de material orgânico que é produzido por esse sistema, uma vez que a decomposição desse material altera a dinâmica de algumas características do solo relacionadas ao estoque de carbono (Jobbágy e Jackson 2000; Lal, 2001; Nair et al., 2009). Segundo Pacheco et al. (2012), a iLPF promove elevação na fixação de carbono no solo, aumento no teor de matéria orgânica do solo, redução na emissão de gases do efeito estufa, além de melhorar a qualidade da água (Franzluebbers et al., 2014). Tudo isso promove um ambiente mais adequado ao desenvolvimento vegetal e o manejo se torna um processo mais sustentável.

É necessário, em conjunto com a adoção de sistemas mais conservacionistas, o conhecimento das características do solo tais como sua textura e mineralogia, visto que essas características influenciam o comportamento dos atributos que estão relacionados à capacidade do solo em armazenar carbono, tornando-o, assim, um colaborador na redução das mudanças climáticas. Segundo Jobbaágy e Jackson (2000), solos de textura mais fina apresentam maior capacidade para armazenar água, potencializando a disponibilidade de água em camadas superficiais para os

micro-organismos que se concentram nessas camadas (Cable et al., 2008). Ainda, a textura influencia o movimento do CO_2 no solo, pois está diretamente relacionada a sua porosidade (Bouma e Bryla 2000). A textura do solo também influencia sua capacidade de armazenar carbono, já que as fortes ligações entre a área superficial específica da fração argila e o carbono do solo conferem a solos com textura mais argilosa uma grande capacidade de armazenar carbono em sua estrutura (Hassink 1997). No entanto, solos com maiores teores de areia apresentam baixa retenção de carbono em sua estrutura devido às fracas ligações com o carbono do solo (Baham e Sposito, 1994; Lutzow et al., 2006).

A composição mineralógica dos solos também desempenha um importante papel na capacidade dos solos de amenizar os efeitos das mudanças climáticas, visto que a mineralogia governa o comportamento dos atributos do solo. Os óxidos de ferro propiciam a formação de solos mais estruturados, favorecendo o aumento das emissões de CO_2 do solo para a atmosfera, conforme reportado nos trabalhos de Bahia et al. (2015). Ainda, os minerais que constituem a fração argila influenciam a capacidade do solo em armazenar carbono, pois suas características estão intimamente relacionadas à estabilização do carbono no solo (Singh et al., 2017). Segundo esses autores, o mecanismo de estabilização do carbono da matéria orgânica ocorre através de 3 mecanismos:1) recalcitrância bioquímica da matéria orgânica, 2) formação de complexos organominerais devido às interações químicas com minerais e metais de ferro e 3) através da proteção física do carbono dentro dos agregados (Barré et al., 2014). Dentre esses três mecanismos, o segundo é considerado o mais forte na estabilização do carbono devido às ligações químicas entre a matéria orgânica e os minerais da fração argila (Singh et al., 2017).

Nesse sentido, trabalhamos com a hipótese de que a textura do solo e a sua composição mineralógica, ao estimularem o comportamento dos atributos do solo, influenciam as emissões de CO_2 do solo para a atmosfera. Os objetivos do presente estudo foram avaliar o estoque de carbono e as emissões de CO_2 em solos com diferentes classes texturais e composição mineralógica em área de sistema silvipastoril e pastagem degradada.

2.2 Material E Métodos

2.2.1 Descrição das áreas experimentais

O estudo foi conduzido nas áreas pertencentes à Faculdade de Engenharia – UNESP, Campus de Ilha Solteira, localizada no município de Selvíria – MS (Figura 1). O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é tropical úmido (Aw), com estações chuvosas no verão e secas no inverno. A área da pastagem (Figura 1 b e Figura 2 a) está localizada nas coordenadas geográficas 20° 36’ 58,2” Sul e 51° 41’ 47,8” Oeste a uma altitude de 357 metros. O solo da pastagem foi classificado como Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (Embrapa, 2018) e sua geologia foi classificada como Arenito formação Santo Anastácio (IBGE, 2017).

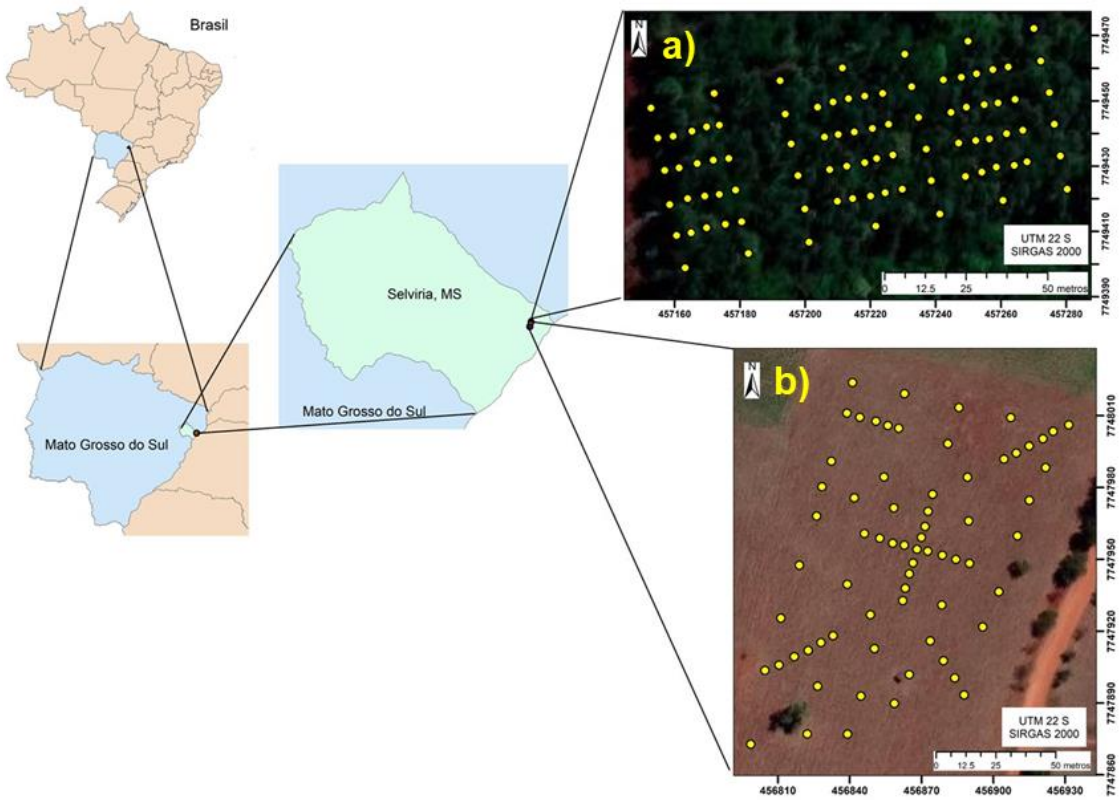


Figura 1. Mapa da localização do sistema silvipastoril (a) e pastagem degradada (b)

Em 1989, houve o desmatamento e queima de espécies nativas na área para o plantio da pastagem (*Urochloa decumben*) sendo está destinada à pecuária. Nos

anos de 2002, 2008 e 2014, houve correção da acidez, sendo realizada a calagem com calcário dolomítico (1,5 Mg ha^{-1}) e adubação de 350 kg ha^{-1} de NPK 041408 com ureia, superfosfato simples e cloreto de potássio. A taxa média de lotação de animais era de três unidades animais ha^{-1} ano^{-1}.

A área do sistema silvipastoril (SSP) (Figura 1 a e Figura 2 b) está localizada nas coordenadas 20°22’ 31” de latitude Sul e 51° 24’ 12” de longitude Oeste a uma altitude de 363 metros acima do nível do mar. O solo do SSP foi classificado como Latossolo Vermelho distrófico (Embrapa, 2018), e sua geologia foi classificada como Basalto formação Serra Geral (Maltoni, 1994). Essa área, após a retirada do Cerrado nativo, passou a ser cultivada com culturas anuais, milho, soja e algodão, no sistema convencional. Em 1987, houve o plantio da espécie de aroeira (*M. urundeuva*) em espaçamentos de 3,0 x 3,0 m em uma área de 1 ha; a conversão da área em SSP permanece até os dias atuais e ocorreu de forma natural por meio da emergência do capim braquiária (*Braquiária decumbens*) uma vez que nessa área havia um banco de sementes dessa espécie.

Figura 2. Demonstração das áreas de pastagem degradada (a) e sistema silvipastoril (b)

2.2.2 Leitura da emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo.

A emissão de CO_2 (FCO_2) foi registrada uma vez por semana entre os meses de maio a outubro de 2018, em quinze pontos amostrais aleatoriamente dispostos em

cada área experimental, por meio do sistema LI-COR (LI-8100) (Figura 3 a), Nebraska EUA. A câmara para solos apresenta volume interno de 854,2 cm^3 com área de contato circular de 83,7 cm^2. Essa câmara foi colocada sobre colares de PVC com diâmetro de 0,10 m previamente inseridos no solo em cada ponto amostral na profundidade de 0,03 m. A temperatura do solo foi registrada por meio de um termômetro de haste (Figura 3 b) inserido no interior do solo a 5 cm do local onde foram previamente instalados os colares de PVC. A umidade do solo foi determinada por meio de um equipamento de TDR (Time Domain Reflectometry – Hydrosense2) (Figura 3 c) que avaliou a umidade disponível do solo (% volume) na profundidade de 0,00-0,12 m.

Figura 3. Sistema Licor (a), termômetro para medir a temperatura do solo (b) e TDR (c) para medir a umidade do solo nas áreas de estudo

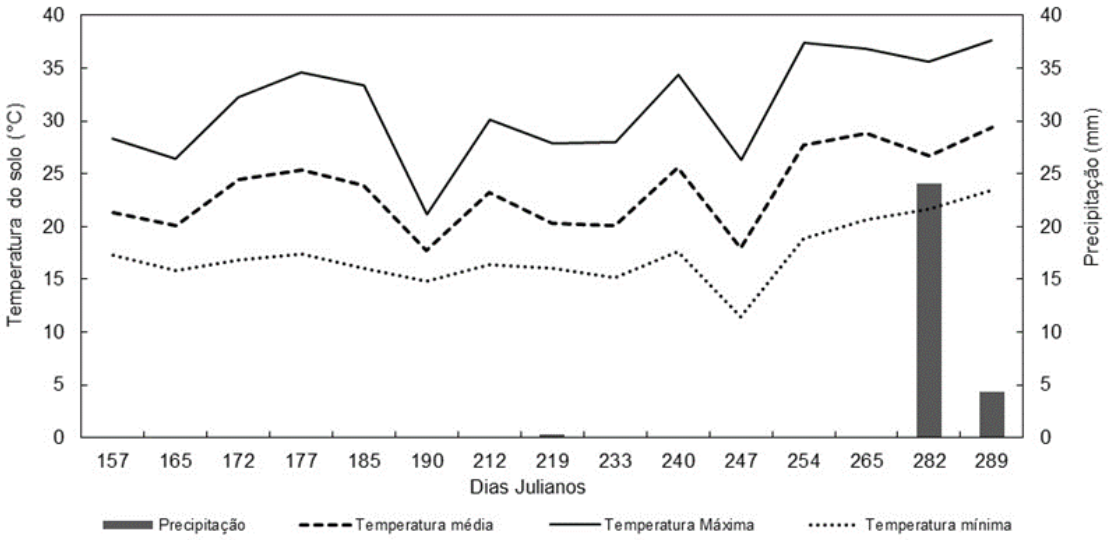


Figura 4. Precipitação e Temperatura durante o período de avaliação nas áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril, localizadas no município de Selvíria-MS

2.2.3 Determinação dos atributos químicos e físicos do solo

Para as análises químicas (Raij et al., 2001) foram coletadas amostras deformadas e indeformadas na camada de 0,00 - 0,10 e 0,30 - 0,40 m. Após a coleta as amostras deformadas passaram por peneiras com abertura de 2 mm e, em seguida, foram secas ao ar. A textura do solo foi determinada pelo método proposto pela Embrapa (2017). O teor da matéria orgânica do solo nas camadas de estudo foi determinado segundo metodologia proposta por Raij et al., 2001. Para a determinação do carbono orgânico do solo das camadas de estudo, o teor de matéria orgânica total foi dividido por 1,724.

A partir das amostras indeformadas, determinou-se a densidade do solo (Ds), macroporosidade (Macro) e microporosidade (Micro) segundo metodologia proposta pela Embrapa (2017). A porosidade total do solo (PT) foi determinada pela diferença entre a massa da amostra saturada e a massa da amostra seca. A porosidade livre de água (PLA) foi calculada pela diferença entre a porosidade total e a umidade do solo. Para o cálculo do estoque de carbono do solo nas camadas de 0,00 - 0,10 e 0,30 - 0,40 m incialmente foi calculado a camada de solo equivalente (Camargo et al., 2009) através da seguinte fórmula:

Camada de solo equivalente (cm)= $Ds_{ref/\ Ds\ área}$ x E, onde:

Ds_{ref} (Kg dm^{-3}) = densidade do solo da área de referência na camada de estudo, no presente estudo a área de referência foi uma mata nativa.

$Ds_{área}$ (Kg dm^{-3}) = densidade do solo da área de estudo

E (cm) = espessura da camada de solo estudada, no presente estudo 0,10 m

Em seguida o estoque de carbono foi determinado pela seguinte fórmula:

$$EC = \frac{COxDsxE}{10} \quad (1)$$

Onde:

EC= estoque de carbono do solo;

CO= é o teor encontrado pelas análises realizadas nas amostras de solo (g kg^{-1} = teor de matéria orgânica/ 1.724);

Ds = a densidade do solo (kg dm^{-3});

E = a espessura da camada equivalente (10 e 40) (Bayer et al., 2000).

A constante de decaimento do carbono, fator k, foi determinado pela seguinte equação:

$$k = \frac{FC - CO_2}{EC} \quad (2)$$

Onde:

K= constante de decaimento do carbono no solo (dia $^{-1}$);

$FC\text{-}CO_2$ = é a emissão de carbono do solo (Mg ha^{-1} dia^{-1});

EC = é o estoque de carbono do solo na camada de 0,00-0,10 m (Mg ha^{-1}).

2.2.4 Determinação da mineralogia do solo

Os teores de ferro extraídos por ditionito-citrato-bicarbonato (Fe_{DCB}) foram determinados de acordo com a metodologia de Mehra e Jackson (1960), enquanto os teores de ferro extraídos por oxalato ácido de amônio (Feo) foram extraídos segundo metodologia proposta por Camargo et al. (1986). A susceptibilidade magnética das amostras foi determinada a partir de 10 g de terra fina seca ao ar (TFSA) no aparelho de Bartington MS2 acoplado ao sensor Bartngton MS2B (Figura 5). A avaliação foi

realizada em baixa e alta frequência (0,47 KHz e 4,7 kHz respectivamente) (Costa et al.,1999; Dearing, 1994). Dearing (1994) afirma que as leituras da susceptibilidade magnética em alta e baixa frequência devem ser adotadas em estudos que indiquem a presença de minerais magnéticos de domínio simples ou múltiplo. Dessa maneira foi realizado o cálculo da χFD que expressa a porcentagem da susceptibilidade magnética dependente das leituras em alta e baixa frequência.

$$FD = \frac{\left(\chi_{BF} - \chi_{AF}\right) \times 100}{\chi_{BF}} \quad (3)$$

Onde:

χFD é a porcentagem de SM em dupla frequência;

χ_{BF}= SM em baixa χ_{AF}frequência,

F = SM em alta frequência.

Figura 5. Aparelho de Bartington MS2 para a leitura da susceptibilidade magnética

2.2.5 Grau de humificação da matéria orgânica do solo (H_{LIFS})

O grau de humificação da matéria orgânica do solo (H_{LIFS}) foi determinado por da análise de fluorescência induzida por laser (LIFS); essa técnica tem como princípio

básico a excitação das amostras do solo com um laser de emissão, na região do ultravioleta/azul, resultando na fluorescência de grupos funcionais da matéria orgânica relacionados com o processo de humificação (Milori et al., 2006). O LIFS opera através de um laser de diodo emitido na região de 405 nm, com potência máxima de 50 mW (Xavier, 2015). A equação para a determinação do H_{LIFS} foi proposta por Milori et al. (2006), em que *fA* corresponde a área de fluorescência sob o espectro, e *tC* é o teor de carbono total do solo.

$$H_{LIFS} = \frac{fA}{tC} \tag{4}$$

2.2.6 Análises estatísticas

Os resultados da emissão de CO_2, temperatura do solo, umidade do solo e demais atributos foram inicialmente apresentados pela estatística descritiva (média, erro padrão da média, desvio padrão, máximo, minimo e coeficiente de variação). Para determinar a diferença entre as médias dos atributos estudados, foi adotado o teste de student ao nível de 5% de significância. Esse teste fez a verificação de diferença entre as médias dos atributos das áreas de estudado.

Em seguida, foi adotada a analise multivariada através da análise de componentes principais (ACP). Inicialmente os dados foram padronizados (média nula e variância unitária) e, em seguida, foram gerados os componentes principais. Para a interpretação dos resultados, adotou-se o critério de Kaiser (1958), que considera apenas componentes com autovalor maior que 1, uma vez que estes componentes apresentam informações relevantes no processo de maximizar a variância do conjunto multivariado. Segundo Hair et al. (2009), o primeiro componente principal apresenta um maior número de variância original enquanto o segundo componente principal retém o restante dessa variância. Posteriormente, foi realizada a análise de medidas repetidas no tempo para determinar as médias diárias da FCO_2, Ts e Us que foram comparadas por meio do teste F ao nível de 5 % de probabilidade.

A análise da variabilidade espacial das variáveis em estudo foi realizada pela modelagem dos variogramas experimentais, a qual se baseia na teoria das variáveis regionalizadas (Vieira, 2000), sendo estimado pela seguinte equação:

$$\hat{\gamma}\ (h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z\ (x_i + h)]^2 \quad (1)$$

Onde:

N é o número de pontos separados pela distância h;

$Z(x_i)$ é o valor da variável Z no ponto x_i;

$Z\ (x_i + h)$ é o valor da variável Z no ponto $x_i + h$.

Para o presente estudo os modelos ajustados aos variogramas experimentais foram o esférico (2), exponencial (3) e gaussiano (4).

$$\hat{\gamma}(h) = C_0 + C\left\{1 - exp\left[-3\left(\frac{h}{a}\right)\right]\right\}; h > 0 \quad (2)$$

$$\hat{\gamma}(h) = C_0 + C\left[\frac{3}{2}\left(\frac{h}{a}\right) - \frac{1}{2}\left(\frac{h}{a}\right)^3\right]; 0 \leq h \leq A_0\ entao\ \hat{\gamma}(h) = C_0 + C; h \geq a \quad (3)$$

$$\hat{\gamma}(h) = C_0 + C\left\{1 - exp\left[-3\left(\frac{h^2}{a}\right)\right]\right\}; 0 < h < d \quad (4)$$

Onde:

d é a máxima distância onde o variograma foi definido;

C_0 representa o efeito pepita;

C_0+ C_1 corresponde ao patamar e a ao alcance do variograma.

A escolha do melhor modelo matemático de ajuste para os variogramas utilizados baseou-se na validação cruzada. O processo de validação cruzada consiste na remoção de cada observação pertencente ao conjunto de dados, com subsequente estimativa do seu valor, pelo método da interpolação (krigagem ordinária). O modelo selecionado foi aquele que melhor estimou os valores observados, isto é, aquele que produziu uma equação de regressão linear entre os valores observados em função dos valores estimados os mais próximos da bissetriz (intercepto igual a zero e coeficiente angular igual a 1) (Isaaks e Srivastava, 1958). O cálculo da semivariância e o ajuste dos modelos experimentais foram realizados no programa GS+ (Gama

Desing Software, 1998). Após o ajuste dos modelos experimentais, foi realizada a estimativa da emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo, assim como dos atributos do solo através do método de interpolação da krigagem ordinária (Trangmar et al., 1985). A confecção dos mapas de padrão espacial foi realizada no programa Surfer 9 (Golden Software inc, Golden, CO, EUA).

As análises estatisticas foram processadas por meio do programa R, de domínio público (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2021).

2.3 Resultados E Discussão

Na Tabela 1 e 2, apresentamos a estatística descritiva dos atributos do solo das áreas de estudo nas camadas de 0,00-0,10 e 0,30-0,40 m. Para testar a hipótese de diferença entre as médias dos atributos das áreas de estudo, foi adotado o teste t de Student ($p<0,05$).

Observamos que a FCO_2, Ts, Us, estoque de carbono (EC), constante de decaimento do carbono no solo (fator k), grau de humificação da matéria orgânica do solo (H_{LIFS}) e os atributos físicos e químicos diferiram significativamente entre os usos do solo nas profundidades estudadas (Tabela 1 e 2). O sistema silvipastoril (SSP) apresentou uma textura mais argilosa e mineralogia mais oxídica em relação à pastagem degradada (PDr). A mineralogia mais oxídica -representada pelos maiores teores de ferro extraído por ditionito (Fed), ferro extraído pelo oxalato-ácido de amônio (Feo) e susceptibilidade magnética do solo (SM) no SSP - reflete a geologia dessa área, Basalto Serra Geral. De acordo com Fontes e Weed (1996), solos argilosos como o do SSP tendem a apresentar maior magnetismo. Ramos et al. (2017) também observaram valores de SM de ($47,7\ 10^{-6}\ m^{3}\ kg^{-1}$) em solos argilosos e oriundos de basalto.

A mineralogia da fração argila apresenta relação com a estrutura do solo, visto que a presença de óxidos de ferro favorece a formação de uma estrutura mais granular devido a ação cimentante desses minerais (Resende 1985), ocasionando solos com menores valores de densidade e aumento na porosidade (aqui representada pela porosidade livre de água), como observado no SSP (Ds = 1,23 g/dm^3; PLA =17,95 %) Sob essas condições, o transporte de CO_2 do solo para atmosfera é favorecido (Epron

et al., 2006), o que explica as maiores emissões de CO_2 observadas no SSP (10,25 Mg C-CO_2 ha^{-1}).

Ainda, os menores valores de ET observados na PDr (8,11 Mg C-CO_2 ha^{-1}) podem estar relacionados às condições físicas do solo, pois, com o aumento da densidade, o espaço poroso do solo é reduzido, ocasionando uma diminuição do fluxo de CO_2 para a atmosfera (Shestak e Busse, 2005). Novara et al. (2012) observaram que, em solos de textura arenosa com valores de Ds acima de 1,5 g cm^{-3}, ocorre a redução de um terço na emissão de CO_2.

A emissão de CO_2 é condicionada pela umidade e temperatura do solo (Duiker e Lal, 2010). No presente estudo, os valores de temperatura do solo não se diferiam entre as áreas, em contrapartida, a umidade do solo foi maior no SSP (21,67%) (Tabela 2). A presença de aroeiras no SSP, ao reduzir a incidência solar, resulta em um ambiente com temperaturas mais amenas, consequentemente há menor perda de água por evapotranspiração e maiores valores de umidade no solo (Bernardino e Garcia, 2009). A textura argilosa do solo no SSP pode ocasionar maior acúmulo de água, já que a argila apresenta alta área superficial específica, o que promove adesão de água em sua superfície (Lepsch, 2011). Ainda, segundo esse autor, solos de textura argilosa apresentam maior microporosidade e, consequentemente, maior capacidade para armazenar água, o que pode explicar os maiores valores de umidade observados no SSP.

O estoque de carbono na área do sistema silvipastoril foi superior ao da pastagem degradada tanto na profundidade de 0,00-0,10 m quanto na de 0,30-0,40 m (Tabela 1 e 2). Beckert et al. (2016) encontraram maiores valores de estoque de carbono em sistema silvipastoril em relação à pastagem. A adição de espécies arbóreas promove um aumento no estoque de carbono devido o acréscimo na quantidade e qualidade de material orgânico no solo (Jobbágy e Jackson, 2000). Ainda, a presença de árvores melhora algumas características do solo que estão relacionadas ao aumento do estoque de carbono, como a humificação, a agregação do solo e a translocação de biomassa para o solo via sistema radicular (Lal, 2001).
Ao estudarem o estoque de carbono em pastagem manejada e degradada, Rosa et al. (2014) observaram um decréscimo no estoque de carbono em ambas as pastagens

em função do aumento nos valores da densidade do solo, situação esta bem parecida com o solo da área de pastagem degradada do presente estudo.

A diferença textural entre o SSP e a PDr também pode influenciar os teores de carbono nessas áreas, pois, em solos argilosos, a decomposição do carbono é mais difícil em relação a solos de textura arenosa (Singh et al., 2017). Isso ocorre porque o carbono é adsorvido quimicamente na superfície dos minerais da fração argila, dificultando, assim, a ação dos microrganismos no processo de decomposição do carbono (Sissoko e Kpomblekou, 2010).

A quantificação do estoque de carbono em diferentes usos do solo deve ser acompanhada de análises que demostram a qualidade desse carbono no sistema para que possamos identificar as mudanças promovidas pelo manejo do solo. Nesse sentido, para complementar a determinação do estoque de carbono, foi realizada análise para determinar o grau de humificação da matéria orgânica (H_{LIFS}) das áreas de estudo. Os maiores valores de H_{LIFS} observados na PDr (2481,57 ua) demonstraram que, nesse sistema, há predomínio de frações mais recalcitrantes de carbono, possivelmente devido a menor adição de material orgânico ao solo.

As frações mais humificadas do carbono no solo apresentam maior resistência à atividade microbiana, pois se encontram no interior dos agregados do solo (Santos et al., 2017). Segundo Segnini et al. (2019), menores valores de estoque de carbono e maiores valores de H_{LIFS} configuram solos degradados- comportamento observado por eles em pastagem degradada. Em contrapartida, o SSP apresentou maior disponibilidade de carbono lábil devido aos menores valores de H_{LIFS} observados. De acordo com Favoretto et al. (2008), uma maior adição de material orgânico na superfície do solo promove a diluição da parte mais humificada da matéria orgânica, resultando assim, em alto teor de carbono e baixos valores de humificação da matéria orgânica.

Tabela 1. Estatística descritiva da emissão total de CO_2, umidade e temperatura do solo no período de maio a outubro de 2018, estoque de carbono, grau de humificação da matéria orgânica, constante de decaimento do carbono no solo, atributos químicos e físicos na camada de 0,00-0,10m das áreas de Sistema Silvipastoril e Pastagem Degradada.

	Média	**EPM**	**Mín**	**Máx**	**CV**	**Média**	**EPM**	**Mín**	**Máx**	**CV**
	Silvipastoril					**Pastagem Degradada**				
ETotal (Mg C-CO_2 há$^{-1}$)	10,25 a	0,50	6,60	13,11	18,92	8,11 b	0,41	5,50	11,40	19,61
Ts (ºC)	23,90 a	0,73	29,21	18,11	11,76	23,40 a	0,65	28,90	18,52	10,83
Us (%)	21,67 a	0,87	27,71	12,38	15,49	12,14 b	0,87	17,92	2,71	27,73
EC (Mg ha $^{-1}$)	21,34 a	0,45	17,36	23,61	8,29	11,59 b	0,39	9,72	14,59	13,12
fator *k (*dia $^{-1}$)	0,48 b	0,02	0,37	0,61	15,50	0,71 a	0,05	0,42	1,11	24,88
H_{LIFS} (ua)	952,53 b	31,28	779,18	1187,73	12,72	2481,57 a	302,87	1222,71	4929,64	47,27
Macro (m^3/m^3)	0,11 b	0,01	0,06	0,16	29,59	0,17 a	0,01	0,12	0,24	22,44
Micro (m^3/m^3)	0,41 a	0,01	0,38	0,46	4,89	0,19 b	0,01	0,16	0,24	13,68
PLA (%)	17,95 a	0,44	15,53	22,19	9,40	7,64 b	0,19	6,68	9,19	9,41
Ds (g/dm^3)	1,23 b	0,02	1,11	1,32	4,89	1,63 a	0,02	1,51	1,71	3,91
SB (mmolc dm^{-3})	20,38 a	0,56	10,6	27,6	19,47	21,00 a	0,67	9,3	36,9	26,36
Argila (g kg-^{1})	605,40 a	5,05	564,00	627,99	3,23	133,89 b	7,35	69,21	173,27	21,27
Areia (g kg-^{1})	235,20 b	5,79	192,00	270,00	9,53	818,04 a	5,93	773,87	857,57	2,81
Fed (g kg-^{1})	54,91 a	0,71	50,51	62,45	5,01	16,72 b	1,14	11,14	25,46	26,34
Feo (g kg-^{1})	4,35 a	0,15	3,41	5,25	13,10	0,61 b	0,04	0,26	0,92	25,26
SM (10^{-6} m^3 kg $^{-1}$)	54,68 a	0,50	51,76	58,02	3,52	0,16 b	0,14	0,01	2,12	340,52

N=15, EPM=erro padrão da média, Mín= valor mínimo observado, Máx=valor máximo observado, CV= coeficiente de variação, Valores médios seguidos pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste t de Student a 5% de significância. ETotal=emissão total de CO_2 do solo, Ts= temperatura do solo, Us= umidade do solo, EC= estoque de carbono do solo, fator k= constante de decaimento do carbono no solo, H_{LIFS}=grau de humificação da matéria orgânica, SB=soma de bases do solo, Macro= valor da macroporosidade do solo, PLA=porosidade livre de água, Ds= densidade do solo, Argila=teor de argila no solo, Areia=teor de areia no solo, Fed= teor de ferro extraído por ditionito-bicarbonato-citrato, Feo= ferro extraído por oxalato-ácido de amônio SM=susceptibilidade magnética

Tabela 2. Estatística descritiva do estoque de carbono do solo, grau de humificação da matéria orgânica do solo, atributos químicos e físicos na camada de 0,30-0,40m das áreas do Sistema Silvipastoril e Pastagem Degradada.

	Média	**EPM**	**Mín**	**Máx**	**CV**	**Média**	**EPM**	**Mín**	**Máx**	**CV**
	Silvipastoril					**Pastagem Degradada**				
EC(Mg ha $^{-1}$)	12,49 a	0,34	10,28	15,42	10,43	8,12 b	0,21	7,35	10,28	9,98
H_{LIFS} (ua)	1719,97 b	52,52	1287,49	2001,84	11,83	3067,22 a	263,93	1396,26	4704,89	33,33
Macro (m^3/m^3)	0,09 b	0,00	0,07	0,12	18,69	0,22 a	0,01	0,13	0,27	16,59
Micro (m^3/m^3)	0,45 a	0,00	0,43	0,49	3,23	0,16 b	0,01	0,12	0,23	18,82
Ds (g/dm^3)	1,18 b	0,01	1,13	1,32	4,48	1,59 a	0,02	1,47	1,72	4,63
PT (%)	0,54 a	0,006	0,51	0,59	4,85	0,37 b	0,006	0,33	0,41	6,87
Argila (g kg-^{1})	602,92 a	9,21	531,98	652,98	5,92	155,87 b	8,08	102,56	205,63	20,08
Areia (g kg-^{1})	229,33 b	9,76	178,00	308,00	16,48	798,71 a	6,56	750,00	825,48	3,18
Fed (g kg-^{1})	56,77a	0,68	52,34	60,83	4,67	19,35 b	1,24	11,25	27,61	24,84
Feo (g kg-^{1})	4,45 a	0,20	2,78	5,68	17,11	0,55 b	0,04	0,19	0,90	28,29
SM (10^{-6} m^3 kg $^{-1}$)	53,76 a	0,54	48,03	57,70	3,91	0,16 b	0,14	0,01	2,16	342,28

N=15, EPM=erro padrão da média, Mín= valor mínimo observado, Máx=valor máximo observado, CV= coeficiente de variação, Valores médios seguidos pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste t de Student a 5 % de significância. EC= estoque de carbono do solo, H_{LIFS}= grau de humificação da matéria orgânica, Ds= densidade do solo, PT= porosidade total do solo, Argila=teor de argila no solo, Areia=teor de areia no solo, Fed= teor de ferro extraído por ditionito-bicarbonato-citrato, Feo= ferro extraído por oxalato ácido de amônio, SM= susceptibilidade magnética.

Associada ao H_{LIFS}, foi realizada análise da constante de decaimento do carbono (fator *k)*, uma estimativa para determinar a estabilidade do carbono nos solos das áreas de estudo. O fator *k* apresentou comportamento distinto entre as áreas de estudo, sendo que os menores valores foram encontrados no SSP (0,48 dia^{-1}), indicando que, nesse sistema, o carbono é decomposto mais lentamente em relação à PDr (0,71 dia^{-1}), permanecendo no solo por um período maior e resultando em um estoque de carbono maior e mais estável nessa área. Segundo Parton et al. (1994), a constante de decaimento do carbono no solo resulta da interação das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Nesse sentido, as características mineralógicas observadas no sistema silvipastoril podem ter influenciado o comportamento do carbono nessa área. Segundo Kahle et al. (2003), as argilas que apresentam em sua composição minerais como óxidos de ferro, com alta área superficial específica assim como alta capacidade de troca catiônica, perdem menos carbono durante o processo de mineralização da matéria orgânica, Isso é possível porque os óxidos de ferro são minerais que apresentam em suas estruturas o grupo OH, que são altamente reativos a matéria orgânica, formando assim ligações organo-minerais de alta estabilidade (Dick e Schwertmann, 1996).

Os resultados da camada de 0,30 - 0,40 m apresentados na Tabela 2 demonstram que, no SSP, assim como na camada de 0,00-0,10 m, houve maior acúmulo de carbono uma vez que nesse sistema o estoque de carbono foi superior (12,49 mg ha^{-1}) ao da PDr (8,12 mg ha^{-1}), assim como menores valores de H_{LIFS} (1719,97 ua) em relação a PDr (3067,22 ua). Os resultados observados para os demais atributos do solo também apresentaram comportamento similar ao observado na camada de 0,00-0,10 m (Tabela 1)

O sistema silvipastoril apresentou condições físicas favoráveis ao transporte de CO_2 pela matriz do solo (menor densidade do solo e maior porosidade livre de água). Considerando que o carbono é a principal fonte de energia para a atividade microbiana, ressaltamos que a maior quantidade e melhor qualidade de carbono disponível observados no SSP em associação as condições físicas observadas podem justificar os maiores valores de emissão total de CO_2 encontrados nessa área. Como esse comportamento foi observado nas duas profundidades avaliadas no presente estudo, o sistema silvipastoril pode ser considerado um sumidouro de

carbono, pois, apesar de apresentar os maiores valores de emissão total apresenta também maior teor de carbono estável em sua estrutura.

A análise multivariada foi adotada para a identificação das possíveis variáveis que participam de processos que possam explicar o comportamento da emissão de CO_2 no solo (FCO_2), já que a FCO_2 é resultante da interação dos atributos químicos, físicos e biológicos do solo. A Tabela 3 apresenta a contribuição de cada variável e a variância retida em cada componente principal na camada de 0,00-0,10 m. A análise de componentes principais (ACP) representou 81,35 % da variabilidade total dos dados, sendo que 72,16 % dessa variabilidade ficaram retidas em CP1 e 9,19 % restantes ficaram retidos em CP2.

Tabela 3. Correlação entre a emissão de gás carbono no solo (FCO_2), estoque de carbono do solo (EC), grau de humificação da matéria orgânica (H_{LIFS}) e os atributos do solo na camada de 0,00- 0,10 m com os componentes principais (CP1 e CP2) nas áreas do sistema silvipastoril (SSP) e pastagem degradada (PDr).

Componente Principal	**CP1**	**CP2**
Variância Explicada (%)	72,16%	9,19 %
Correlações		
FCO_2	**-0.55**	-0.04
EC	**-0.95**	-0.19
H_{LIFS}	**0.70**	0.39
Ts	-0,28	0,39
pH	**0.91**	-0.31
SB	0.08	**-0.93**
Macro	**0.69**	-0.21
Micro	**-0.98**	0.03
PLA	**-0.97**	-0.08
Ds	**0.94**	0
Areia	**0.99**	0.02
Argila	**-0.99**	-0.01
Fed	**-0.98**	0.03
Feo	**-0.97**	-0.05
SM	**-0.99**	-0.01
Interpretação dos processos formados	Produção e transporte de CO_2	Atuação da SB do solo

As variáveis que representaram o processo formado em CP1 por ordem de relevância foram: teor de areia (0,99), teor de argila (-0,99), SM (-,099), micro (-0,98)

fed (-0,98), Feo (-0,97), PLA (-0,97), EC (-0,95), Ds (0,94), pH (0,91), Ds (0,74), H_{LIFS} (0,70), macro (0,69) e FCO_2 (-0,55). Os atributos que apresentaram sinais semelhantes se relacionam diretamente; enquanto aqueles com sinais diferentes se relacionam inversamente.

Os atributos retidos em CP1- teor de argila, Fed, Feo, SM, EC, PLA, micro e FCO_2 - apresentaram seus feixes direcionados a área do SSP enquanto a macro-pH, H_{LIFS}, Ds e teor de areia – foi direcionada à área da PDr (Figura 6). Ao analisarmos a relação entre os atributos em CP1, observamos que nessa componente houve a formação de processos relacionados à produção e transporte de CO_2. Observamos que a FCO_2 e o EC apresentaram relação direta, ou seja, quanto maior o estoque de carbono no solo maior será a emissão de CO_2. O carbono é a principal fonte energética para a atividade microbiológica do solo e a sua decomposição resulta no aumento da FCO_2 (Whalen e Sampedro, 2009). A FCO_2 e o grau de humificação da matéria orgânica do solo (H_{LIFS}) apresentaram correlação inversa, indicando que formas mais recalcitrantes da matéria orgânica são menos acessíveis à atividade microbiana resultado assim em menores taxas de FCO_2. Vicentini et al. (2019) também observaram essa relação ao estudarem a emissão de CO_2 em áreas reflorestadas. Xavier et al. (2019), ao avaliarem a emissão de CO_2 em diferentes plantas de cobertura, também observaram relação inversa entre a FCO_2 e o H_{LIFS}.

A relação entre o pH, EC e FCO_2 pode ser atribuída a ação do pH sobre a atividade microbiana, já que a redução no pH aumenta a disponibilidade de alumínio tóxico no solo (Flis et al., 1993), o que afeta a comunidade microbiológica do solo (Anderson, 1998; Marstorp et al., 2000; Zelles, 1999) além de alterar as atividades desses microrganismos (Baath e Anderson, 2003). Isso ocasiona redução na atividade microbiológica e reflete na diminuição da emissão de CO_2.

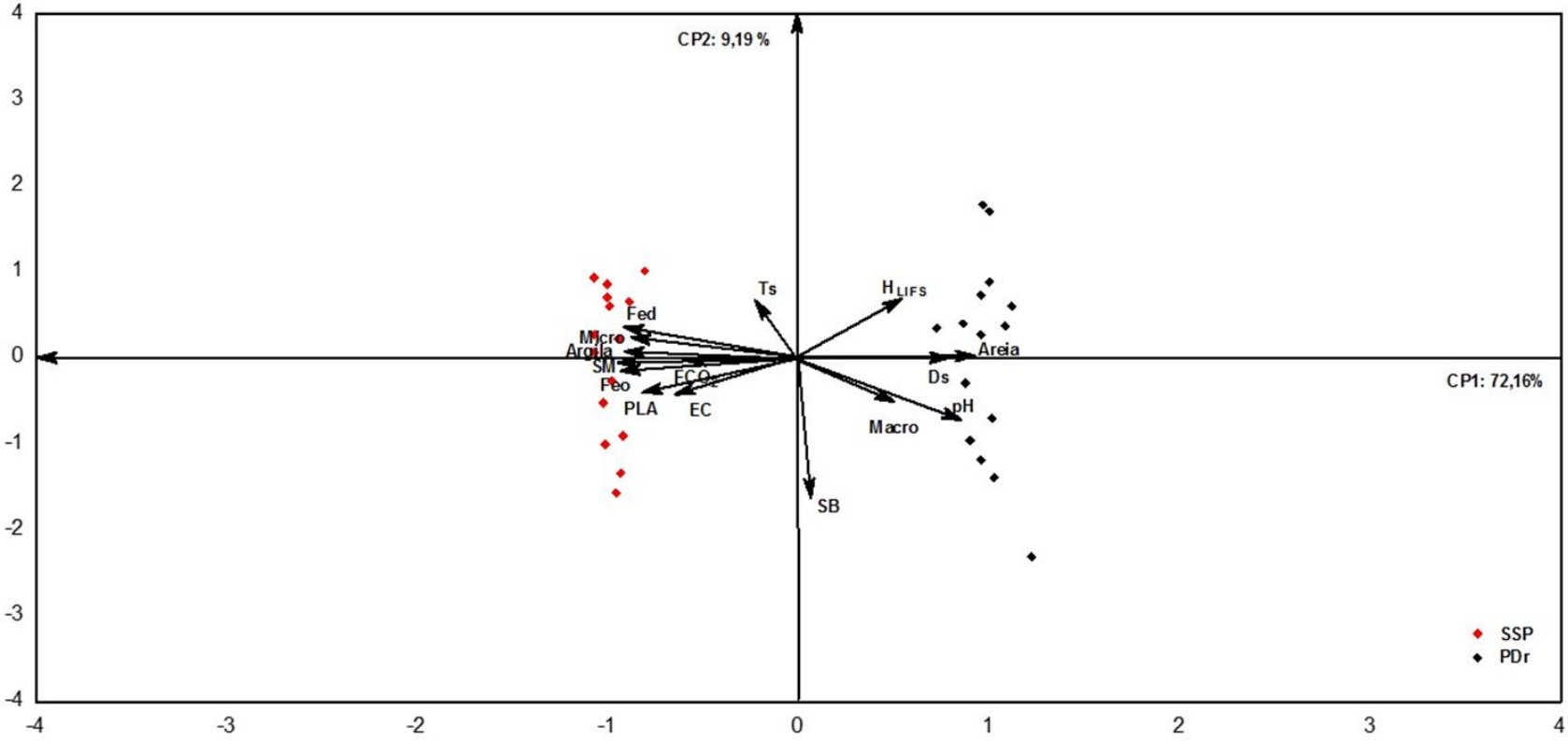


Figura 6. Gráfico dos componentes principais CP1 e CP2 na camada de 0,00 - 0,10 m contendo as variáveis Teor de argila, Teor de areia, macroporosidade do solo (Macro), microporosidade do solo (Micro), estoque de carbono (EC), porosidade livre de água (PLA), ferro extraído por ditionito- citrato- bicarbonato (Fed), ferro extraído por oxalato ácido de amônio (Feo), susceptibilidade magnética (SM), grau de humificação da matéria orgânica do solo (H_{LIFS}), densidade do solo (Ds), Emissão de CO_2 no solo (FCO_2), soma de bases do solo (SB)

Ressaltamos que, no presente estudo, a mineralogia da fração argila, representada pelo ferro extraído por ditionito-citrato-bicarbonato (Fed), ferro extraído por oxalato-ácido de amônio (Feo) e susceptibilidade magnética (SM) expressou sua participação nos processos de produção e transporte da FCO_2. Pelas relações observadas entre as variáveis, observa-se que solos com argila mais oxídicas (maior concentração de Fed, Feo e SM) tendem a apresentar maiores valores de EC, possivelmente devido à proteção física que esses minerais e a textura argilosa conferem ao carbono do solo, fato este que pode explicar a relação inversa entre os minerais da fração argila e o grau de humificação da matéria orgânica (H_{LIFS}). Nessas condições, podem ocorrer maiores taxas de FCO_2. Bahia et al. (2015) observaram relação direta entre a FCO_2 e o Fed em seus estudos.

De acordo com Wagai e Mayer (2007), a associação entre teor de matéria orgânica- óxidos de ferro-argila podem ser responsáveis pelo sequestro de carbono nos solos. Os óxidos de ferro, ao promoverem uma melhoria na agregação do solo, dificultam a decomposição do carbono pela atividade microbiana uma vez que protegem esse carbono que está no interior desses agregados (Elliott, 1986; Gupta e Germida, 1988; Tisdall e Oades, 1982), ocasionando solos com maiores teores de carbono.

Assim, o estudo da composição mineralógica dos solos em conjunto a adoção de usos do solo que priorizem a adição de material orgânico e o não revolvimento do solo podem ser práticas que promovam áreas agrícolas a acumuladoras de carbono.

O transporte de CO_2 do solo para a atmosfera ocorre através dos processos de fluxo de massa e difusão, sendo estes processos influenciados pela textura, estrutura e umidade do solo (Kang et al., 2002). A estrutura do solo está relacionada com os teores de óxidos de ferro presentes na fração argila, conforme as correlações observadas entre esses minerais e os atributos densidade do solo (Ds), porosidade livre de água (PLA) e macroporosidade (macro). Os óxidos de ferro promovem uma melhoria na estrutura do solo ao melhorarem a sua agregação devido a sua ação cimentante, ocasionando um aumento da porosidade e consequente redução da densidade do solo (Botula et al., 2015). Isso influencia a atividade microbiana do solo, e consequentemente, a FCO_2 (Bicalho et al., 2017).

No presente trabalho, a textura do solo das áreas de estudo apresentou comportamento distinto em relação a FCO_2. Observamos que solos com textura mais argilosa tendem a apresentar maiores emissões enquanto uma relação inversa foi observada entre solos arenosos (Tabela 1).

Em CP2 houve a formação de um processo envolvendo a soma de bases do solo (SB). A SB está diretamente relacionada com a fertilidade do solo, além de ser um dos fatores que influenciam a dinâmica dos microrganismos do solo, como reportado por Epron et al. (2006) e Lal (2009).

Na camada de 0,30 - 0,40 m, a análise de componentes principais explicou 91,00 % da variabilidade total dos dados, onde 83,38 % foram explicadas por CP1 e 8,62 % por CP2 (Tabela 4 e Figura 7). As correlações entre as variáveis observadas em CP1, por ordem de relevância, foram: teor de argila (-0,99), teor de areia (0,99), SM (-0,99), Fed (-0,98), Feo (-0,96), PT (-0,96), Ds (0,95), macro (0,92), EC (-0,90), H_{LIFS} (0,71) e SB (0,53). As correlações observadas entre as variáveis demonstram que assim como na camada de 0,00-0,10 m houve a formação de processos referentes a produção e transporte de CO_2 no solo.

Tabela 4. Correlação entre o estoque de carbono (EstC), grau de humificação da matéria orgânica (H_{LIFS}) e os atributos do solo em CP1 e CP2 na camada de 0,30 - 0,40 m nas áreas do sistema silvipastoril (SSP) e pastagem degradada (PDr).

Componente Principal	**CP1**	**CP2**
Variância Explicada (%)	83,38 %	8,62 %
Correlações		
EC	**-0,90**	-0,26
H_{LIFS}	**0,71**	0,45
SB	**0,53**	**-0,79**
Macro	**0,92**	-0,18
PT	**-0,96**	- 0,10
Ds	**0,95**	0,03
Areia	**0,99**	-0,03
Argila	**- 0,99**	0,01
Fed	**-0,98**	-0,00
Feo	**-0,96**	0,03
SM	**-0,99**	0,02
Interpretação dos processos formados	Produção e transporte de CO_2 no solo	Atuação da SB do solo

A SB apresentou correlação direta com o $H_{LIFS,}$ porém se correlacionou inversamente com o EC, o que indica que solos com boa fertilidade, ou seja, maior disponibilidade de nutrientes, tendem a beneficiar a atividade microbiológica, resultado, assim, no aumento da humificação da matéria orgânica e, consequentemente, na redução do estoque de carbono, refletindo no aumento da emissão de CO_2. Xavier et al. (2019), observaram que o aumento da SB promoveu o aumento nas emissões de CO_2. Moitinho et al. (2021) consideram a SB um dos atributos relacionados diretamente à emissão de CO_2, uma vez que a SB reflete o estado nutricional do solo (Lal,2009), influenciando assim a atividade microbiológica do solo.

A correlação inversa observada entre o grau de humificação da matéria orgânica (H_{LIFS}), e o estoque de carbono (EC) (Tabela 4) indica que formas mais recalcitrantes de carbono são desfavoráveis à atividade microbiana, o que pode resultar em menores valores de estoque de carbono**.** Esse mesmo comportamento foi observado na camada de 0,00 - 0,10 m no presente estudo. Da mesma maneira que na camada de 0,00 – 0,10 m, houve a formação de um processo em CP2 envolvendo a SB (-0,79). Diante das observações nas camadas de 0,00 -0,10 e 0,30 -0,40 m em CP1 e CP2 a relação entre os atributos do solo pode apresentar comportamento distinto, podendo ainda ser influenciado pelo uso do solo adotado nas áreas agrícolas.

Os resultados observados nas camadas de 0,00-0,10 e 0,30- 0,40 demostram que solos argilosos com ausência de revolvimento tendem a estocar mais carbono tanto em camadas superficiais quanto naquelas mais profundas, resultando, assim, em maiores taxas de emissão de CO_2. Além disso, solos com maior presença de óxidos de ferro na fração argila apresentam maior capacidade para armazenar carbono em sua estrutura, o que pode contribuir de forma positiva no sequestro de carbono.

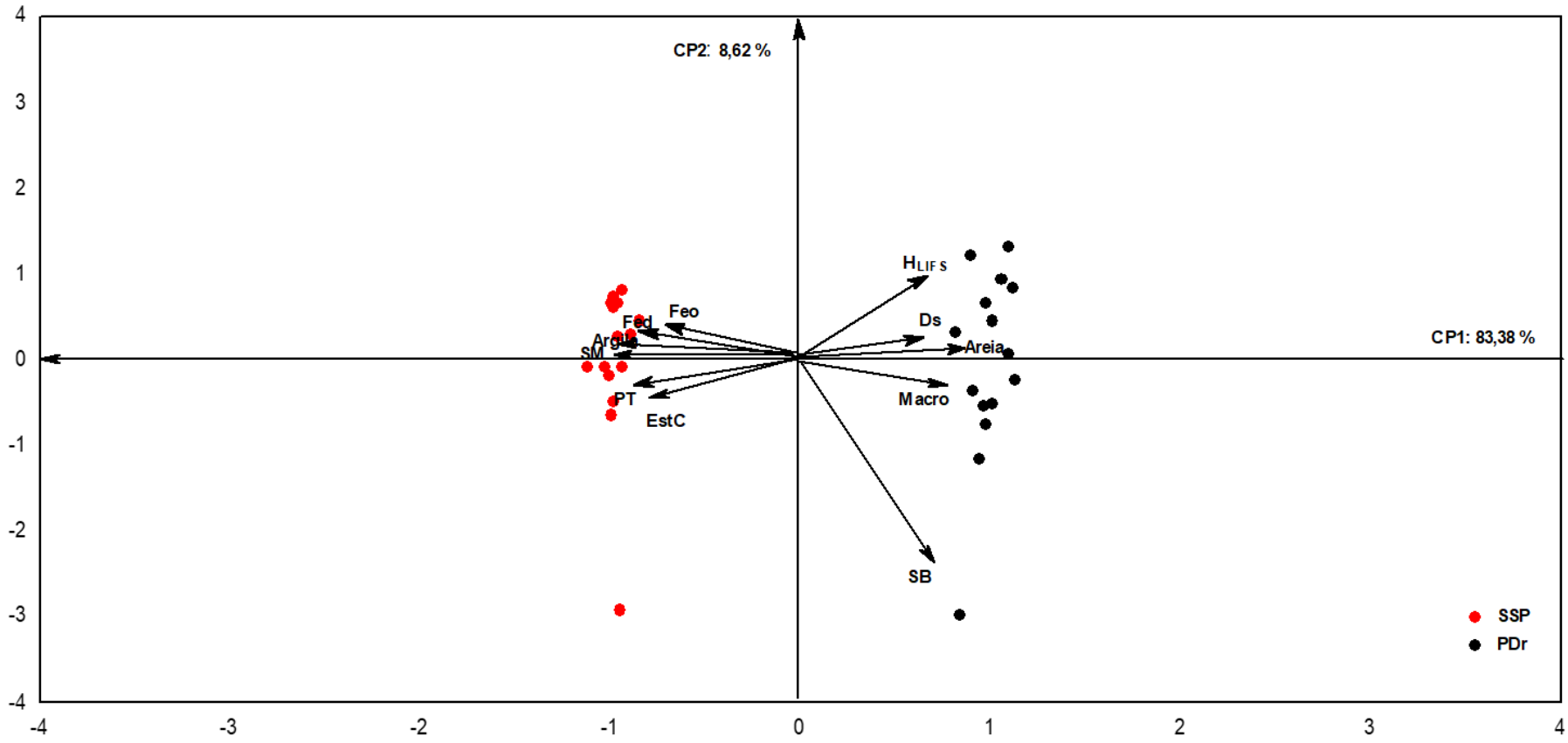
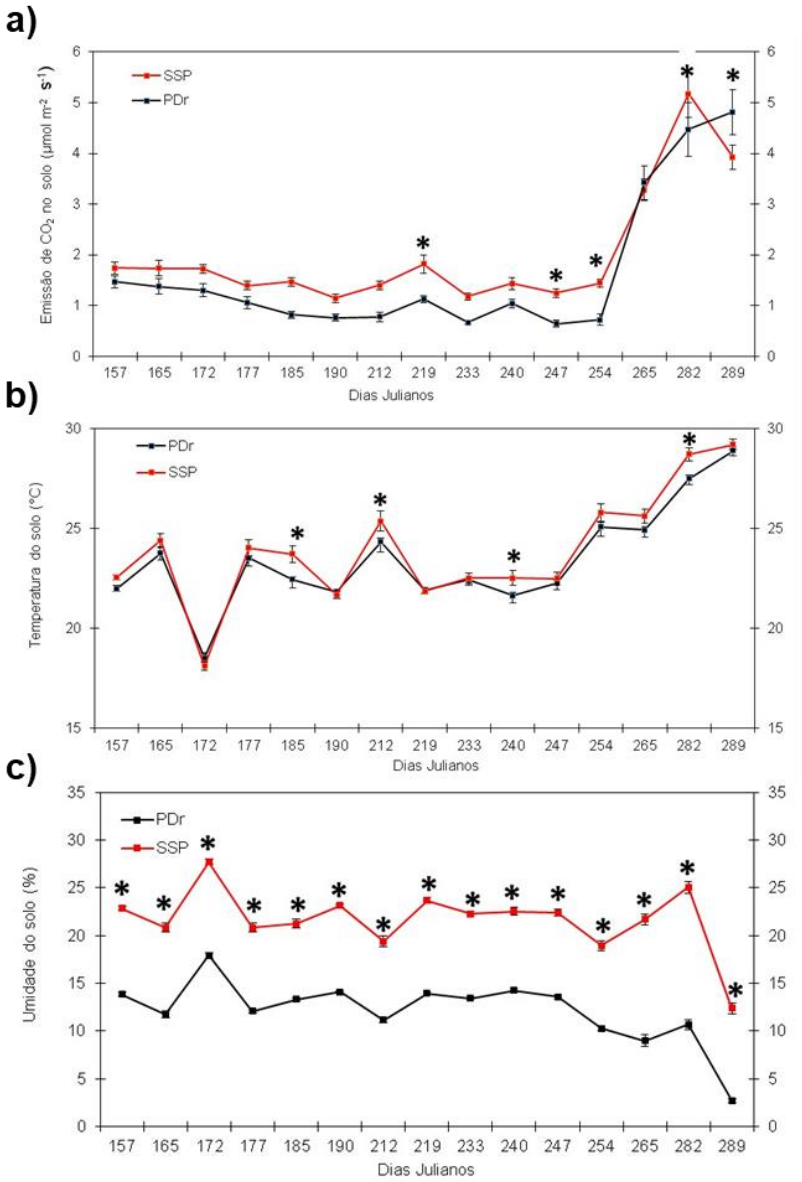


Figura 7. Gráfico dos componentes principais CP1 e CP2 na camada de 0,30 - 0,40 m contendo os atributos: Teor de argila Teor de areia, macroporosidade do solo (Macro), microporosidade do solo (Micro), estoque de carbono (EC), porosidade total (PT) do solo, ferro extraído por ditionito citrato-bicarbonato (Fed), ferro extraído por oxalato ácido de amônio (Feo), susceptibilidade magnética (SM), densidade do solo (Ds), grau de humificação da matéria orgânica do solo (H_{LIFS}).

Na Figura 8, são apresentados os resultados das emissões de CO_2 do solo, temperatura e umidade do solo no período de avaliação. Os resultados demonstram interação significativa entre os usos do solo e os dias de avaliação da emissão de CO_2 ($F= 2,54$; $p<0,01$). Esses resultados indicam que a emissão de CO_2 (FCO_2) nas áreas de estudo não apresentou um mesmo padrão de variabilidade temporal, ou seja, a FCO_2 apresentou comportamento distinto entre as áreas. Observa-se que o sistema silvipastoril (SSP) apresentou maiores valores médios da FCO_2 nos dias 185 (04/07), 219 (07/08), 247 (04/09), 254 (11/09) e 282 (09/10) em relação a pastagem degradada (PDr), contudo, no dia 289 (16/10) os maiores valores médios da FCO_2 foram observados na PDr. A partir do dia 254 (11/09) as áreas experimentais foram acometidas por eventos pluviométricos, porém os maiores valores médios da FCO_2 em ambas as áreas foram observados a partir do dia 265 (22/09) (Figura 8a). Durante a precipitação, ou até mesmo em períodos curtos após a precipitação, a expulsão do CO_2 dos poros é decorrente do preenchimento com água dos poros (Chen et al., 2010), no entanto, com a evaporação da água e a melhoria na aeração do solo a atividade microbiana é beneficiada ocasionando um aumento nas emissões de CO_2 (Zanchi et al., 2003).

Ainda, devido à baixa umidade, a macroporosidade do solo se preencheria com o ar que foi expulso com o início da precipitação, sendo então preenchida por água, beneficiando a atividade microbiana ocasionando um aumento da FCO_2 (Moreira e Siqueira, 2006; Brady e Weil, 2012) como na Figura 8 a. Autores como Moitinho et al. (2021) e Xavier et al. (2020) também observaram aumento na FCO_2 após eventos pluviométricos em áreas com plantio de cana -de- açúcar e plantas de cobertura. Houve efeito significativo ($F=9,16$; $p<0,01$) entre os dias de avaliação e a temperatura do solo (Ts). Observou-se que a Ts apresentou comportamento similar entre as áreas de estudo na maioria dos dias de avaliações, contudo, o SSP apresentou maiores valores de Ts nos dias 185 (04/07), 212 (31/07),240 (28/08) e 282 (09/10) (Figura 8b).



*Médias diferem entre si pelo teste de tukey a 5 % de probabilidade

Figura 8. Valores médios diários da emissão de CO_2 (a), temperatura do solo (b) e umidade do solo (c) com barra de erro padrão da média durante os 255 dias de avaliação nas áreas de pastagem degradada (PDr) e sistema silvipastoril (SSP).

Com relação a umidade do solo (Us), também foi observada interação significativa desta com os usos do solo (F= 11,03, p<0,01) (Figura 8c). Os maiores valores foram observados no SSP em todos os dias de avaliação sendo esta condição um reflexo das características desta área de estudo conforme discutindo nos parágrafos anteriores.

Para melhor compreendermos a relação entre a FCO_2 e as variáveis Ts e Us, foram feitas análises de regressões linear simples e quadráticas (Figura 9). No sistema silvipastoril, os modelos linear e quadrático explicaram a variabilidade da FCO_2 através da temperatura do solo (R^2= 0,56, p<0,05; R^2= 0,77, p<0,05 respectivamente). Este mesmo comportamento foi observado na pastagem degradada (R^2= 0,50, p<0,05; R^2=0,78, p<0,05). Ao regular a taxa de decomposição da matéria orgânica do solo pela atividade microbiana, a temperatura diretamente regula a produção e emissão de CO_2 do solo para a atmosfera (Mikou e Kirschbaum, 1995; Subke et al., 2003), o que justifica a relação direta observada nas áreas de estudo entre as variáveis Ts e FCO_2. Com relação a umidade do solo, no sistema silvipastoril, os modelos lineares e quadráticos não explicaram a variabilidade da FCO_2; em contrapartida, na pastagem degradada, a FCO_2 foi explicada pela Us tanto pelo modelo linear (R^2= 0,50 p<0,05) como pelo modelo quadrático (R^2=0,55, p<0,05). As correlações observadas demonstram que a Us na PDr influenciou a FCO_2 inversamente, ou seja, quando a Us foi alta a FCO_2 tendeu a diminuir. Essa correlação pode ser atribuída à redução na entrada de O_2 no solo devido ao preenchimento dos poros por água, o que ocasiona uma redução na atividade microbiana do solo e, consequentemente, uma redução na FCO_2.

Assim, os resultados observados pela análise de regressão linear indicaram que a temperatura foi mais marcante na emissão de CO_2 em ambas as áreas de estudo. Esse fato pode ser atribuído às pequenas variações da umidade do solo durante o período de avaliação, visto que, Iqdal et al. (2010) afirmaram que a temperatura é o fator principal que influencia a emissão de CO_2 em regiões onde a variação das taxas de umidade do solo foi baixa.

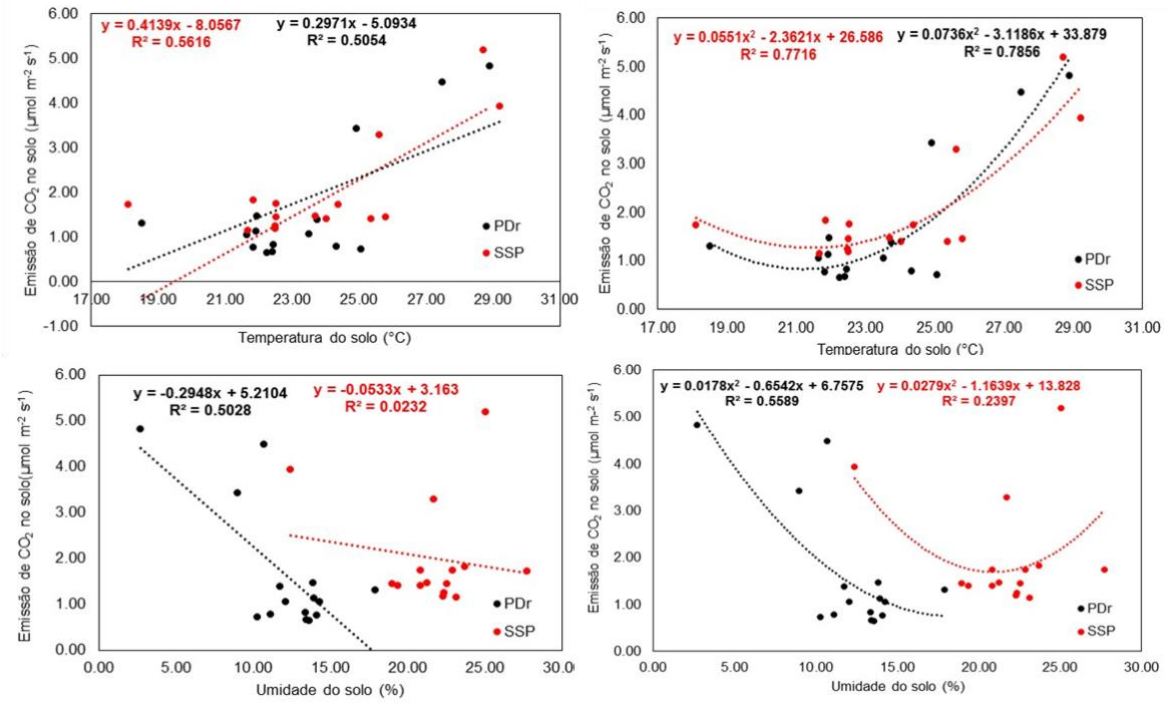


Figura 9. Gráficos da regressão linear e quadrática expressando as relações entre as variáveis emissão de CO_2 no solo (FCO_2), temperatura do solo (Ts) e umidade do solo (Us) nas áreas de pastagem degradada (PDr) e sistema silvipastoril (SSP).

2.3.1 Variabilidade espacial da emissão de CO_2 e atributos do solo

Nas Tabelas 5 e 6, são apresentados os valores da média ± erro padrão da média, coeficiente de variação e os parâmetros oriundos dos semivariogramas experimentais da emissão de CO_2 (FCO_2), temperatura do solo (Ts) e umidade do solo (Us), e nas Figuras 10 e 11, são apresentados os modelos dos semivariogramas da pastagem degradada (PDr) e sistema silvipastoril (SSP).

Tabela 5. Modelos e estimativas dos parâmetros ajustados aos semivariogramas experimentais para a emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo para os dias de avaliados no ano de 2018 na área da pastagem degradada.

Dias de Avaliação	Média ± EPM	CV	Modelo	C_0	C_0+C_1	a (m)	SQR	R^2	GDE
Emissão de CO_2 (µ mol m^{-2} s^{-1})									
145	1,69 ± 0,07	36,49	Exp	0,0014	0,1458	10,7	1,94 E-03	0,78	0,0096
151	1,49 ± 0,05	32,09	Esf	0,0681	0,1662	35,0	2,15 E-03	0,75	0,4097
156	1,43 ± 0,05	29,74	Esf	0,0794	0,1658	33,2	2,39 E-03	0,63	0,4788
165	1,34 ± 0,05	36,69	Esf	0,0020	0,1150	18,9	1,30 E-03	0,74	0,0173
171	1,02 ± 0,03	26,00	Exp	0,0142	0,0377	18,1	1,16 E-04	0,70	0,3754
177	1,02 ± 0,04	34,65	Esf	0,0286	0,0676	43,7	1,63 E-04	0,89	0,4230
185	0,88 ± 0,03	32,50	Esf	0,0006	0,0561	19,4	4,89 E-04	0,78	0,0106
190	0,85 ± 0,04	43,03	Esf	0,0169	0,0746	18,4	5,86 E-04	0,60	0,2265
Temperatura do solo (°C)									
145	24,36 ± 0,23	7,73	Gaus	0,0010	27,620	5,6	1,12 E+00	0,58	0,0003
151	24,88 ± 0,07	2,37	Gaus	0,0513	0,1886	16,2	1,46 E-03	0,93	0,2720
156	23,25 ± 0,25	8,95	Esf	10,610	40,320	49,2	1,79 E+00	0,83	0,2631
165	24,20 ± 0,12	4,16	Esf	0,3620	0,8230	67,7	6,61 E-02	0,71	0,4398
171	22,79 ± 0,18	6,90	Exp	0,1750	0,5600	27,0	2,55 E-02	0,75	0,3125
177	23,93 ± 0,08	2,92	Esf	0,2163	0,5216	52,0	1,08 E-02	0,84	0,4146
185	22,94 ± 0,09	3,33	Esf	0,1213	0,5950	19,3	2,69 E -03	0,88	0,2038
190	21,97 ± 0,05	2,11	Esf	0,0715	0,1540	47,9	1,95E-03	0,71	0,4642
Umidade do solo (%)									
145	11,18 ± 0,26	0,26	Esf	0,0100	39,540	14,9	1,74 E+00	0,65	0,0025
151	10,60 ± 0,08	0,08	Esf	0,1587	0,3184	41,1	3,33 E+00	0,85	0,4984
156	12,51 ± 0,29	0,29	Exp	0,0060	15,380	6,8	1,75 E-01	0,79	0,0039
165	11,40 ± 0,14	0,14	Esf	0,2860	11,690	97,8	4,37 E-02	0,90	0,2446
171	13,05 ± 0,22	0,22	Gaus	0,0100	33,820	12,7	7,84 E-01	0,92	0,0029
177	11,72 ± 0,09	0,09	Esf	0,2790	0,7430	57,0	7,53 E-03	0,92	0,3755
185	12,87 ± 0,10	0,10	Esf	0,0530	0,8460	18,1	7,52 E-03	0,77	0,0626
190	14,02 ± 0,06	0,06	Gaus	0,0001	0,2222	6,4	6,43 E-03	0,80	0,0004

*N=69, EPM= erro padrão da média, CV= coeficiente de variação; GDE: grau de dependência espacial, forte para valores menores que 0,25, moderados para valores entre 0,25 e 0,75; fraco para valores maiores que 0,75 (Cambardella et al.,1994); SQR: soma de quadrado dos resíduos, Modelos do semivariograma: Gaus: gaussiano; Esf: esférico; Exp: exponencial

Na PDr, os valores médios da FCO_2 variaram de 1,69 µmol m^{-2} s^{-1} (dia 145) a 0,85 µmol m^{-2} s^{-1} (dia 190). Zhang et al. (2015) observaram que os valores de FCO_2 em uma pastagem na região da China variaram de 1,48 µmol m^{-2} s^{-1} a 2,09 µmol m^{-2} s^{-1}. Tavanti et al. (2020) observaram em uma pastagem sem manejo valores de FCO_2 iguais a 1,40 µmol m^{-2} s^{-1}. No SSP, os valores de FCO_2 foram superiores aos observados na PDr eles variaram de 1,98 µmol m^{-2} s^{-1} (dia 176) a 1,23 µmol m^{-2} s^{-1} (dia 191), respectivamente. Esses valores foram menores do que aqueles observados no trabalho de Vicetini et al. (2019) em áreas reflorestadas de pinus (4,04 µmol m^{-2} s^{-1}) e eucalipto (5,06 µmol m^{-2} s^{-1}), contudo, ao estudarem a emissão de CO_2 em floresta natural no estado do Amazonas, Cunha et al. (2018) encontraram valores médios de FCO_2 iguais a 1,91 µmol m^{-2} s^{-1}.Os valores médios da temperatura do solo (Ts) observados na PDr variaram de 24,88 °C (dia 151) a 21,97 °C (dia 190); enquanto

que, no SSP, esses valores foram menores, já que variaram de 23,42 (dia 155) a 15,48 °C (dia 142). Esses menores valores de Ts observados no SSP podem ter sido ocasionados devido ao sombreamento da área pela presença das aroeiras, as quais reduziam o contato da luz solar com o solo. Observou-se que a umidade do solo no SSP foi superior a PDr, dados que os valores observados no SSP variaram de 21,64 (dia 142) a 12,32 % (dia 155); na PDr, observou-se variação dos valores de Us entre 14,02 (dia 190) a 10,60 % (dia 151).

Tabela 6. Modelos e estimativas dos parâmetros ajustados aos semivariogramas experimentais para a emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo para os dias de avaliados no ano de 2018 na área do sistema silvipastoril.

Dias de Avaliação	Média ± EPM	CV	Modelo	C_0	C_0+C_1	a (m)	SQR	R^2	GDE
Emissão de CO_2 (µmol m^{-2} s^{-1})									
142	1,84 ± 0,05	29,12	Exp	0,0687	0,3094	11,5	3.81E+00	0,85	0,2220
152	1,74 ± 0,05	29,98	Esf	0,0323	0,2616	23,8	4.92E+00	0,84	0,1234
155	1,69 ± 0,04	27,14	Exp	0,0099	0,1998	6,8	1.95E+00	0,79	0,0495
167	1,56 ± 0,05	33,22	Exp	0,0533	0,2996	15,5	3.32E+00	0,90	0,1779
169	1,94 ± 0,05	28,25	Gaus	0,0506	0,3082	8,0	2.18E+00	0,92	0,1641
176	1,98 ± 0,16	74,73	Exp	0,0118	0,2336	4,4	7.26E-01	0,87	0,0505
184	1,74 ± 0,06	32,43	Exp	0,0220	0,3740	14,0	1,09E-02	0,85	0,0588
191	1,23 ± 0,05	40,10	Exp	0,0137	0,2314	4,3	2.78E+00	0,64	0,0592
Temperatura do solo (° C)									
142	15,48 ± 0,18	10,78	Esf	0,0010	23,940	9,4	2,95E0-1	0,61	0,0004
152	23,10 ± 0,12	4,84	Gaus	0,0750	14,010	17,1	5,79E-02	0,97	0,0535
155	23,42 ± 0,07	2,82	Exp	0,0580	0,5040	14,9	3.06E+00	0,97	0,1150
167	17,29 ± 0,19	10,51	Esf	0,0140	0,4200	21,8	4.47E+00	0,94	0,0333
169	18,70 ± 0,14	7,10	Esf	0,0150	0,5460	37,8	6.60E+00	0,97	0,0274
176	19,87 ± 0,07	3,42	Exp	0,0550	0,4960	10,1	1,25E-02	0,85	0,1108
184	18,87 ± 0,10	5,33	Gaus	0,0010	0,8660	6,8	3,52E-02	0,89	0,0011
191	16,50 ± 0,08	4,82	Gaus	0,0840	0,6100	5,8	1,68E-02	0,80	0,1377
Umidade do solo (%)									
142	21,64 ± 0,21	9,06	Gaus	0,0100	33,060	4,2	1,08E+00	0,65	0,0030
152	12,68 ± 0,14	10,36	Esf	0,0070	11,370	9,0	3,24E-02	0,78	0,0061
155	12,32 ± 0,08	6,30	Exp	0,0230	0,4070	5,9	1,01 E-02	0,76	0,0565
167	19,51 ± 0,23	10,94	Gaus	0,0870	0,5650	4,3	8.02E+00	0,87	0,1539
169	17,87 ± 0,16	8,73	Gaus	0,0010	0,6150	4,6	6,21E-02	0,69	0,0016
176	16,49 ± 0,08	4,84	Gaus	0,2790	0,7430	57,0	7,53 E-03	0,92	0,3455
184	17,65 ± 0,12	6,69	Gaus	0,0010	10,660	4,8	6,01E-02	0,88	0,0009
191	20,44 ± 0,10	4,56	Gaus	0,0010	0,8840	4,6	7,45E-02	0,71	0,0011

*N=86, EPM= erro padrão da média, CV= coeficiente de variação; GDE: grau de dependência espacial, forte para valores menores que 0,25, moderados para valores entre 0,25 e 0,75; fraco para valores maiores que 0,75 (Cambardella et al., 1994); SQR: soma de quadrado dos resíduos, Modelos do semivariograma: Gaus: gaussiano; Esf:: esférico; Exp: exponencial.

Os valores de coeficiente de variação (CV) encontrados nas duas áreas de estudo para a FCO_2 foram considerados altos (acima de 24%) segundo classificação proposta por Warrick e Nielsen (1980). Esses resultados corroboram com os trabalhos

de Figueiredo et al. (2017b); Cunha et al. (2018); Vicentini et al. (2019) e Moitinho et al. (2021) que também observaram altos valores de CV para a FCO_2 em seus estudos.

A Ts e a Us apresentaram baixa variabilidade tanto no SSP quanto na PDr uma vez que os valores do CV ficaram abaixo de 12 %, sendo considerado baixo pelo critério de avaliação sugerido por Warrick e Nielsen (1980). Cunha et al. (2018) observaram baixos valores de CV para a Ts em áreas de floresta natural (1,6 %) e pastagem (3,0 %).

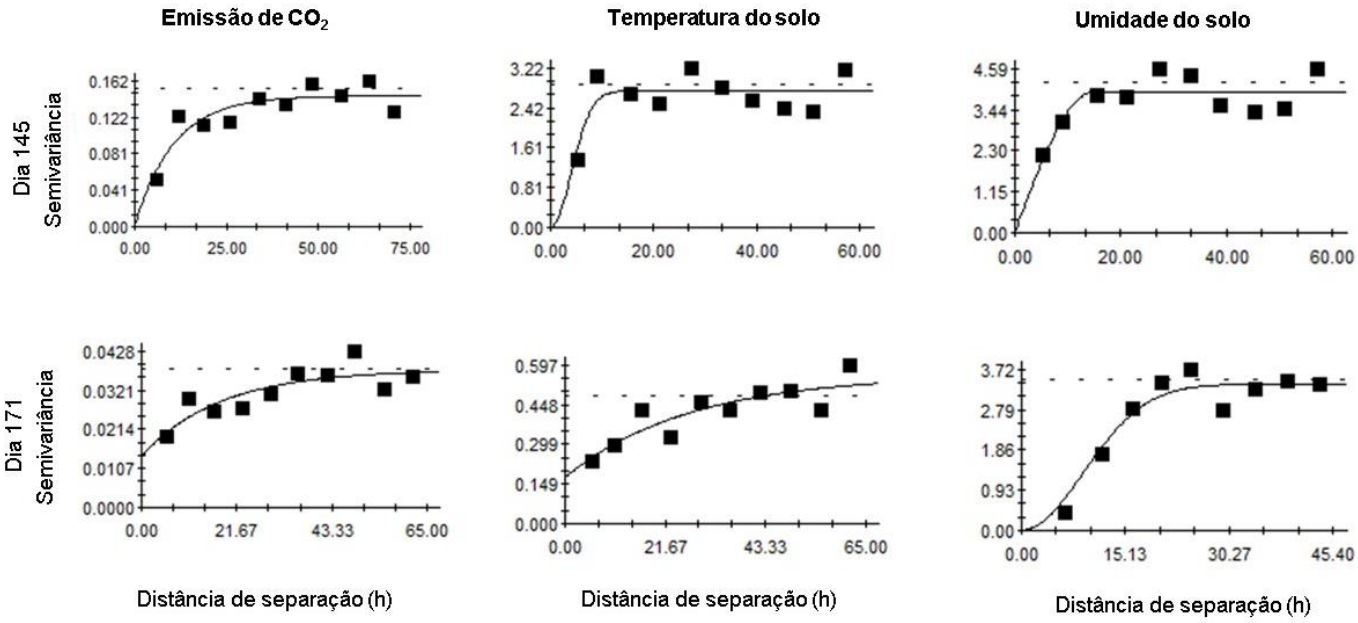


Figura 10. Modelos de semivariogramas para a emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo na pastagem degradada.

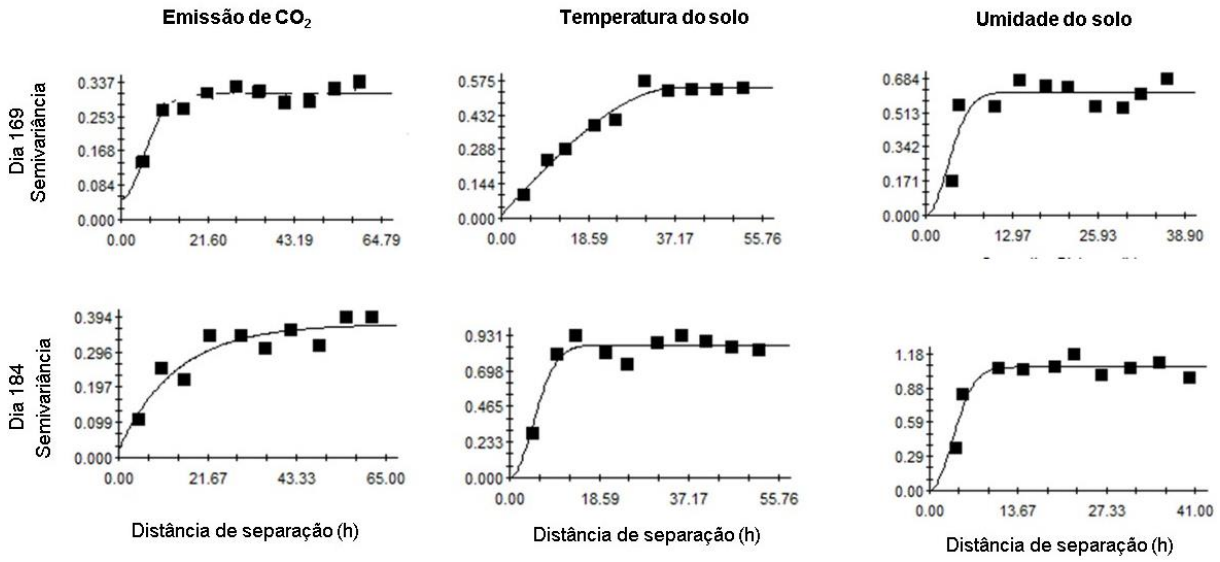


Figura 11. Modelos de semivariogramas para a emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo no sistema silvipastoril.

Na maioria dos dias de avaliações, a variabilidade espacial da FCO_2 na PDr foi ajustada a modelos esféricos (Anexo 1, Figura 10 e Tabela 5) enquanto que, no SSP, observou-se modelos exponenciais na maioria dos dias avaliados (Anexo 2, Figura 11 e Tabela 6). Segundo Teixeira et al. (2012), modelos esféricos retratam mudanças abruptas do padrão da variabilidade de atributos do solo a longas distâncias. Enquanto modelos exponenciais descrevem fenômenos irregulares, modelos gaussianos representam fenômenos regulares e contínuos (Isaak e Srivastava, 1958).

Ao estudarem a variabilidade espacial da FCO_2 em áreas de floresta natural e pastagem, Cunha et al. (2018) encontraram modelos exponencias e esféricos para essas áreas. Ao estudarem a variabilidade espacial da FCO_2 em pastagem degradada, Figueiredo et al. (2017b) observaram que os modelos esféricos e exponenciais descreveram melhor a variabilidade da FCO_2.

Para a Ts e Us, o modelo esférico foi observado para a maioria dos dias avaliados na PDr (Anexo 1, Figura 10 e Tabela 5); já no SSP, no decorrer das avaliações, a variabilidade da Ts foi explicada por diferentes modelos (Anexo 2, Figura 11 e Tabela 6) e,para a Us, a variabilidade foi caracterizada, na maioria dos dias de avaliação, pelo modelo gaussiano (Anexo 2 , Figura 11 e Tabela 6).

A classificação do grau de dependência espacial (GDE) foi realizada segundo Cambardella et al. (1994). Assim, na PDr a FCO_2 apresentou forte GDE nos dias 145,

165 ,185 e 190 (GDE <0,25). Para os demais dias de avaliação, o grau de dependência espacial foi moderado (0,25< GDE< 0,75). Esses resultados corroboram com aqueles observados nos estudos de Figueiredo et al. (2017b). A FCO_2 apresentou GDE moderado quando avaliada em pastagem na região do Amazonas (Cunha et al., 2018).

No SSP a FCO_2 apresentou forte grau de dependência espacial para todos os dias avaliados. Nos estudos de Teixeira et al. (2012) e Bahia et al. (2015) foram observados valores de GDE moderados em cultura da cana- de-açúcar; no entanto, a FCO_2 apresentou alto grau de dependência espacial em floresta natural da região do Amazonas (Cunha et al., 2018). Em adição, o grau de dependência espacial para a FCO_2 está relacionado às estações do ano, assim, valores de GDE fortes foram observados no verão e inverno; moderado no outono; e com ausência de estrutura espacial na primavera (Ohashi e Gyokusen, 2007).

Os valores de GDE para a Ts na PDr na maioria dos dias avaliados, foram considerados moderados (Tabela 5), no entanto, no SSP para todos os dias de avaliação, observou-se valores de GDE fortes (Tabela 6), corroborando com os resultados observados por Cunha et al. (2018). Quando analisamos os valores de GDE para a Us, notamos que, para ambas as áreas, essa variável apresentou valores que configuram forte dependência espacial para a maioria dos dias avaliados.

Os valores de alcance (a) dos atributos são um indicativo do limite ao qual os pontos são mais homogêneos entre si dentro de uma determinada área (Vieira, 2000) e onde altos valores de alcance sinalizam uma distribuição espacial mais homogênea na área de estudo. Assim, para a FCO_2 na PDr, esses valores foram de 10,7 m a 43,7 metros. Em estudos conduzidos na cultura -de -cana de açúcar, a FCO_2 apresentou valores de alcance iguais a 37,30 metros (Leal et al., 2015). No SSP, a FCO_2 apresentou valores de alcance entre 4,3 m a 23,8 metros. Esses valores de GDE observados no SSP estão próximos aos observados por Kosugi et al. (2007) ao estudarem a FCO_2 em floresta. Para a Ts na PDr, os valores observados variaram de 5,6 m a 67,7 metros; no SSP os valores observados para o alcance da Ts foram de 5,8m a 37,8 metros. Com relação a Us na PDr, os valores variaram entre 6,4 m a 97,8 metros e no SSP esses valores ficaram entre 4,2 m a 57,0 metros. Na cultura da soja os valores de alcance para a Us variaram de 2,19 a 53,20 m (Terçariol et al., 2016).

Nas Tabelas 7 e 8 e Figuras 12 e 13, são apresentados os coeficientes de correlações e os mapas espaciais da emissão total de CO_2, temperatura e umidade do solo na área de pastagem degradada e sistema silvipastoril respectivamente. Pode -se observar que, na PDr no dia 145, houve uma correlação positiva entre a FCO_2 e a Ts (Figura 12 e Tabela 7), ou seja, nas regiões do mapa para o dia 145 onde foram registrados maiores valores de Ts também foram observados maiores valores de FCO_2. Contudo, no dia 171, a correlação observada foi negativa, indicando que as regiões do mapa com altos valores de Ts apresentaram menores valores de FCO_2. Entretanto não houve correlação entre a Us e a FCO_2. Entretanto, não houve correlação entre a Us e a FCO_2 em nenhum dos dias avaliados (Figura 12 e Tabela 7).

Não houve correlação entre os mapas da FCO_2, temperatura e umidade do solo no SSP segundo a Tabela 8**.** A ausência de correlação entre a FCO_2 e a Us nas duas áreas de estudo pode ter sido ocasionada pela ausência de chuva durante o período de avaliação. Não foi observada correlação espacial entre a FCO_2 e a Ts em sistema silvipastoril no trabalho realizado por Oliveira (2018). A ausência de correlação espacial entre a FCO_2 com a Ts e Us também foi observada por Moitinho (2017) ao estudar a variabilidade espacial da FCO_2 em área de cana -de -açúcar. Em adição, autores como Yim et al. (2003) e Tedeschi et al. (2006) afirmam que a contribuição da umidade e a temperatura do solo na variabilidade espacial é pequena, fato este que pode justificar a não correlação entre essas variáveis e a emissão de CO_2 no SSP.

Tabela 7. Coeficientes de correlação espacial entre a emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo na área da pastagem degradada.

Dias de avaliação	**T 145**	**T 151**	**T 156**	**T 165**	**T 171**	**T 177**	**T 185**	**T 190**
				Temperatura do solo				
F 145	0.55 *	0.23	0.15	-0.26	-0.34	-0.22	-0.31	-0.42
F 151	0.06	-0.09	0.29	0.09	-0.18	-0.06	-0.09	-0.26
F 156	0.03	0.12	0.1	0.34	0.16	0.14	0.06	0.07
F 165	-0.01	0.16	-0.16	0.01	-0.07	-0.07	-0.21	-0.09
F 171	-0.01	-0.15	-0.04	-0.3	-0.53 *	-0.55	-0.58	-0.67
F 177	-0.24	-0.17	-0.26	-0.08	-0.23	-0.27	-0.31	-0.19
F 185	-0.13	-0.16	0.11	0.05	-0.06	0.08	0.06	-0.1
F 190	-0.06	0.07	-0.1	0	-0.03	-0.01	-0.16	-0.02
				Umidade do solo				
	U 145	U 151	U 156	U 165	U 171	U 177	U 185	U 190
F 145	-0.33	-0.31	-0.38	0.17	0.41	0.18	0.29	0.00
F 151	0.12	-0.09	-0.36	0.01	0.19	0.05	0.22	-0.34
F 156	0.03	0.02	0.08	-0.25	-0.24	-0.12	-0.05	-0.23
F 165	-0.04	-0.04	0.16	0.00	-0.09	0.07	0.11	0.06
F 171	-0.03	-0.11	-0.38	0.33	0.34	0.54	0.42	0.06
F 177	0.11	0.23	0.22	0.11	-0.14	0.27	0.29	0.07
F 185	0.19	0.02	-0.27	0.04	0.11	-0.07	-0.04	-0.09
F 190	-0.02	-0.06	0.17	0.02	-0.07	0.03	0.13	0.03

*Valores a partir de 0,50 foram adotados para a interpretação dos resultados.

Tabela 8. Coeficientes de correlação espacial entre a emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo na área do sistema silvipastoril.

Dias de avaliação	T 142	T 152	T 155	T 167	T 169	T 176	T 184	T 191
				Temperatura do solo				
F 142	0.29	0.19	0.05	0.09	0.18	0.12	0.35	0.26
F 152	0.27	0.19	0.05	0.22	0.32	0.33	0.42	0.3
F 155	0.4	0.21	0.01	0.24	0.32	0.31	0.55	0.27
F 167	0.29	0.31	0.09	0.24	0.39	0.41	0.49	0.38
F 169	0.32	-0.12	-0.26	-0.07	-0.01	-0.03	0	-0.1
F 176	0.32	0.21	0.02	0.1	0.18	0.2	0.29	0.13
F184	0.27	-0.13	-0.25	-0.01	0.04	0.01	0.12	-0.04
F191	0.24	0.44	0.21	0.29	0.49	0.47	0.5	0.45
				Umidade do solo				
	U 142	U 152	U 155	U 167	U 169	U 176	U 184	U 191
F142	0	-0.31	-0.19	-0.22	0.07	-0.28	-0.3	0.13
F152	0.11	-0.26	-0.1	-0.09	0.03	-0.21	-0.27	0.28
F155	0.13	-0.33	-0.1	-0.08	0.05	-0.2	-0.24	0.4
F167	0.16	-0.34	-0.23	-0.09	-0.01	-0.35	-0.34	0.42
F169	0.02	-0.32	-0.36	-0.03	0.17	-0.15	-0.19	0.09
F176	-0.01	-0.29	-0.28	-0.12	-0.17	-0.39	-0.36	0.22
F184	0.04	-0.22	-0.07	-0.1	0.1	-0.06	-0.13	0.07
F191	0.19	-0.31	-0.24	-0.11	-0.08	-0.44	-0.27	0.34

*Valores a partir de 0,50 foram adotados para a interpretação dos resultados.

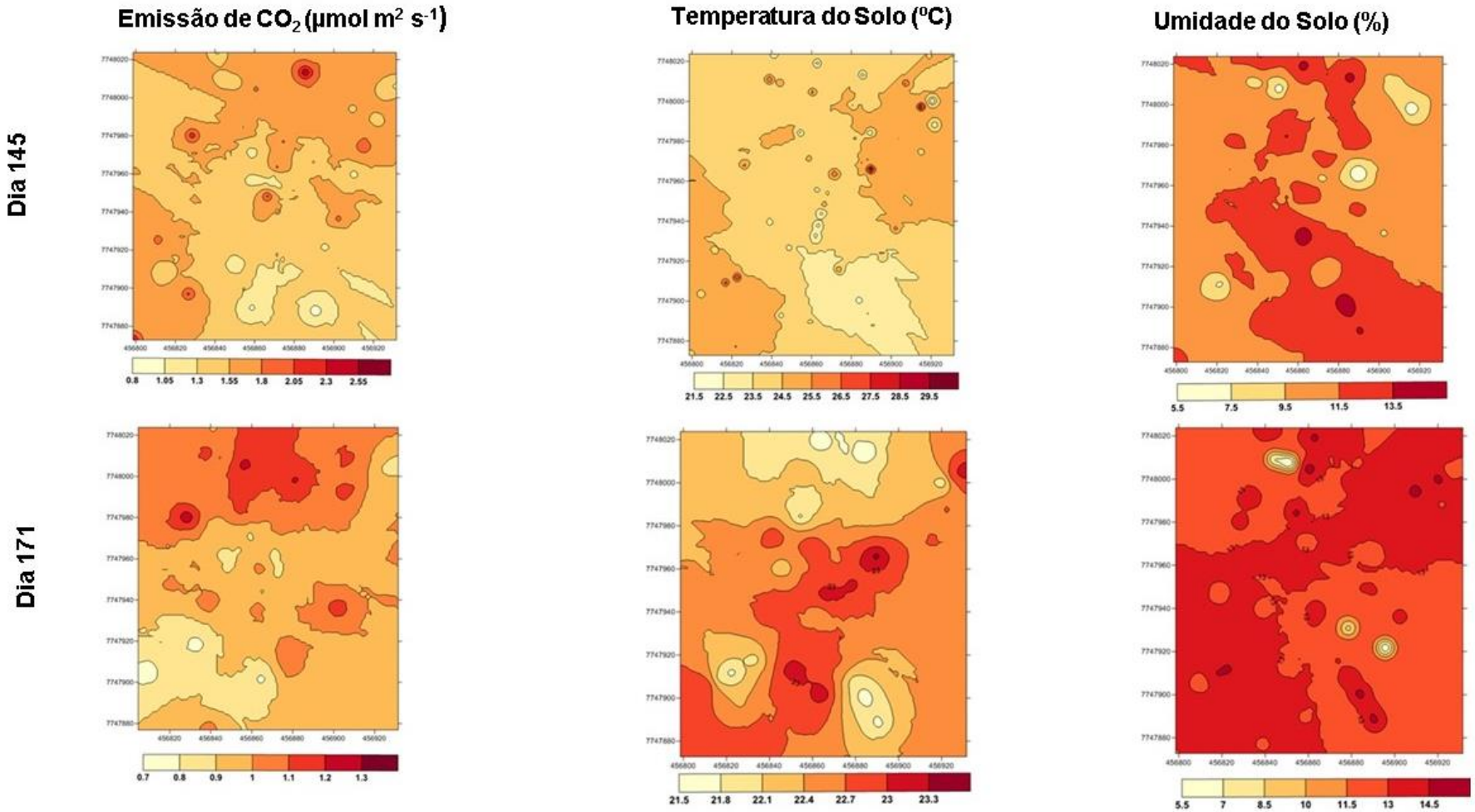


Figura 12. Mapas da variabilidade espacial da emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo na pastagem degradada

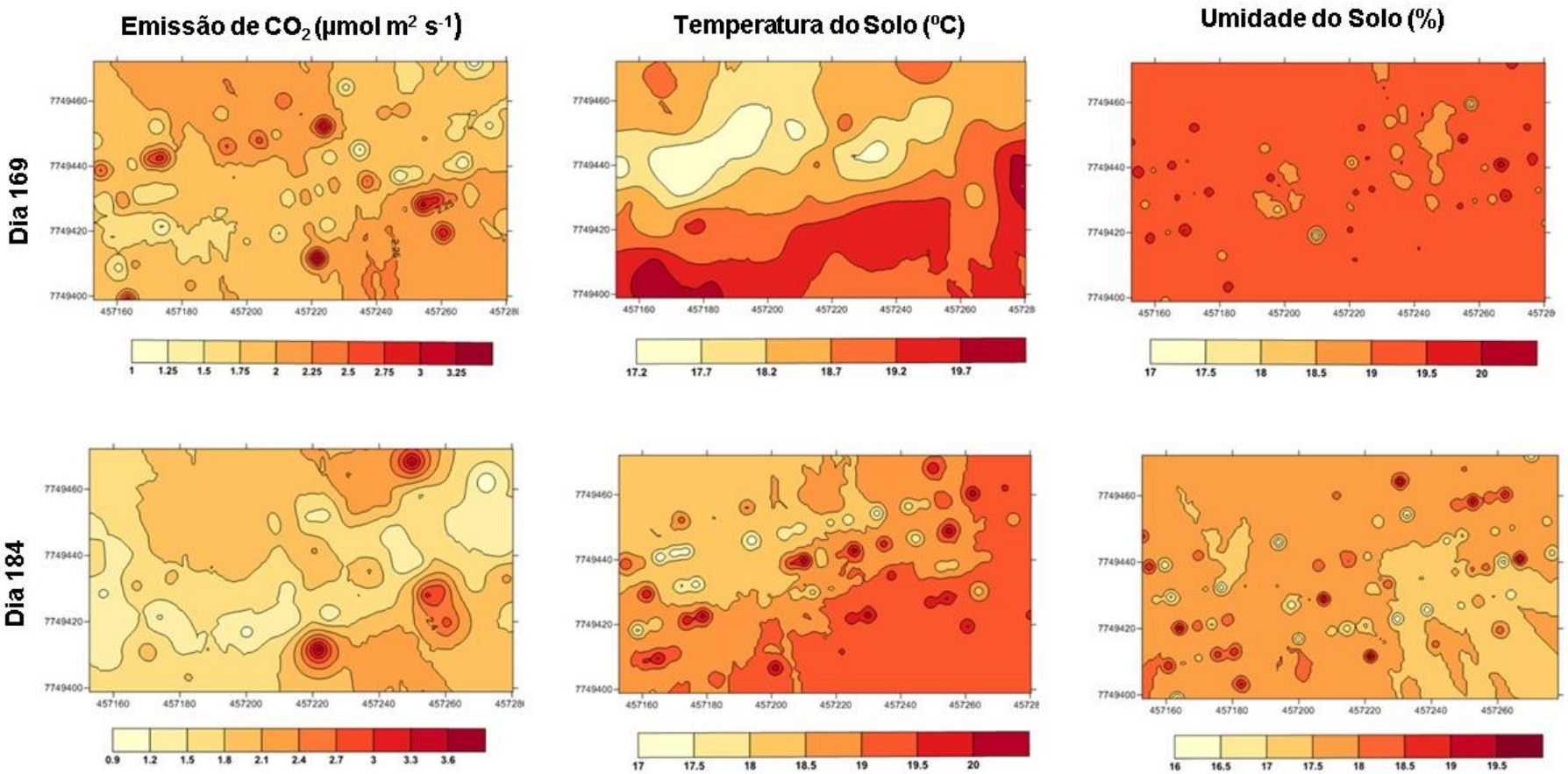


Figura 13. Mapas da variabilidade espacial da emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo no sistema sivipastoril.

Na Tabela 9, são apresentados os resultados dos parâmetros obtidos a partir da modelagem dos semivariogramas (Figura 14) para a emissão total de CO_2 (ET), estoque de carbono (EC), grau de humificação da matéria orgânica (H_{LIFS}), constante de decaimento do carbono no solo (fator k), teor de argila, susceptibilidade magnética (SM), densidade do solo (Ds), macroporosidade (macro), microporosidade do solo (micro), porosidade livre de água (PLA) e os atributos do solo na pastagem degradada (PDr).

O modelo de semivariograma que melhor se ajustou a maioria dos atributos do solo foi o modelo esférico, corroborando com outros estudos que encontraram esse mesmo modelo para os atributos do solo (Bahia et al., 2014; Souza et al., 2004; Teixeira et al., 2012). O modelo esférico é mais efetivo na captação de mudanças abruptas das variáveis do solo (Cambardella et al., 1994; Vieira, 2000). Contudo, para a Ds e PLA o melhor modelo ajustado foi o exponencial e para a SM, ajustou-se o modelo gaussiano (Tabela 9 e Figura 14). Leal et al. (2015) também encontraram modelo gaussiano para a SM nos seus estudos na cultura da cana- de -açúcar.

Tabela 9. Modelos e parâmetros dos semivariogramas experimentais ajustados para a emissão total de CO_2 e os atributos do solo na área de pastagem degradada.

Atributos	Modelo	C_0	C_0+C_1	a (m)	SQR	R^2	GDE
ET	Esf	0,00010	0,10620	21,20	1.14E+00	0,76	0,0009
EC	Esf	217,300	445,300	40,10	0,304	0,92	0,4879
Fator k	Esf	0,00012	0,00034	23,60	5.39E-06	0,78	0,3529
H_{LIFS}	Esf	32200	644100	46,60	1,98E+10	0,80	0,0499
Argila	Esf	264,8	563,1	77,70	11198	0,90	0,4702
SM	Gaus	0,00000	0,00002	8,00	4.02E-08	0,76	0.0000
Ds	Exp	0,00030	0,00412	6,40	1.25E-03	0,70	0,0728
Macro	Esf	0,00057	0,00115	58,70	3.69E-05	0,84	0,4956
Micro	Esf	0,0036	0,00090	57,20	3.73E-05	0,87	0,4956
PLA	Exp	0,3060	0,6610	20,7	1,64E-02	0,67	0,4629

N=69.GDE: grau de dependência espacial= $C_0/(C_0+C1)$, forte para valores menores que 0,25, moderados para valores entre 0,25 e 0,75; fraco para valores maiores que 0,75(CAMBARDELLA et al., 1994):SQR: soma de quadrado dos resíduos; Modelos do variograma: Gaus:gaussiano; Esf: esférico; Exp: exponencial.

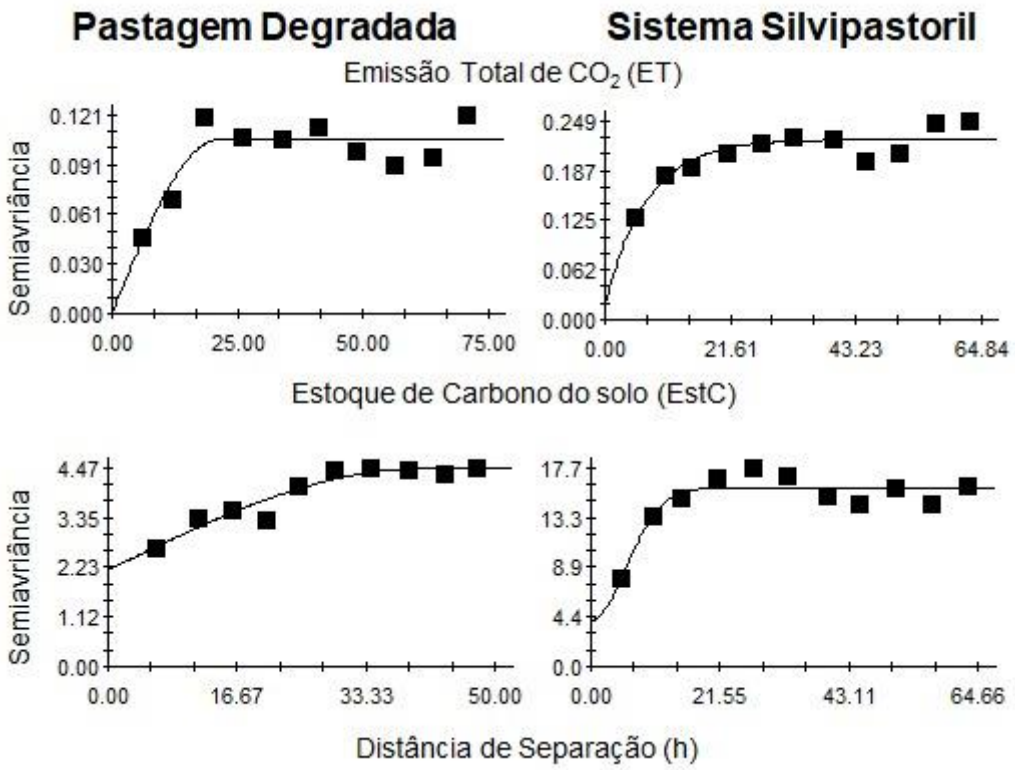


Figura 14. Modelos de semivariogramas experimentais dos atributos do solo na camada de 0,00 0,10 m das áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril.

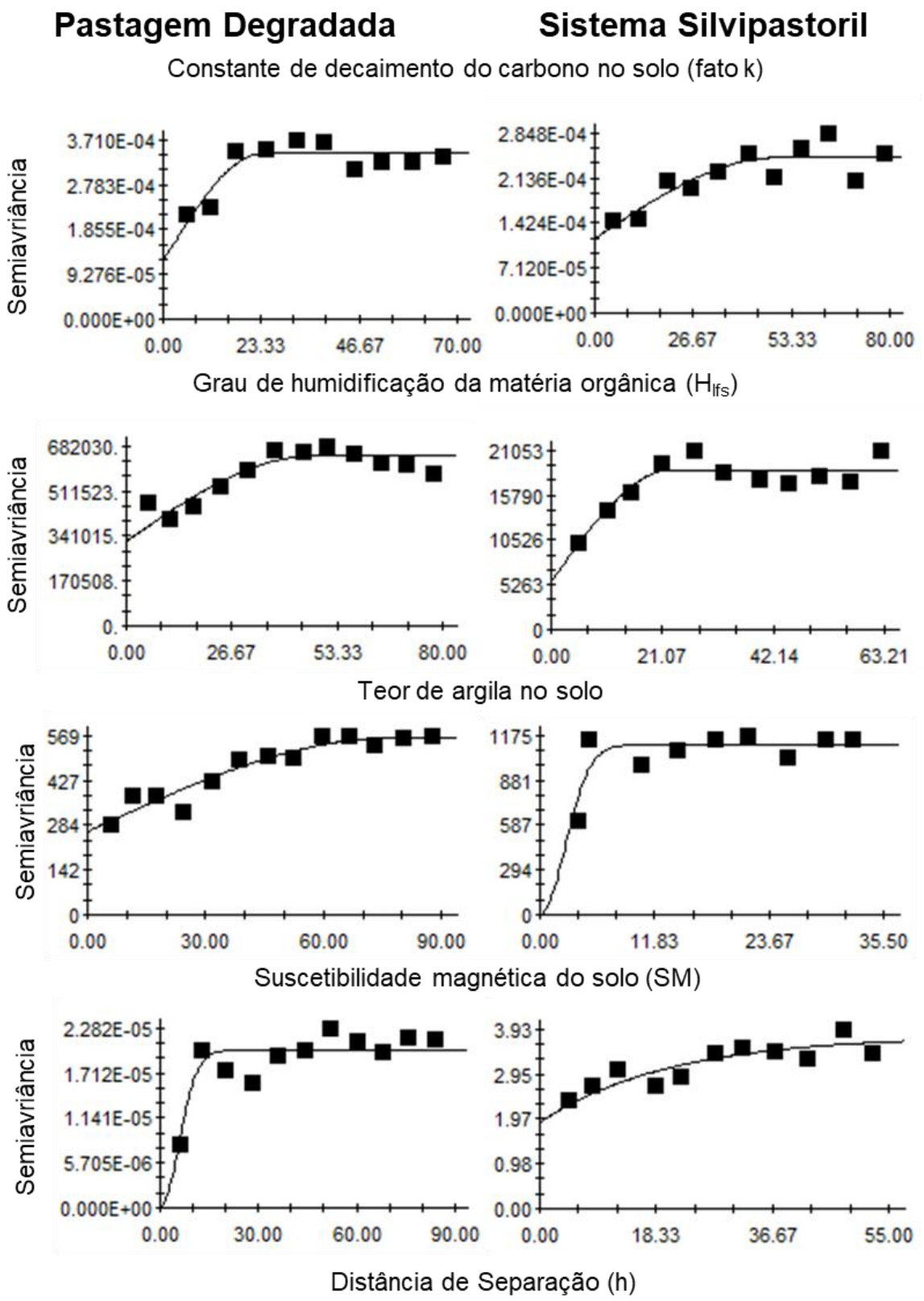


Figura 14. Modelos de semivariogramas experimentais dos atributos do solo na camada de 0,00 - 0,10 m das áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril

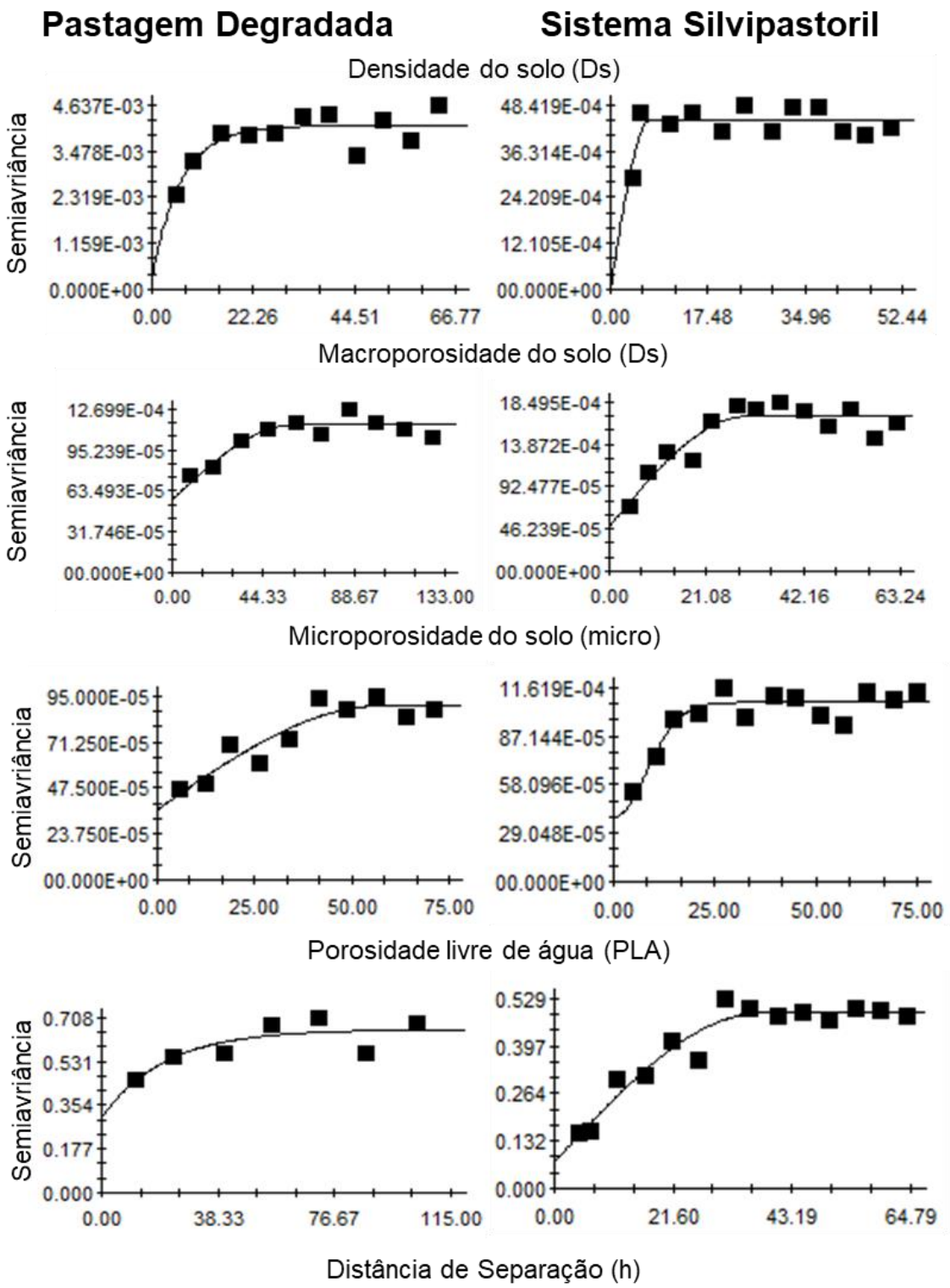


Figura 14. Modelos de semivariogramas experimentais dos atributos do solo na camada de 0,00-0,10 m das áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril.

Com relação ao grau de dependência espacial (GDE), adotou-se o critério de classificação sugerido por Cambardella et al. (1994) onde valores de GDE <0,25 configuram alto GDE; por outro lado, valores entre 0,25 e 0,75 configuram GDE moderado e valores acima de 0,75 expressam baixo GDE. Nesse sentido, as variáveis ET, H_{LIFS}, SM e Ds apresentaram forte GDE (valores menores que 0,25), enquanto as demais variáveis apresentaram moderado GDE. Segundo Cambardella et al. (1994) e Castrignáno et al. (2000) variáveis que apresentam forte grau de dependência espacial podem ter sua variabilidade relacionada aos fatores intrínsecos do solo tais como material de origem, forma do relevo e clima.

Os valores de alcance nos demonstram o quão semelhantes são os atributos de estudo dentro de uma determinada área, onde a sua dimensão demonstra o quão semelhante e correlacionados são os valores dentro de um mesmo raio (Bertolani e Vieira, 2001). Nesse sentido, a Ds (6,40 m) e a SM (8,00 m) apresentaram maior variabilidade entre os atributos estudados, visto que os demais atributos apresentaram valores de alcance entre 21,20 e 51,70 metros.

Na Tabela 10 e Figura 14, são apresentados os resultados dos parâmetros obtidos a partir dos semivariogramas da emissão total de CO_2 e os atributos do solo na área do sistema silvipastoril.

Tabela 10. Modelos e parâmetros de variogramas experimentais ajustados para os atributos do solo na área do sistema silvipastoril (SSP).

Atributos	Modelo	C_0	C_0+C_1	a (m)	SQR	R^2	GDE
ET	Exp	0,01880	0,22660	7,20	2.16E+00	0,81	0,0829
EC	Gau	415,000	1,598,000	8,30	10,3	0,85	0,2596
Fator k	Esf	0,00012	0,00025	49,30	4.95E-06	0,74	0,48
H_{LIFS}	Esf	5650	18780	22,80	1,74E+07	0,82	0,3008
Argila	Gaus	1	1114	3,63	93421	0,64	0,0008
SM	Exp	189,300	378,700	20,40	0,555	0,75	0,4998
Ds	Esf	0,00001	0,00444	7,00	1.49E-03	0,52	0,0022
Macro	Esf	0,00049	0,00169	29,70	2.18E-04	0,84	0,2899
Micro	Gaus	0,00039	0,00107	11,50	5.30E-05	0,86	0,3644
PLA	Esf	0,07500	0,48900	37,60	0,0146	0,93	0,1533

N=86. GDE: grau de dependência espacial= $C_0/(C_0+C1)$, forte para valores menores que 0,25, moderados para valores entre 0,25 e 0,75; fraco para valores maiores que 0,75(Cambardella et al., 1994); SQR:soma de quadrado dos resíduos; Modelos do variograma: Gaus:gaussiano; Esf: esférico; Exp: exponencial.

Grande parte dos atributos do solo foram ajustados ao modelo esférico enquanto a ET e a SM ajustaram-se ao modelo exponencial e os atributos EC -teor de argila e micro - ajustaram-se ao modelo gaussiano (Figura 14). Os tipos de modelos que se ajustam a distribuição das variáveis descrevem a continuidade do fenômeno a ser investigado (Isaak e Srivastava,1958). Assim, modelos gaussianos descrevem uma função aleatória mais continua enquanto os modelos esféricos descrevem padrões mais erráticos (Ceddia et al., 2009). Por outro lado, modelos exponencias descrevem fenômenos relativamente irregulares (Teixeira et al., 2012).

Com relação aos valores do grau de dependência espacial (GDE), somente a ET, teor de argila, Ds e PLA apresentaram valores menores que 0,25, caracterizando, assim, forte GDE. Os demais atributos apresentaram GDE moderado uma vez que os valores de GDE ficaram entre 0,25 e 0,49. Quando analisamos os valores de alcance, notamos que as variáveis ET, EC, teor de argila, Ds e micro apresentaram menores valores de alcance (7,20; 8,30;3,63; 7,0 ;11,50 m) entre os demais atributos avaliados que apresentaram valores de alcance entre 20,40 a 49,30 metros.

Ao analisamos os valores de alcance das variáveis ET, EC e H_{LIFS} entre as áreas, podemos observar que, a variabilidade espacial destas variáveis no SSP é maior uma vez que, nessa área, os valores de alcance para essas variáveis foi menor (7,20; 8,30; 22,80 metros) em relação àqueles observados na PDr (21,20; 40,10;46,60 metros). Essa maior variabilidade observada no SSP pode estar retratando a maior adição de material orgânico nesse sistema, já que esses sistemas são caracterizados pela constante adição de material orgânico nas camadas superficiais e subsuperficiais do solo (Nair et al., 2010).

Nas Tabelas 11 e 12, são apresentados os resultados das correlações entre os mapas da emissão de CO_2 (ET) e dos atributos do solo na camada de 0,00 – 0,10 metros na área da pastagem degradada (PDr) e no sistema silvipastoril (SSP) assim como os mapas da variabilidade espacial da emissão de CO_2 e atributos do solo das áreas de estudo nas Figuras 15 e 16, respectivamente. Os valores de correlações diretas (mesmo sinal positivo ou negativo) sinalizam regiões no mapa com comportamentos semelhantes entre os atributos do solo, enquanto valores com sinais inversos sinalizam comportamentos, no mapa, diferentes.

Tabela 11. Coeficientes de correlação espacial entre a emissão de CO_2 (ET) e os atributos do solo na área da pastagem degradada (PDr) na camada de 0,00 – 0,10 m.

	ET	EC	H_{LIFS}	Fator k	PLA	Ds	Macro	Micro	SM	Argila
ET	1,00	0,10	-0,02	0,42	0,03	0,25	-0,19	-0,18	-0,09	-0,20
EC	0,10	1,00	-0,29	-0,13	0,01	0,02	- 0,40	-0,14	0,09	0,35
H_{LIFS}	-0,02	-0,29	1,00	-0,08	-0,36	- 0,48	0,21	-0,23	-0,26	-0,20
Fator k	0,42	-0,13	-0,08	1,00	-0,01	-0,41	-0,07	-0,10	-0,09	- 0,40
PLA	0,03	0,02	-0,36	-0,01	1,00	0,35	- 0,54	0,48	0,42	0,50
Ds	0,25	0,02	- 0,48	- 0,41	0,35	1,00	-0,10	0,31	-0,03	-0,15
Macro	-0,19	- 0,40	0,21	-0,07	-0,54	-0,10	1,00	-0,30	-0,35	-0,59
Micro	-0,18	-0,14	-0,23	-0,10	- 0,48	0,31	-0,30	1,00	0,13	0,43
SM	-0,09	0,09	-0,26	-0,09	0,42	-0,03	-0,35	0,13	1,00	0,35
Argila	-0,20	0,35	-0,20	-0,40	0,50	-0,15	-0,59	0,43	0,35	1,00

*Coeficientes de correlação ≥ 0,40 foram considerados para interpretação.

Tabela 12. Coeficientes de correlação espacial entre a emissão de CO_2 (ET) e os atributos do solo na área do sistema silvipastoril (SSP) na camada de 0,00 – 0,10 m.

	ET	EC	H_{LIFS}	Fator k	PLA	Ds	Macro	Micro	SM	Argila
ET	1,00	0,04	0,03	0,68	-0,17	0,08	0,13	-0,09	0,18	0,49
EC	0,04	1,00	-0,56	-0,19	0,24	-0,21	-0,05	0,19	-0,30	0,05
H_{LIFS}	0,03	-0,56	1,00	0,20	-0,10	0,14	-0,04	-0,06	0,04	-0,07
Fator k	0,68	-0,19	0,20	1,00	-0,51	-0,02	0,46	-0,41	0,43	0,41
PLA	-0,17	0,24	-0,10	-0,51	1,00	0,07	-0,46	0,56	-0,54	-0,35
Ds	0,08	-0,21	0,14	-0,02	0,07	1,00	-0,45	0,31	-0,03	0,07
Macro	0,13	-0,05	-0,04	-0,45	-0,46	-0,45	1,00	-0,74	0,43	0,01
Micro	-0,09	0,19	-6	-0,41	0,56	0,31	-0,74	1,00	0,51	0,03
SM	0,18	-0,30	0,04	0,18	-0,54	-0,03	0,43	0,51	1,00	0,39
Argila	0,49	0,05	-0,07	0,41	-0,35	0,07	0,01	0,03	0,39	1,00

*Coeficientes de correlação ≥ 0,40 foram considerados para interpretação.

Observa-se que, na PDr, a ET apresentou correlação direta com o fator k (0,42). A constante de decaimento do carbono no solo (fator k) expressa a relação entre a emissão de CO_2 e o estoque de carbono do solo. Assim, regiões no mapa onde as emissões de CO_2 são altas também são caracterizadas por altos valores do fator k, ou seja, nessas áreas, a permanência do carbono no solo é menor uma vez que a sua perda via emissão de CO_2 é mais acentuada caracterizando- a como fonte de emissão de CO_2. Silva et al. (2020), ao estudarem a estabilidade do carbono em áreas de cana-de- açúcar, observaram que regiões com menor estabilidade de carbono (maior valor de fator k) eram as que mais emitiam CO_2.

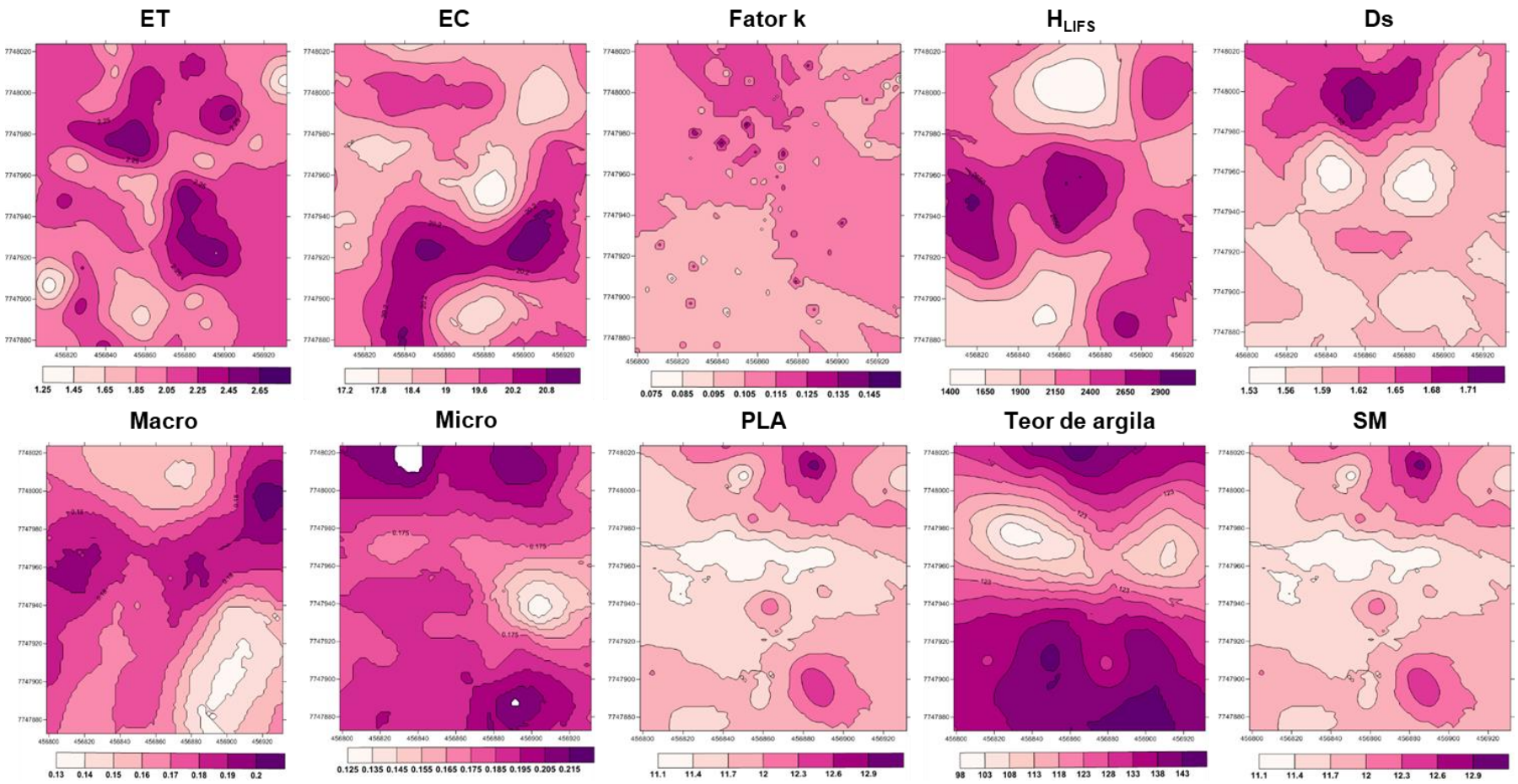


Figura 15. Mapas da variabilidade espacial da emissão de CO_2 e atributos do solo na camada de 0,00 – 0,10 m na áera da pastagem degradada.

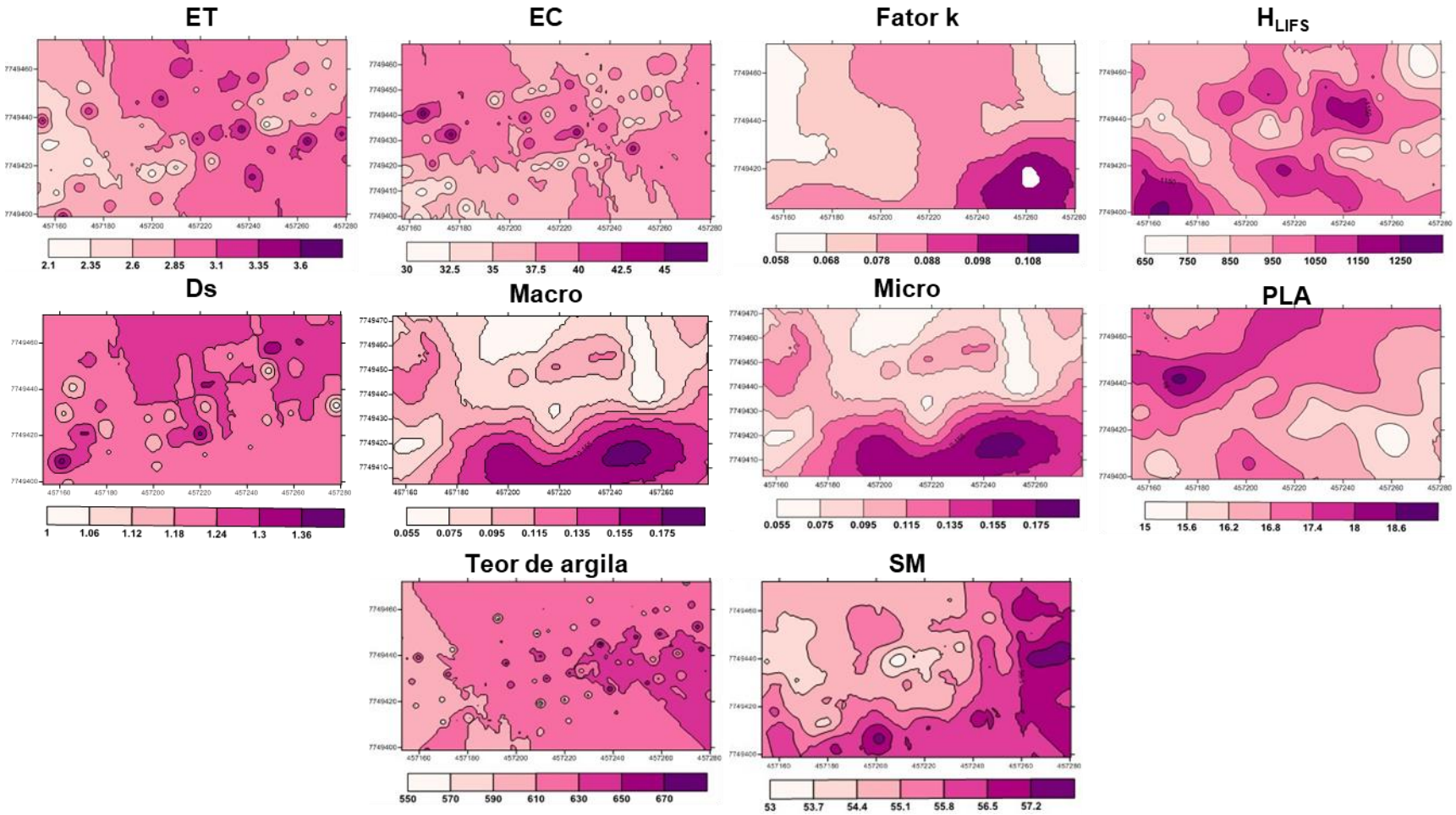


Figura 16. Mapas da variabilidade espacial da emissão de CO_2 e dos atributos do solo na camada de 0,00 – 0,10 m na área do Sistema Silvipastoril (SSP).

A macroporosidade do solo é responsável pela entrada de O_2 no solo, já que a entrada de ar ocorre pelos poros maiores (Chen et al., 2010). Nesse sentido, a maior entrada de O_2 beneficia a atividade microbiana, resultado no aumento da decomposição do carbono do solo e refletindo na redução do estoque de carbono (Teixeira et al., 2012). Esses resultados demonstram que as áreas que apresentam maior macroporosidade são aquelas onde o estoque de carbono é menor (Figura 15).

A densidade do solo (Ds) é um atributo que afeta diretamente a atividade microbiológica do solo, pois o seu aumento promove a redução da macroporosidade (Moitinho et al., 2021), ocasionando uma redução na entrada de O_2 no solo o que reduz a atividade de microrganismos aeróbicos (Li et al., 2002). Nessas condições, a decomposição do carbono via microbiota é reduzida, causando um aumento do carbono humificado (menores valores de H_{LIFS}) que, consequentemente, permanece no solo por um período maior (maiores valores de fator k). Assim a correlação inversa observada entre a Ds e H_{LIFS} e Ds com fator k podem estar associadas a uma menor entrada de O_2 no solo reduzindo a atividade microbiológica deste.

A textura do solo é uma característica que pode influenciar a dinâmica do carbono no solo. A argila apresenta características peculiares tais como alta área superficial específica, rede de cargas negativas, além de favorecer o desenvolvimento de microporos em agregados, facilitando a ligação da matéria orgânica a estrutura da argila, assim como a estabilização do carbono no solo (Anderson e Paul, 1984; McDaniel e Munn,1985). Áreas na pastagem degradada que apresentam textura mais argilosa consequentemente apresentam menores perdas de carbono via emissão de CO_2 resultando assim em menores valores de fator k (Figura 15).

O teor de argila influenciou o comportamento de alguns atributos do solo conforme demonstra as correlações observadas na Tabela 11 entre o teor de argila e a PLA (0,50); macro (-0,59) e microporosidade do solo (0,43). Essas correlações indicam que áreas onde o teor de argila é alto tendem a apresentar maior porosidade livre de água e microporosidade. Contudo, a macroporosidade é menor em áreas onde o teor de argila é maior (Figura 15). Reichardt e Timm (2004) afirmam que a argila influencia a estrutura do solo e a distribuição do tamanho dos poros. Assim, os resultados apresentados demonstram a influência do teor de argila nos atributos do solo relacionados a sua estrutura e porosidade.

Os valores das correlações observados no SSP são apresentados na Tabela 12, e os mapas da variabilidade espacial da emissão de CO_2 e atributos do solo são apresentados na Figura 16. Assim, como na PDr, a ET apresentou correlação direta com o fator k, no entanto, a ET e o teor de argila correlacionaram- se de forma direta (0,49). Solos de textura mais argilosa tendem a acumular maiores teores de matéria orgânica devido a maior adsorção desta na área superficial da argila (Oades, 1988). Desse modo, há maior quantidade de carbono disponível para a atividade microbiana, resultando assim, em maiores emissões de CO_2.

O estoque de carbono do solo apresentou correlação inversa com o H_{LIFS}, indicando que o carbono no SSP é menos humificado em regiões onde o estoque de carbono é maior. Baixos valores de H_{LIFS} podem estar associados a inserção de material orgânico fresco na superfície do solo, resultando no aumento de formas de carbono mais lábeis (Segnini et al., 2019); situação semelhante ao SSP.

A correlação direta observada entre o fator k e o teor de argila demonstra aquilo que discutimos anteriormente a respeito do efeito do teor de argila no acúmulo de carbono no solo, que gera aumento das emissões de CO_2 e, consequentemente aumento nos valores de fator k. Outra correlação direta observada foi entre o fator k e a macroporosidade do solo. Essa correlação indica que, em regiões com maior entrada de O_2, ou seja, maior macroporosidade, a atividade microbiana é beneficiada (Moitinho et al., 2021), resultando numa maior perda de carbono via solo (aumento nos valores do fator k) (Figura 18) através do aumento das emissões de CO_2.

A correlação inversa entre o fator k com a PLA e com a microporosidade indica que a atividade microbiana do solo é afetada de maneira negativa com a redução nos teores de água ocasionada pelo aumento da PLA e redução da microporosidade do solo ocasionando uma redução nas emissões de CO_2 do solo (Bicalho et al., 2014), refletindo no aumento do fator k.

A susceptibilidade magnética está relacionada aos óxidos de ferro e é considerada uma covariável das propriedades dos minerais (Ramos et al., 2017). Na literatura, alguns autores já reportaram que os óxidos de ferro promovem melhoria na agregação do solo, resultando na melhoria do sistema poroso o que facilitando a emissão de CO_2 (Ghildyal e Tripathi, 1987; Nazaroff, 1992). Esses resultados explicam a correlação direta entre a SM e o fator k observados no presente trabalho. Sob essas

circunstâncias, ocorre uma redução do estoque de carbono devido ao aumento das emissões de CO_2, resultando, assim, no aumento dos valores de fator k.

As correlações observadas entre a SM e os atributos do solo demonstraram a influência dos óxidos de ferro no comportamento dos atributos do solo, conforme reportado nos trabalhos de Bahia et al. (2014) e Bahia et al. (2015).

Os resultados demonstram que o teor de argila, assim como a sua composição mineralógica, devem ser adotados para a melhor compreensão sobre a emissão de CO_2 nos solos visto que são atributos que refletem seus processos de formação, além de influenciarem o comportamento dos atributos responsáveis pela produção e transporte de CO_2 do solo para a atmosfera.

2.4 Conclusões

As emissões de CO_2 foram 114 % maiores no sistema silvipastoril em relação à pastagem degradada. Isso deveu-se a textura mais argilosa, a maiores teores de óxido de ferro e à susceptibilidade magnética observadas nesse sistema, pois eles favorecem maiores estoques de carbono, menor grau de humificação da matéria orgânica e maior tempo de permanência do carbono no sistema solo, além de influenciarem o comportamento dos atributos do solo que estão relacionados a emissão de CO_2.

A variabilidade espacial da emissão total de CO_2, estoque de carbono e grau de humificação da matéria orgânica foi maior no sistema silvipastoril, indicando que, nesse sistema, a adição constante de diferentes fontes de material orgânico influencia a dinâmica do carbono e, consequentemente, as emissões de CO_2.

Em áreas agrícolas com textura mais arenosa e menor concentração de óxidos de ferro, assim como menor inserção de material orgânico, poderiam ser implantados sistemas conservacionistas - como o sistema silvipastoril - para otimizar o uso sustentável dessas áreas por meio do aumento do estoque de carbono, tornando- a aliada no processo de mitigação de gases de efeito estufa.

2.5 REFERÊNCIAS

ABIEC (2013) Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carne, 2013. Exportações Brasileiras de carne bovina. <http://abiec.com.br>.

Acreche MM, Portocarrero R, Chalco Vera J, Danert C, Valeiro AH (2014). Greenhouse gas emissions from green-harvested sugarcane with and without post-harvest burning in Tucumán, Argentina. **Sugar Techonogy** 16: 195–199.

Anderson DW, Paul EA (1984) Organo-Mineral Complexes and Their Study by Radiocarbon Dating. **Soil Science Society of America Journal** 48: 298–301.

Anderson TH (1998) The influence of acid irrigation and liming on the soil microbial biomass in a Norway spruce (*Picea abies* [L.] K.) stand. **Biology and Fertility of Soils** 29:111-129.

Baath E, Anderson TH (2003) Comparison of soil fungal/bacterial ratios in a pH gradient using physiological and PLFA-based techniques. **Soil Biology & Biochemistry** 35:955-963.

Baham J, Sposito G (1994). Adsorption of dissolved organic carbon extracted from sewage sludge on montmorillonite and kaolinite in the presence of metal ions**. Journal of Environmental Quality** 23:147**-**153.

Bahia ASRS, Marques Júnior J, Panosso AR, Camargo LA, Siqueira DS, Teixeira DDB, La Scala N (2015) Field-scale spatial correlation between contents of iron oxides and CO_2 emission in an Oxisol cultivated with sugarcane**. Scientia Agricola** 72: 157-166.

Bahia ASRS, Marques Júnior J, Panosso AR, Camargo LA, Siqueira DS, La Scala N (2014) Iron oxides as proxies for characterizing anisotropy in soil CO_2 emission in sugarcane areas under green harvest. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 192: 152-162.

Bartington. Operation Manual for MS2 Magnetic Susceptibility System. Disponível em: <http://www.bartington.com/Literaturepdf/Operation%20Manuals

Barré P, Fernandez-Ugalde O, Virto I, Velde B, Chenu C (2014). Impact of phyllosilicate mineralogy on organic carbon stabilization in soils: Incomplete knowledge and exciting prospects. **Geoderma** 235–236:382–395.

Bayer C, Mielniczuk J, Amado TJC, Martin-Neto L, Fernandes SV (2000) Organic matter storage in a sandy clay loam acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil and tillage research** 54: 101-109.

Beckert MR, Smith P, Lilly A, Stephen J, Chapman SJ (2016) Soil and tree biomass carbon sequestration potential of silvopastoral and woodland-pasture systems in North East Scotland**. Agroforest System** 90: 371–383.

Bernardino FS, Garcia R (2009) Sistemas Silvipastoris**. Pesquisa Florestal Brasileira** 60:77-87.

Bertolani FC, Vieira SR (2001) Variabilidade espacial da taxa de infiltração de água e da espessura do horizonte A, em um Argissolo Vermelho-Amarelo, sob diferentes usos. **Revista Brasileira de Ciência Do Solo** *25*: 987–995.

Bicalho ES, Moitinho MR, Teixeira DDB, Panosso AR, Spokas KA, La Scala N (2017) Soil Greenhouse Gases: Relations to Soil Attributes in a Sugarcane Production Area. **Soil Science Society of America Journal** 81: 1168–1178.

Bicalho ES, Panosso AR, Teixeira DDB, Miranda JGV, Pereira GT, La Scala N (2014) Spatial variability structure of soil CO_2 emission and soil attributes in a sugarcane area. **Agriculture, Ecosystems and Environment** *189*: 206–215.

Botula YD, Nemes A, Ranst EV, Mafuka P, Pue J, Cornelis WM (2015). Hierarchical Pedotransfer Functions to Predict Bulk Density of Highly Weathered Soils in Central Africa. **Soil Science Society of America Journal** 79: 476-486.

Bouma TJ, Bryla DR (2000). *7 Workplace accident causation.pdf*. 215–221.

Brady NC, Weil RR (2012) **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3.ed. São Paulo: Bookman, 720 p.

Braz SP, Urquiaga S, Alves BJR, Jantalia CP, Guimarães AP, Santos CA, Boddey RM (2013) Soil Carbon Stocks under Productive and Degraded Brachiaria Pastures in the Brazilian Cerrado. **Soil Science Society of America Journal** *77*:914-928.

Brito LF, Marques Jr J, Pereira GT, La Scala N (2010) Spatial variability of soil CO_2 emission in different topographic positions. **Bragantia** 69:19–27JM, Ogle K, Williams DG, Weltzin JF, Huxman TE (2008). Soil texture drives responses of soil respiration to precipitation pulses in the sonoran desert: Implications for climate change. **Ecosystems**:11:961–979.

Camargo AO, Moniz AC, Jorge JA, Valadares JMAS (eds) (1986) **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do IAC**. Instituto Agronômico de Campinas, 94p.

Cambardella CA, Moorman TB, Novak JM, Parkin TB, Karlen Dl, Turco RF, Konopka AE (1994) Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. **Soil Science Society of America Journal** 58: 1501-1511.

Capeche CL, Macedo JR, Melo AS, Anjos LHC (2004) **Parâmetros técnicos relacionados ao manejo e conservação do solo, água e vegetação**: Perguntas e respostas. Embrapa Solos Rio de Janeiro, RJ, Brazil.

Carvalho JLN, Cerri CEP, Feigel BJ, Piccolo MC, Godinho VP, Cerri CC (2009). Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazil Amazon. **Soil and Tillage Research** 103: 342-349.

Carvalho JLN, Avanzi JC, Silva MLN, Mello CR, Cerri CEP (2010) Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**,34:277-289.

Castrignanò A, Giugliarini L, Risaliti R, Martinelli N (2000) Study of spatiaI relationships among some soil physicochemical properties of a field in central Italy using multivariate geostatistics. **Geoderma** 97: 39–60.

Ceddia MB, Vieira SR, Villela ALO, Mota LS, Anjos, LHC, Carvalho DF (2009).Topography and spatial variability of soil physical properties. **Scientia Agricola** *66:* 338–352.

Chen X, Dhungel J, Bhattarai SP, Torabi M, Pendergast L, Midmore DJ (2010). Impact of oxygenation on soil respiration, yield and water use efficiency of three crop species. **Journal of Plant Ecology** 3: 1–13.

Cook FJ, Orchard VA (2008) Relationships between soil respiration and soil moisture. **Soil Biology and Biochemestry** 40: 1013-1018.

Costa ACS, Bigham JM, Rhoton F, Traina SJ (1999) Quantification and characterization of maghemite in soils derived from volcanic rocks in southern Brazil. **Clays and Clay Minerals** 47:466-473.

Cunha JM, Campos MCC, Gaio DC, Souza ZM, Soares MDR, Silva DMP, Simões EL (2018). Spatial variability of soil respiration in Archaeological Dark Earth areas in the Amazon. **Catena** 162: 148–156.

Dearing JA (1994) **Environmental magnetic susceptibility.** Using the Bartington MS2 System, British Library, England, 104 pp.

Dick DP, Schwertmann U (1996) Microaggregates from Oxisols and Inceptisols: dispersion through selective dissolutions and physicochemical treatments. **Geoderma** 74: 49-63.

Duiker SW, Lal R (2010) Carbon budget study using CO_2 flux measurements from a no till system in central Ohio. **Soil and Tillage Research** 54: 21–30.

Elliott ET (1986) Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorus in native and cultivated soils. **Soil Science Society of American Journal** 50:627-633.

EMBRAPA (2017) - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 575p.

EMBRAPA (2018) - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Brazilian Soil Classification System**. 5 ed. Brasília: Embrapa Solos, 531p.

Epron D, Bosc A, Bonal D, Freycon V (2006) Spatial variation of soil respiration across a topographic gradient in a tropical rain forest in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology** 22: 565–574.

Eri M, Silva Junior Ca, Lima M, La Scala Júnior N, Oliveira-Júnior Jf, Teodoro Pe, Peres CA (2020) Capitalizing on opportunities provided by pasture sudden death to enhance livestock sustainable management in Brazilian Amazonia. **Environmental Development** 33:100499.

FAO (2009) How to feed the world in 2050. High level expert forum. Convened at FAO Headquarters in Rome on 12-13October.

Favoretto CM, Gonçalves D, Milori DMBP, Rosa JA, Leite WC, Brinatti AM, Saab SC (2008) Determinação da humificação da matéria orgânica de um Latossolo e de suas frações organo-minerais. **Química Nova** 31:1994-1996.

Figueiredo EB, Jayasundara S, Bordonal RO, Berchielli TT, Reis RA, Wagner-Riddle C, La Scala Jr N (2017a) Greenhouse gas balance and carbon footprint of beef cattle in three contrasting pasture-management systems in Brazil. **Journal of Cleaner Production** 142: 420-431.

Figueiredo EB, Panosso AR, Bordonal RO, Teixeira DB, Berchielli TT, La Scala Jr N (2017 b) Soil CO_2–C emissions and correlations with soil properties in degraded and managed pastures in southern Brazil. **Land degradation & development** 28: 1263–1273.

Flis SE, Glenn AR, Dilworth MJ (1993) The interaction between aluminium and root nodule bacteria. **Soil Biology & Biochemistry** 25:403-417.

Fontes MPF, Weed SB (1996) Phosphate adsorption by clays from Brazilian Oxisols: relationships with specific surface area and mineralogy. **Geoderma** 72: 37-51.

Franzluebbers AJ, Lemaire G, Faccio PC, Sulc RM, Dedieu B (2014) Toward agricultural sustainability through integrated crop-livestock systems: environmental outcomes**. Agriculture Ecosystems Environment** 190: 1-3.

GAMMA DESIGN SOFTWARE. **GS+: geostatistics for the environmental sciences**.Version 3.07. Michigan, Gamma Design Software, 1998.

Ghildyal BP, Tripathi RP (1987) **Soil Physics**. John Wiley, New York, NY, USA.

Gupta VVSR, Germida JJ (1988) Distribution of microbial biomass and its activity in different soil aggregation size classes as affected by cultivation. **Soil Biology & Biochemestry** 20:777-786.

Hair JF, Black WC, Babin BJ, Anderson RE, Tatham RL (2009) Análise Multivariada de dados. Porto Alegre, Bookman.

Hassink, J. (1997). A Model of the Physical Protection of Organic Matter in Soils The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. **Plant and Soil**: 191:77–87.

IBGE (2017) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Agropecuário 2017: Resultados Preliminares. IBGE: Rio de Janeiro; 1–108.

IBGE. (2006) **Mapas Temáticos**. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: fev.2014.

Iqbal J, Hu R, Feng M, Lin S, Malghani S, Ali IM (2010). Microbial biomass, and dissolved organic carbon and nitrogen strongly affect soil respiration in different land uses: A case study at Three Gorges Reservoir Area, South China. **Agriculture, Ecosystems and Environment** 137: 294–307.

Isaaks EH, Srivastava, RM (1958) **Applied geoestatistics**. Oxford: Oxford University Press, 1989. 560p.

Jackson ML (1958) **Soil chemical analysis**. Prentice Hall, 591p.

Jobbagy E, Jackson R (2000) The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation**. Ecological Applications**10:423–436.

Kahle M, Kleber M, Jahn R (2003) Retention of dissolved organic matter by illitic soils and clay fractions: Influence of mineral phase properties. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**166: 737-741.

Kaiser HF (1958). The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. **Psychometrika** 23: 187–200.

Kang S, Kim S, Lee D (2002) Spatial and temporal patterns of solar radiation based on topography and air temperature. **Canadian Journal of Forest Research** *32*: 487–497.

Kosugi Y, Mitani T, Itoh M, Noguchi S, Tani M, Matsuo N, Takanashi S, Ohkubo S, Nik RA (2007). Spatial and temporal variation in soil respiration in a Southeast Asian tropical rainforest. **Agricultural and Forest Meteorology**, 147: 35–47.

Lal R (2001) Soils and the greenhouse effect. In ‘‘Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect’’ (R. Lal, Ed.) **Soil Science Society of America,** Madison, WI. pp. 1–26.

Lal R (2009) Challenges and opportunities in soil organic matter research. **European Journal of Soil Science** 60:158-169.

Leal FT, França ABC, Siqueira DS, Teixeira DDB, Júnior JM, La Scala N (2015). Characterization of potential CO_2 emissions in agricultural areas using magnetic susceptibility. **Scientia Agricola** *72*:535–539.

Lepsch IF (2011) 19 Lições de Pedologia. São Paulo. Oficina de Textos. 456p.

Li X, Inubushi K, Sakamoto K (2002) Nitrous oxide concentrations in Andisol profile and emissions to the atmosphere as influenced by the application of nitrogen fertilizers and manure. **Biology and Fertility of Soils** 35:108:113.

Liu W, Zhang Z, Wan S (2009) Predominant role of water in regulating soil and microbial respiration and their responses to climate change in a semiarid grassland. **Global Change Biology** 15: 184-195.

Lorenz K, Lal R (2014) Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. **Agronomy for Sustainable Development** 34: 443- 454.

Lützow MV, Kögel-Knabner I, Ekschmitt K, Matzner E, Guggenberger G, Marschner B, Flessa H (2006) Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions - A review**. European Journal of Soil Science** 57: 426–445.

MALTONI KL**. Estudo de Compactação e/ou Adensamento em Subsuperficie de Latosso sob diferentes usos**. [Tese] Viçosa:Universidade Federal de Viçosa; 1994.

Marstorp H, Guan X, Gong P (2000) Relationship between dsDNA, chloroform labile C and ergosterol in soils of different organic matter contents and pH. **Soil Biology & Biochemistry** 32:879-882

Mcdaniel Pa, Munn LC (1985) Effect of Temperature on Organic Carbon-texture Relationships in Mollisols and Aridisols. **Soil Science Society of America Journal** 49:1486–1489.

Mehra OP, Jackson ML (1960) Iron oxide removed from soils and clays by dithionite citrate system buffered with sodium bicarbonate. **Clays and Clay Minerals** 7:317–327.

Mikou F, Kirschbaum MUF (1995) The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic storage. **Soil Biology and Biochemestry 27: 753-760.**

Millen DD, Arrigoni MDB (2013). Drivers of change in animal protein production systems: Changes from ‘traditional’ to ‘modern’ beef cattle production systems in Brazil. **Animal Frontiers** 3: 56-60.

Milori DMBP, Galeti HVA, Martin-Neto L, Dieckow J, González-Pérez M, Bayer C, Salton J (2006) Organic matter study of whole soil samples using la-serinduced fluorescence spectroscopy. **Soil Science Society of America Journal** 70: 5763.

Moitinho MR (2017). **Variabilidade da emissão de CO_2 do solo sob diferentes manejos em áreas de cana-de-açúcar**. 126 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Unesp, Jaboticabal.

Moitinho MR, Ferraudo AS, Panosso AR, Bicalho EDAS, Teixeira DDB, Barbosa MDEA, La Scala N (2021) Effects of burned and unburned sugarcane harvesting systems on soil CO_2 emission and soil physical, chemical, and microbiological attributes**. Catena** 196: 104903.

Moreira FMS, Siqueira JO (2006) **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras:Universidade Federal de Lavras. 729 p.

Nair PKR, Kumar BM, Nair VD (2009) Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. **Journal of Plant Nutrition** 172:10-23.

Nair RPK, Nair VD, Mohan KB, Showalter JM (2010) Carbon sequestration in agroforestry systems. **Advances in Agronomy** 108: 237–307.

Nair PKR (2012) Carbon sequestration studies in agroforestry systems: a reality-check. **Agroforestry Systems** 86:243–253.

Nazaroff WW (1992) Radon transport from soil to air. **Reviews of Geophysics** 30: 137-160.

Novara A, Armstrong A, Gristina L, Semple KT, Quinton JN (2012) Effects of soil compaction, rain exposure and their interaction on soil carbon dioxide emission. **Earth Surface Processes and Landforms** 37:994–999.

Oades JM (1988) The retention of organic matter in soils. **Biogeochemistry** 5: 35–70.

Ohashi M, Gyokusen K (2007) Temporal change in spatial variability of soil respiration on a slope of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) forest. **Soil Biology and Biochemestry** 39: 1130–1138.

Oliveira CF (2018). **Variabilidade espacial da emissão de CO_2 e estoque de carbono do solo em áreas de Eucalipto e Sistema Silvipastoril**. 63 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Unesp, Ilha Solteira.

Pacheco AR, Chaves RDQ, Nicoli CML (2012) **Integration of crops, livestock, and forestry: a system of production for the Brazilian Cerrados**. In: Cassman, K.G.(Ed.), Eco-efficiency: from Vision to Reality. Ch. 4, (CIAT: Cali, Colombia).

Parton WJ, Woomer PL, Martin A (1994) **Modeling soil organic matter dynamics and plant productivity in tropical ecosystems**. In: WOOMER PL, SWIFT MJ (Eds). The biological management of tropical soil fertility. Chichester : John Wiley & Sons, 171-188.

R CORE TEAM (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Raij BVAN, Andrade JC, Cantarella H, Quaggio JÁ (2001) **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais.** Campinas: Instituto Agronômico de Campinas. p. 285.

Ramos PV, Dalmolin RSD, Marques Júnior J, Siqueira DS, De Almeida JA, Moura-Bueno JM (2017) Magnetic susceptibility of soil to differentiate soil environments in southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência Do Solo** 41:1–13.

Reichardt K, Timm LC (2004) **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações.** Barueri: Manole. 478p.

RESENDE, M (1985). **Aplicações de conhecimentos pedológicos à conservação de solos**. Informativo Agropecuário. p. 3-18.

Rosa R, Sano EE, Rosendo JS (2014) Estoque de carbono em solos sob pastagens cultivadas na bacia hidrográfica do Rio Paranaíba. **Sociedade & Natureza** 26: 333-351.

Santos FAZ, Pierangeli MAP, Silva FL, Serafim ME, Sousa JB, Oliveira EB (2017) Dinâmica do carbono orgânico de solos sob pastagens em campos de murundus. **Revista Scientia Agrária**18:1983-2443.

Segnini A, Xavier AAP, Otaviani-Júnior PL, Oliveira PPA, Pedroso AF, Praes MFFM, Rodrigues PHM, Milori DMBP (2019) Soil carbon stock and humification in pastures under different levels of intensification in Brazil. **Scientia Agricola** 76: 33-40.

Shestak CJ, Busse MD (2005) Compaction alters physical but not biological indices of soil health. **Soil Science Society of American Jornal** 69:236–246.

Silva PA, De Lima BH, La Scala N, Peruzzi NJ, Chavarette FR, Panosso AR (2020) Spatial variation of soil carbon stability in sugarcane crops, central-south of Brazil. **Soil and Tillage Research** 202: 104667.

Silva-Olaya AM, Cerri CEP, La Scala N, Dias CTS, Cerri CC (2013) Carbon dioxide emissions under different soil tillage systems in mechanically harvested sugarcane. **Environmental Research Letters** 8:1–8.

Singh M, Sarkar B, Biswas B, Bolan NS, Jock G (2017) Soil Biology & Biochemistry Relationship between soil clay mineralogy and carbon protection capacity as influenced by temperature and moisture **Soil Biology and Biochemistry** *109*: 95–106.

Sissoko A, Kpomblekou AK (2010) Soil Biology & Biochemistry Carbon decomposition in broiler litter-amended soils **Soil Biology and Biochemistry** *42*: 543–550.

Souza LC, Fernandes C, Nogueira DCS, Moitinho MR, Bicalho ES, La Scala N (2017) Can Partial Cultivation of Only The Sugarcane Row Reduce Carbon Dioxide Emissions in an Oxisol and Ultisol? **Agronomy Journal** 109: 1-9.

Souza ZM, Marques Júnior J, Pereira GT (2004) Variabilidade espacial de atributos físicos em diferentes formas de relevo sob cultivo de cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do solo** 28:937-944.

Stefano A, Jacobson MG (2018) Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis. **Agroforestry Systems** 92: 285–299.

Subke JA, Reichstein M, Tenhunen JD (2003) Explaining temporal variation in soil CO_2 efflux in a mature spruce forest in Southern Germany. **Soil Biology and Biochemestry** 35: 1 467–1 483.

Tavanti RFR, Montanari R, Panosso AR, La Scala N, Chiquitelli Neto M, Freddi OS, González AP, Carvalho MAC, Soares MB, Tavanti TR,Galindo FS (2020) What is the impact of pasture reform on organic carbon compartments and CO_2 emissions in the Brazilian Cerrado? **Catena** 194: 104702.

Teixeira DDB, Panosso AR, Cerri CEP, Pereira GT, La Scala N (2011) Soil CO_2 emission estimated by different interpolation techniques. **Plant Soil** 345:187–194.

Teixeira DDB, Bicalho ES, Panosso AR, Perillo LI, Iamaguti JL, Pereira GT, La Scala Jr N (2012) Uncertainties in the prediction of spatial variability of soil CO_2 emissions and related properties. **Revista Brasileira de Ciência Do Solo** *36:* 1466–1475.

Terçariol MC, Brancaglioni VA, Artêncio Júnior JP, Montanari R, Teixeira Filho MCM, Bolonhezi AC, La Scala N, Chavarette FR, Panosso AR (2016) Spatial Variability of Soil CO_2 Emission in Soybean and Sugarcane Areas in Mato Grosso Do Sul Cerrado, Brazil. **Journal of Geospatial Modelling** 2*:* 44-66.

Tisdall JM, Oades JM (1982) Organic-matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science** 33:141–163.

Trangmar BB, Yost RS, Uehara G (1985) Application of geoestatistics to spatial studies of soil properties. **Advance Agronomy** 38: 45-93.

Tedeschi V, Rey A, Manca G, Valentini R, Jarvis PL, Borghetti M (2006) Soil respiration in a Mediterranean oak forest at different developmental stages aftercoppicing. **Global Change Biology** 12:110-121.

Yim MH, Joo SJ, Shutou K, Nakane K (2003) Spatial variability of soil respiration in a larch plantation: Estimation of the number of sampling points required. **Forest Ecology and Management** 175: 585–588.

Vicentini ME, Pinotti CR, Hirai WY, Moraes MLT, Montanari R, Teixeira Filho MCM, Milori DMBP, La Scala N, Panosso AR (2019) CO_2 emission and its relation to soil temperature, moisture, and O2 absorption in the reforested areas of Cerrado biome, Central Brazil. **Plant and Soil** 444: 193-211.

Vieira SR (2000) **Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo**. In: Novais RF, Alvarez VVH, Schaefer CEGR eds. Tópicos em ciência do solo. Viçosa. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.1, p.1-53.

Wagai R, Mayer LM (2007) Sorptive stabilization of organic matter in soils by hydrous iron oxides. **Geochimica et Cosmochimic Acta** 71: 25–35.

Whalen JK, Sampedro L (2009). **Soil ecology and management.** Wallingford, CABI PUBLISHERS, 267 p.

Xavier AAP (2015) **Avaliação do acúmulo e emissão de carbono do solo sob sistemas produtivos de pastagem**. 101 f. Dissertação (Mestrado)– Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo- USP, São Carlos.

Xavier CV, Moitinho MR, Teixeira DDB, Santos GA, Corá JE, La Scala N (2020) Crop rotation and sequence effects on temporal variation of CO_2 emissions after long-term no-till application. **Science of the Total Environment** 709: 136107.

Xavier CV, Moitinho MR, Teixeira DDB, Santos GAA, Barbosa MA, Milori DMBP, La Scala Júnior N (2019) Crop rotation and succession in a no-tillage system: Implications for CO_2 emission and soil attributes. **Journal of Environmental Management** 245: 8–15.

WARRICK, A. W.; NIELSEN, D. R. Spatial variability of soil physical properties in the field. In: HILLEL, D. (Ed.). **Applications of soil physics**. New York: Academic Press 1980. p. 319-344.

Zanchi FB, Rocha HR, Kruijt B, Cardoso FL, Deus JA, Aguiar LJG (2003) Medição do efluxo de CO_2 do solo: monitoramento com câmaras automáticas sobre floresta e pastagem em Rondônia. In: Congresso de Ecologia. **Anais**... Fortaleza: Ed. Betania, p. 631–632.

Zelles L (1999) Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolysaccharides in the characterisation of microbial communities in soil: a review. **Biology and Fertility Of Soils** 29:111-129.

Zhang Y, Guo S, Liu Q, Jiang J, Wang R, Li N (2015). Responses of soil respiration to land use conversions in degraded ecosystem of the semi-arid Loess Plateau**.** **Ecological Engineering** *74*: 196–205.

CAPÍTULO 3 – Análise Multifractal Da Emissão De CO_2 Em Área De Pastagem Degradada E Sistema Silvipastoril

Resumo- A emissão de CO_2 do solo (FCO_2) é o resultado da interação entre os atributos físicos, químicos e biológicos, e tais interações, por vezes, tornam o entendimento FCO_2 complexo, pois elas carregam em si aspectos inerentes às correlações espaciais em diferentes escalas. Nesse sentido, adotou-se a análise multifractal para a melhor compreensão dos padrões de variabilidade espacial entre F_{CO2} e demais atributos do solo. Os valores da emissão total de $_{CO2}$ (ET), temperatura (Ts) e umidade do solo (Us) foram coletados por oito semanas em transcectos que continham 128 pontos em áreas de pastagem degradada (PDr) e sistema silvipastoril (SSP) no cerrado brasileiro. As variáveis analisadas foram: susceptibilidade magnética (SM), densidade do solo (Ds), macroporosidade (macro), microporosidade (micro), porosidade livre de água (PLA), estoque de carbono (EC), grau de humificação da matéria orgânica (H_{LIFS}), teor de argila do solo (argila) e estabilidade do carbono no solo (fator k). A análise multifractal conjunta foi adotada para o estudo das possíveis relações entre a ET e os atributos do solo em diferentes escalas. As maiores taxas de emissão foram observadas no SSP (2,91 Mg C-CO_2 ha^{-1}), assim como maior EC (40,11 Mg ha^{-1}), teor de argila (623,69 g kg^{-1}) e SM (54,95 10^{-8} m^3 kg^{-1}), quando comparadas à PDr, cujos valores foram, respectivamente, 2,17 Mg C-$_{CO2}$ ha^{-1}, 18,80 Mg ha^{-1} 121,92 g kg^{-1} e 0,02 10^{-8} m^3 kg^{-1}). No entanto, Ts (23,80 °C), fator k (0,11 dia $^{-1}$) e H_{LIFS} (3949,17 ua) foram maiores na PDr quando comparados aos valores do SSP (Ts=19,05 ºC; fator k=0,07 dia $^{-1}$; HLIFS=1166,23 ua). Os atributos Ds (1,59 g dm^{-3}) e macro (0,18 m^3 m^{-3}) foram maiores na PDr enquanto no SSP a micro (0,43 m^3 m^{-3}) e PLA (16,76 %) foram maiores em relação à PDr (0,17 m^3 m^{-3} e 11,51 %). O espectro da dimensão generalizada demonstrou que tanto no SSP quanto na PDr as variáveis de estudo apresentaram multifractabilidade baixa. Por outro lado, o espectro de singularidade demonstrou que a variabilidade dos atributos do solo está concentrada nos menores valores, já que nas áreas de estudo a rama do respectivo espectro apresentou-se mais longa para a direita. Os resultados da análise multifractal conjunta demonstraram que tanto na PDr quanto no SSP as correlações entre a ET e os atributos do solo foram significativas ($p<0,01$). A análise multifractal demonstrou que a variabilidade da ET e dos atributos do solo foram representados pelos menores valores, excetuando-se os valores da macroporosidade no SSP, onde, para o presente estudo, o comportamento da ET e dos atributos do solo apresentaram multifractabilidade baixa. A relação entre a emissão de $_{CO2}$ e os atributos do solo responsáveis pela sua produção e transporte tanto na PDr quanto no SSP ocorreram em diferentes escalas.

Palavras-chave: carbono do solo, correlação entre escalas, fractabilidade, respiração do solo.

3.1 Introdução

O efeito das mudanças climáticas decorrentes do aumento da concentração dos gases de efeito estufa tem levantado um alerta na população a nível global. Dentre os gases do efeito estufa, o dióxido de carbono (CO_2) é o que mais chama a atenção. Segundo Lindsey (2020), a maior preocupação sobre o CO_2 deve-se a sua maior concentração e maior tempo de permanência na atmosfera em relação aos demais gases (metano e óxido nitroso). Ainda, a autora afirma que esse gás, ao absorver os comprimentos de ondas termais, faz com que o efeito estufa adicional seja ainda mais pronunciado.

A população mundial tende a alcançar mais de 9 bilhões de habitantes até 2050 (ONU, 2019), e esse aumento, em conjunto com as mudanças climáticas, vem chamando a atenção sobre a segurança alimentar e as populações mais vulneráveis uma vez que esta população é a primeira a sentir os efeitos decorridos dessas mudanças. O aumento da temperatura, do padrão das precipitações e da frequência e intensidade de eventos climáticos, assim como a acidificação e o aquecimento dos oceanos, são alguns dos fatores que, segundo Tirado et al. (2010), afetarão a segurança alimentar mundial. Ainda, segundo esses autores, eventos climáticos extremos como secas e alagamentos poderão resultar na contaminação de solos e terras agrícolas bem como causar a contaminação com patógenos de água e alimentos destinados ao consumo dos animais, podendo, também, comprometer o acesso a uma alimentação mais adequada, que é necessária para o desenvolvimento humano.

Segundo Brasil (2019), setores como os da agropecuária e do uso e mudança de terra foram responsáveis por 33,6 % e 22,3 % das emissões totais de CO_2 em 2016. No setor agropecuário, houve um aumento de 2,3 % nas emissões devido ao crescimento do número de rebanhos de gado e da produção de certas culturas agrícolas. Em adição, esses autores afirmaram que os desmatamentos ocorridos na Mata Atlântica e na Amazônia contribuíram para o aumento das emissões referentes ao uso e mudança da terra.

No solo, as perdas de carbono via emissão de CO_2 (F_{CO_2}) é decorrente da decomposição da matéria orgânica pela atividade microbiana, sendo a intensidade

desta decomposição muito relacionada à maneira como o solo é manejado. O manejo do solo com aspecto mais conservacionista, ou seja, com pouco ou nenhum revolvimento e constante adição de material orgânico, é uma prática que caracteriza o solo como mitigador de CO_2 (Moitinho et al., 2021; Paustian et al., 2016; Souza et al., 2017; Xavier et al., 2020).

Além da adoção de práticas agrícolas mais sustentáveis, o conhecimento sobre as características inerentes ao solo, tais como seu material de origem, textura e mineralogia, se torna um grande aliado na redução da emissão de CO_2 em sistemas agrícolas, já que os solos apresentam potencial para armazenar até 1500 Pg de carbono em camadas de 1 metro (Paustian et al., 2000). Apesar de apresentar grande potencial para sequestrar carbono, a perda de carbono via F_{CO_2} é descrita por vários autores como um processo complexo, pois resulta da interação de diversos fatores, que podem atuar em diferentes intensidades. Brito et al. (2009) enfatizaram a importância de diferentes formas de relevo na emissão de CO_2, visto que as maiores emissões de CO_2 foram observadas em formas de relevo com maior macroporosidade, menor densidade do solo e resistência à penetração. Bahia et al. (2014) e Leal et al. (2015) observaram em seus estudos a influência da mineralogia da fração argila sobre a emissão de CO_2, pois foi constatado que os minerais da fração argila influenciam o comportamento dos atributos do solo que estão relacionadas à emissão de CO_2. Ainda, os atributos do solo relacionados a sua estrutura também influenciam a emissão de CO_2, conforme os resultados observados por Silva et al. (2019); Vicentini et al. (2019) e Moitinho et al. (2021).

A variabilidade dos atributos do solo é um reflexo da intensidade e da interação entre os fatores de sua formação, resultando, assim, em uma grande variabilidade de comportamento em uma mesma área (Caniego et al., 2005). Ainda, a interação entre os fatores de formação do solo e os processos que ocorrem nele podem operar em diferentes escalas de tal maneira que a variabilidade espacial dos atributos do solo pode apresentar um efeito disperso (Dafonte et al., 2015). Essa afirmativa explica a complexidade dos processos que ocorrem no solo e que influenciam o comportamento da F_{CO_2}. Trabalhos realizados por Panosso et al. (2008); Bahia et al. (2014) e Bahia et al. (2015) caracterizaram a variabilidade espacial da emissão de CO_2 por meio de técnicas geoestatísticas, contudo a interação entre os processos e fatores de

formação do solo ocorrerem em diferentes escalas e, como consequência, a própria variabilidade espacial dos atributos do solo também apresentou uma dependência escalar (Biswas et al., 2012). Algumas técnicas geoestatísticas têm sido adotadas na ciência do solo para captar a variabilidade espacial decorrente da complexidade que os solos exibem, entre elas a teoria fractal. A teoria fractal na ciência do solo vem sendo abordada pela técnica monofractal, onde a variabilidade espacial do solo é descrita unicamente por um coeficiente de escala simples (Biswas et al., 2012). No entanto, a complexidade da variabilidade espacial observada nos solos pode não ser representada apenas por um coeficiente de escala simples, sendo, neste caso, necessária a adoção de técnicas que captem essa variabilidade em várias escalas, dentre elas a técnica multifractal (Biswas, 2019; Silva et al., 2021).

A análise multifractal descreve a variabilidade e a heterogeneidade dos atributos do solo dentro de uma gama de escalas espaciais (Biswas et al.,2012). Ainda, a análise multifractal baseia-se na estimativa das propriedades de escala de um conjunto de dados e apresenta um espectro multifractal de dimensões (Perrier et al., 2006). Assim, a teoria multifractal tem sido adotada para descrever e modelar os padrões da variabilidade espacial da densidade do solo, a capacidade de campo e a condutividade hidráulica (Jing et al., 2020), a rugosidade do solo (Vidal Vázquez et al., 2008), a resistência do solo à penetração (Leiva et al., 2019), os índices topográficos e a produtividade das culturas (Zeleke e Si 2004, Kravchenko et al., 1999), assim como a variabilidade dos atributos químicos (Marinho et al., 2017; Silva et al., 2021).

Apesar dos estudos realizados por La Scala et al. (2009); Panosso et al. (2012) e Bicalho et al (2014) demonstrarem que a emissão de CO_2 apresentara dependência de escala, ainda são poucos os trabalhos onde a variabilidade da emissão de CO_2 é retratada pela análise multifractal.

Diante do exposto, trabalhamos com a hipótese de que a emissão de CO_2, por ser um processo complexo, pode apresentar um comportamento em múltipla escala. Sendo assim, os objetivos do presente trabalho foram avaliar a estrutura da variabilidade espacial da emissão de CO_2 em áreas do cerrado brasileiro por meio da análise multifractal e avaliar as correlações entre a emissão de CO_2 e os atributos do solo através da análise multifractal conjunta.

3.2 Material E Métodos

3.2.1 Descrição das áreas experimentais

O estudo foi conduzido nas áreas pertencentes à Faculdade de Engenharia – UNESP, Câmpus de Ilha Solteira, localizada no município de Selvíria – MS (Figura 1). O clima da região segundo a classificação de Köppen, é tropical úmido (Aw), com estações chuvosas no verão e secas no inverno. A área da pastagem está localizada nas coordenadas geográficas 20° 36’ 58,2” Sul e 51° 41’ 47,8” Oeste a uma altitude de 357 metros acima do nível do mar. O solo da pastagem foi classificado como Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (Embrapa, 2018) e sua geologia foi classificada como Arenito formação Santo Anastácio (IBGE, 2014). Em 1989 houve o desmatamento e queima de espécies nativas na área para o plantio da pastagem (*Urochloa decumben*) sendo esta destinada a pecuária. Nos anos de 2002, 2008 e 2014 houve correção da acidez sendo realizada a calagem com calcário dolomítico (1,5 Mg ha^{-1}) e adubação de 350 kg ha $^{-1}$ de NPK 041408 com ureia, superfosfato simples e cloreto de potássio.

A área do sistema silvipastoril (SSP) está localizada nas coordenadas 20°22’ 31” de latitude Sul e 51° 24’ 12” de longitude Oeste a uma altitude de 363 metros acima do nível do mar. O solo do SSP foi classificado como Latossolo Vermelho distrófico (Embrapa, 2018), e sua geologia foi classificada como Basalto formação Serra Geral (Maltoni 1994). Essa área, após a retirada do Cerrado nativo passou a ser cultivada com culturas anuais, milho, soja e algodão, no sistema convencional. Em 1987 houve o plantio da espécie de aroeira (*M. urundeuva*) em espaçamentos de 3,0 x 3,0 m em uma área de 1 ha; a conversão da área em SSP se deu de forma natural por meio da emergência do capim braquiária (*Braquiária decumbens*) uma vez que nessa área havia um banco de sementes dessa espécie.

Nas duas áreas experimentais foram traçados transectos de 128 metros de comprimento com 128 pontos para que fossem realizadas as respectivas análises de solo assim como as leituras da emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo.

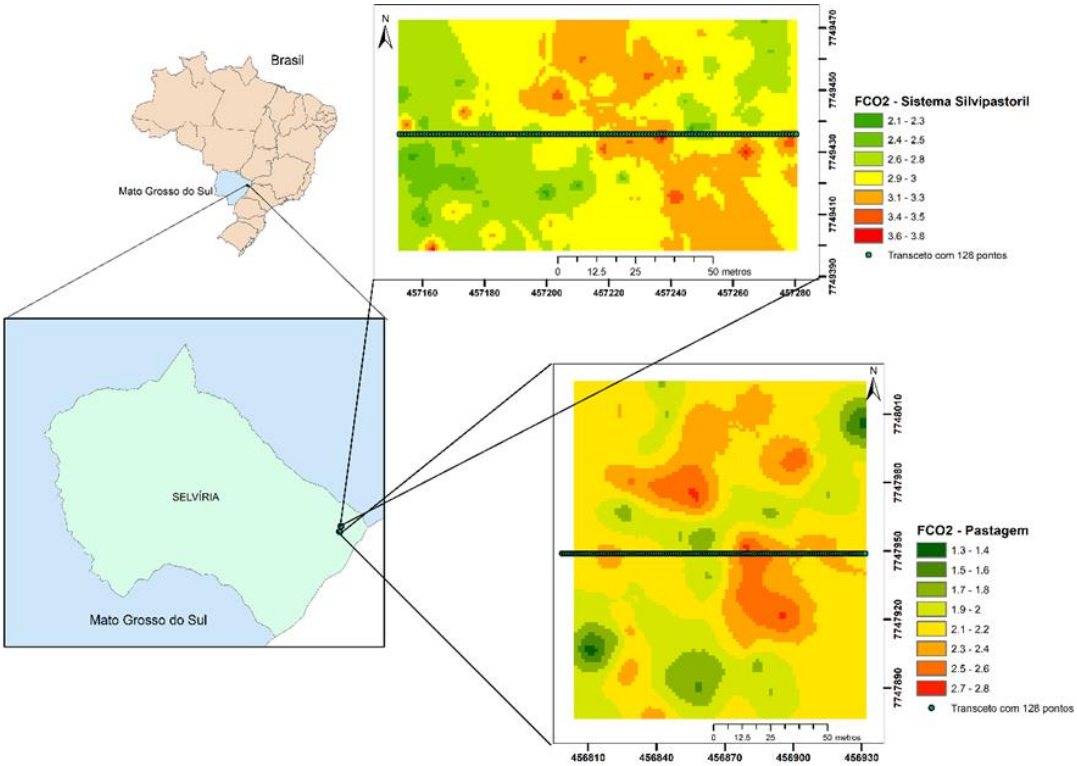


Figura 1. Mapa de localização das áreas de estudo no município de Selvíria, MS.

3.2.2 Determinação da emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo.

A emissão de CO_2 (FCO_2) foi registrada uma vez por semana entre os meses de maio a julho de 2018, totalizando oito semanas de leituras, estas realizadas por meio do sistema LI-COR (LI-8100), Nebraska - EUA. A câmara para solos apresenta volume interno de 854,2 cm^3 com área de contato circular de 83,7 cm^2. Essa câmara foi colocada sobre colares de PVC com diâmetro de 0,10 m previamente inseridos no solo em cada ponto amostral na profundidade de 0,03 m. A temperatura do solo foi registrada por meio de um termômetro de haste inserido no interior do solo a 5 cm do local onde foram previamente instalados os colares de PVC. A umidade do solo foi determinada por meio de um equipamento de TDR (Time Domain Reflectometry – Hydrosense2) que avaliou a umidade disponível do solo (% volume) na profundidade de 0,00-0,12 m.

3.2.3 Determinação dos atributos químicos e físicos do solo

Para as análises químicas (Raij et al., 2001) e físicas foram coletadas amostras deformadas e indeformadas na camada de 0,00 - 0,10 m. Após a coleta, as amostras deformadas passaram por peneiras com abertura de 2 mm e, em seguida, foram secas ao ar. A textura do solo foi determinada segundo metodologia proposta pela Embrapa (2017). O teor de matéria orgânica do solo foi determinado pela metodologia proposta por Raij et al. (2001). O teor de carbono orgânico do solo foi determinado dividindo-se o teor total da matéria orgânica por 1,724. A partir das amostras indeformadas determinou-se a densidade do solo (Ds), macroporosidade (Macro) e microporosidade (Micro) segundo metodologia proposta pela EMBRAPA (2017). A porosidade total do solo (PT) foi determinada pela diferença entre a massa da amostra saturada e a massa da amostra seca. A porosidade livre de água (PLA) foi calculada pela diferença entre a porosidade total e a umidade do solo.

Para o cálculo do estoque de carbono do solo na camada de 0,00 - 0,10 m incialmente foi calculado a camada de solo equivalente (Camargo et al., 2009) através da seguinte fórmula:

Camada de solo equivalente (cm)= $Ds_{ref/\ Ds\ área}$ x E, onde:

Ds_{ref} (Kg dm^{-3}) = densidade do solo da área de referência na camada de estudo, no presente estudo a área de referência foi uma mata nativa.

$Ds_{área}$ (Kg dm^{-3}) = densidade do solo da área de estudo

E (cm) = espessura da camada de solo estudada, no presente estudo 0,10 m

Em seguida o estoque de carbono foi determinado pela seguinte equação:

$$EstC = (\mathrm{CO} \cdot \mathrm{Ds} \cdot \mathrm{E})/10 \quad (1)$$

Onde:

EstC = estoque de carbono do solo;

CO = teor de carbono orgânico encontrado pelas análises realizadas nas amostras de solo (g kg^{-1} = teor de matéria orgânica/ 1,724);

Ds = densidade do solo (kg dm^{-3});

E = espessura da camada equivalente (10) (Bayer et al., 2000).

A constante de decaimento do carbono (fator k) que fa inferência à estabilidade do carbono nas áreas foi determinada pela seguinte equação:

$$k = \frac{FC - CO_2}{EC} \quad (2)$$

Onde:

k é constante de decaimento do carbono no solo (dia $^{-1}$);

FC-CO_2 = é a emissão de carbono do solo (Mg de Carbono ha^{-1} dia^{-1});

EC: é o estoque de carbono do solo na camada de 0,00-0,10 m (Mg ha^{-1}).

3.2.4 Determinação da susceptibilidade magnética do solo

A susceptibilidade magnética (SM) foi determinada a partir de 10 gramas de terra fina seca ao ar (TFSA) no aparelho de Bartington MS2 acoplado ao sensor Bartington MS2B (Figura 2). A avaliação foi realizada em baixa e alta frequência (0,47 KHz e 4,7 kHz respectivamente) (Costa et al.,1999; Dearing, 1994). Dearing (1994) afirma que as leituras da susceptibilidade magnética em alta e baixa frequência deve ser adotadas em estudos que indiquem a presença de minerais magnéticos de domínio simples ou múltiplo. Dessa maneira, foi realizado o cálculo da χFD que expressa a porcentagem da susceptibilidade magnética dependente das leituras em alta e baixa frequência.

$$\chi FD = \frac{\left(\chi_{BF} - \chi_{AF}\right) \times 100}{\chi_{BF}} \quad (3)$$

Onde:

χFD = porcentagem de SM em dupla frequência;

χ_{BF} = SM em baixa;

χ_{AF} frequência;

F = SM em alta frequência.

Figura 2. Aparelho de Bartington MS2 para a leitura da susceptibilidade magnética.

3.2.5 Grau de humificação da matéria orgânica do solo (H_{LIFS})

O grau de humificação da matéria orgânica do solo (H_{LIFS}) foi determinado por meio da análise de fluorescência induzida por laser (LIFS). Essa técnica tem como princípio básico a excitação das amostras do solo com um laser de emissão na região do ultravioleta/azul, que resulta na fluorescência de grupos funcionais da matéria orgânica relacionados com o processo de humificação (Milori et al., 2006). O LIFS opera por meio de um laser de diodo emitido na região de 405 nm, com potência máxima de 50 mW (Xavier, 2015). A equação para a determinação do H_{LIFS} foi proposta por Milori et al. (2006), em que *fA* corresponde à área de fluorescência sob o espectro, e *tC* é o teor de carbono total do solo.

$$H_{LIFS} = \frac{fA}{tC} \quad (4)$$

3.2.6 Análises Estatísticas

Inicialmente, os dados foram apresentados por meio da estatística descritiva (média, erro padrão da média, mínimo, máximo, coeficiente de variação, coeficiente de curtoses e coeficiente de assimetria). Para testar a hipótese de diferença entre as médias, adotou-se o teste de student a 5 %. Foi realizada a análise de correlação de

Pearson a 5 % de probabilidade ($p<0,01$) para acessar a relação entre as variáveis de estudo. As análises estatísticas das áreas foram processadas no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2021).

3.2.7 Análise Multifractal

A análise multifractal foi adotada para a caraterização das propriedades de escala das variáveis do solo com a distribuição de massa de uma medida em um dado transecto. As variáveis que compõem o transecto foram determinadas a partir dos seus respectivos mapas pela técnica da krigagem ordinária. Análises multifractais com variáveis do solo têm sido realizadas baseadas na contagem de caixas (Evertsz e Mandelbrot, 1992). Neste método, um conjunto, ou caixas menores de dados experimentais coletados num transecto, foram sucessivamente divididas em subconjuntos para segmentos menores, conforme a redução de escalas diádicas de tamanho δ, gerando uma medida normalizada que é computada em cada caixa (Silva et al., 2021; Vidal Vázquez et al., 2013).

Para estimar a dimensão multifractal sobre um suporte, o primeiro passo consiste em definir a medida. Para o presente estudo, consideramos que o suporte se refira aos transectos com uma extensão de 128 metros (L= 128 m) traçados nas respectivas áreas de estudo, enquanto as medidas são as onze variáveis do solo descritas anteriormente na camada de 0,00-0,10 m. Em seguida, o transecto foi dividido em sucessivos compartimentos de igual tamanho com comprimento que vão diminuindo para sucessivos estágios (Evertsz e Mandelbrot, 1992).

Assim, sucessivas divisões no transecto em cada estágio de k (k=1,2,3...) foram realizadas para gerar um número de segmentos $n(\delta) = 2^K$ com característica de tamanho e extensão $\Delta = L \times 2^{-k}$, onde L é comprimento total do transecto e k é um número inteiro (Caniego et al., 2005; Vidal Vázquez et al., 2013). Para o presente estudo k = 7, ou seja, o transecto de 128 metros foi dividido em 7 estágios resultando em segmentos de 64, 32, 16, 8, 4, 2 e 1 respectivamente. (Caniego et al., 2005; Vidal Vázquez et al., 2013). Então, uma função de probabilidade de massa normalizada $\mu_i(\delta)$, que descreve a contribuição de semelhantes mas pequenos segmentos ou intervalo de tamanho δ para a massa total, sendo determinada pela equação:

$$\mu_i(\delta) = \varphi_i(\delta) / \sum_{i=1}^{n(\delta)} \varphi_i(\delta) \quad (5)$$

Onde:

φ_i = é o valor da medida no segmento *i-ésimo* na escala δ;

$n(\delta)$ = é o número do segmento com tamanho δ, que cobre o espaço de amostragem;

$\sum_{i=1}^{n(\delta)} \varphi_i(\delta)$ = representa toda a massa do transecto.

O seguinte passo da análise fractal (mono quanto multifractal) consiste em estabelecer se existe uma relação de potência entre a medida e a escala. Para isso, avalia-se a função de partição:

$$X(q,\delta) = \sum_{i=1}^{n(\delta)} \mu_i^q(\delta) \quad (5)$$

Onde:

Q = são limitados por $-\infty < q < \infty$.

A função de partição, quando plotada contra tamanho do segmento ou caixa de tamanho δ apresenta a seguinte propriedade de escala:

$$X(q,\delta) \propto \delta^{t(q)} \quad (6)$$

onde $\tau(q)$ é uma função não linear de q, conhecida como função de expoente de massa, sendo calculada pela seguinte equação:

$$\tau(q) = \lim_{\delta \to 0} \frac{\log \chi(q,\delta)}{\log(\delta)} = \lim_{\delta \to 0} \frac{\log \sum_{i=1}^{n(\delta)} \mu_i^q(\delta)}{\log(\delta)} \quad (7)$$

Quando a plotagem t(q) versus q é linear, então a medida é monofractal. (Figura 3).

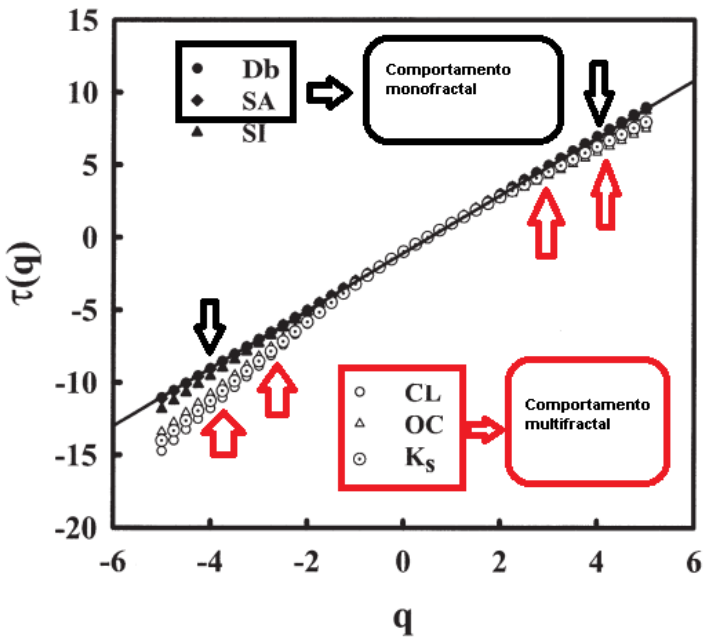


Figura 3. Exemplo de um gráfico t(q) versus q com as variáveis apresentado comportamento monofractal e multifractal (Zeleke e Si, 2005).

A função de expoente de massa τ está relacionada com o espectro da dimensão generalizada ou dimensão de Rényi, Dq, (Rényi, 1955; Hentschel; Procaccia, 1983). A dimensão generalizada (D_q) corresponde ao expoente de escala para o momento *q-ésimo* da medida (Dafonte et al., 2015), além de fornecer parâmetros indicativos como D_0, D_1 e D_2, que podem ser estimados pela equação para $q \neq 1$:

$$D_q = \lim_{\delta \to 0} \frac{1}{q-1} \frac{\log[\chi(q,\delta)]}{\log \delta} \tag{8}$$

Ao usarmos a equação acima, D_1 torna-se indeterminado, desta forma, para o caso particular onde $q=1$, usamos a seguinte equação para $q=1$:

$$D_1 = \lim_{\delta \to 0} \frac{\sum_{i=1}^{n(\delta)} \rho_i(\delta) \log[\rho_i(\delta)]}{\log \delta} \tag{9}$$

Para uma distribuição monofractal, *Dq* é uma constante, de modo que a avaliação para momentos sucessivos não fornece informações adicionais. No entanto, para medidas multifractais, a relação entre *Dq* e *q* não é constante e tipicamente

apresenta um aspecto semelhante ao de um sigmoide duplo com um ponto de inflexão para $q = 0$.

As dimensões generalizadas (Dq), em $q = 0$, $q = 1$ e $q = 2$, são conhecidas como: dimensão de capacidade (D_0), informação ou entropia de Shannon (D_1) e correlação (D_2), respectivamente. Para o caso de monofractabilidade $D_0 \approx D_1 \approx D_2$; para o caso de multifractabilidade aceita-se que $D_0 > D_1 > D_2$. (Caniego et al., 2005; Vidal Vázquez et al., 2013). Para o presente estudo, a dimensão generalizada foi calculada usando os intervalos de $-10 < q < 10$ com incremento de 0,5.

As medidas que apresentam uma distribuição multifractal também podem ser caracterizadas por mais outras duas funções de escalonamento, $f(\alpha)$ e α_q, que são definidas como funções implícitas de q. Assim, em primeiro lugar, para uma medida multifractal, em cada intervalo *i*-ésia de tamanho δ, a função de probabilidade de massa $\mu_i(\delta)$, tem a seguinte propriedade de escalonamento:

$$\mu_i(\delta) \sim \delta^{\alpha_i} \tag{10}$$

Onde:

α_i = expoente de Hölder ou expoente de Lipschitz-Hölder ou ainda expoente de singularidade “grosseiro”, que quantifica a importância das singularidades da medida de uma variável em cada um dos segmentos;

i = pode ser considerado como um índice de aglomeração ou concentração da medida.

Em segundo lugar, para medidas com distribuição multifractal, o número N_α de segmentos de tamanho δ e com o mesmo valor de expoente de Hölder α aumenta à medida que δ diminui, de acordo com a seguinte relação de potência:

$$N_\alpha(\delta) \sim \delta^{-f(\alpha)} \tag{11}$$

Onde:

O expoente $f(\alpha)$ é uma função contínua de escalonamento para todos os pontos que apresentam um mesmo valor de α denominado espectro de singularidade.

A função exponente de massa $\tau(q)$ também está relacionada com a diferença entre α expoente de Hölder α_q a e o expoente de $f(\alpha)$ conforme a seguinte equação:

$$\tau(q) = \alpha_q - f(\alpha_q) \quad (12)$$

Mediante a transformação de Legendre (Everstz e Mandelbrot,1992) podem ser calculadas as funções de escala $f(\alpha)$ e α da seguinte maneira:

$$\tau(q) = \alpha q - \tau(q) \quad (13)$$

$$\alpha q = d\,\tau(q)/dq \quad (14)$$

Usando o método de Legendre, os resultados podem estar sujeitos a erros significativo nos cálculos de $f(\alpha)$ e α quando os momentos são negativos (-q) para a estimativa de $f(\alpha)$ e α, o qual também dependera do dimensionamento da função de partição modificada χ (q, δ), sustentada nas contribuições individuais dos segmentos.

O espectro de singularidade $f(\alpha)$ foi determinado segundo metodologia proposta por Chhabra e Jensen (1989). Esse processo baseia-se na quantidade μ_i (q,δ) que corresponde à contribuição individual dos segmentos da função de partição , sendo definida como:

$$\mu_i(q,\delta) = \frac{\mu_i^q(\delta)}{\sum_1^{n(\delta)} \mu_i^q(\delta)} \quad (15)$$

Para as medidas multifractais, a função de probabilidade de massa dentro de cada segmento $\mu_i(\delta)$ também aumenta com o tamanho do segmento δ com: $\mu i\ (\delta)\ \delta\ \alpha i$ onde $\alpha_i = log\ \mu_i\ (\delta)/\log \delta$ é o Lipschitz-Hölder ou expoente grosseiro de singularidade, caracterizando uma propriedade peculiar de escala em cada segmento i. O expoente de Hölder pode ser interpretado como para o grau de concentração da medida μ. Por outro lado, o número $N_\alpha(\delta)$ de segmentos de tamanho δ possui um expoente grosseiro de singularidade igual a α, que aumenta com a redução de δ, seguindo uma lei de potência: $N(\alpha)\ \delta^{-f(\alpha)}$ onde o expoente $f(\alpha)$ é uma função continua denominada espectro de singularidade.

O espectro de singularidade $f(\alpha)$ foi determinado segundo metodologia proposta por Chhabra e Jensen (1989). Esse processo baseia-se na quantidade μi (q, δ), que corresponde à contribuição individual dos segmentos da função de partição, sendo definida como:

$$\mu_i(q,\delta) = \mu_i^q(\delta) / \sum_1^{n(\delta)} \mu_i^q(\delta) \quad (16)$$

Então usando um conjunto de números reais -∞ <q< ∞, as funções α_q e $f(\alpha)$ podem ser estimadas como:

$$f[\alpha(q)] \propto \frac{\sum_{i=1}^{N(\delta)} \mu_i(q,\delta) \log[\mu_i(q,\delta)]}{\log \delta} \quad (17)$$

$$\alpha(q) \propto \frac{\sum_{i=1}^{N(\delta)} \mu_i(q,\delta) \log[\mu_i(\delta)]}{\log \delta} \quad (18)$$

A plotagem de $f(\alpha)$ contra α_q resulta no espectro de singularidade que apresenta curva definida por uma parábola com concavidade voltada para baixo, onde os valores de α_q *aumenta* com a heterogeneidade das medidas (Vidal Vázquez et al., 2013). Os valores do expoente de singularidade mínimo ($\alpha_{mín}$) no intervalo α_0 até $\alpha_{mín}$ corresponde a regiões com maior concentração da medida, enquanto os valores do expoente de singularidade máxima (α_{max}) no intervalo α_{max} até α_0 corresponde a regiões com medidas de baixa frequência. O gráfico $f(\alpha)$ contra α_q é reduzido para 1 ponto no tipo de escalonamento fractal. No presente estudo $f(\alpha)$ e α_q foram computados entre -5 < q <10 com incremento de 0,5.

3.2.8 Análise Multifractal conjunta

A análise multifractal conjunta pode ser vista como uma extensão da análise multifractal simples. A multifractal conjunta retrata a heterogeneidade ou multifractabilidade entre dois atributos amostrados nos mesmos pontos ao longo de um transecto ou suporte espacial (Meneveau et al., 1990; Kravchenko et al., 2000, Zeleke e Si; 2006, Silva et al., 2021). O primeiro passo da análise multifractal conjunta consiste em dividir o transecto onde se encontra as variáveis de estudo *p* e *r, que são* divididas em segmentos de tamanho δ, empregando-se o método da contagem de caixas. Em segundo lugar as funções de normalizadas da probabilidade de massa foram calculadas para as duas variáveis de interesse.

No presente estudo, foram definidas a emissão total de CO_2 ($p_i(\delta)$) frente a cada um dos demais atributos do solo (r_i (δ)), sendo que os pares das variáveis foram amostrados no mesmo transecto. Ainda, o expoente local de singularidade, ou expoente de Hölder para as variáveis de estudo, é definido como α e β e apresenta a

seguinte relação de escala: $p_i(\delta) \approx (\delta)^{\alpha}$ e $r_i(\delta)$ $(\delta)^{\beta}$. Em terceiro lugar foi determinada a função de partição da conjunta normalizada μ_i (q, t, δ) para as distribuições de probabilidade de $p_i(\delta)$ e $r_i(\delta)$, ponderada pelos números reais *q* e *t* foi pela equação:

$$\mu_i(q,t,\delta) = \frac{[\rho_i(\delta)]^q [r_i(\delta)]^t}{\sum_{i=1}^{n(\delta)} [\rho_i(\delta)]^q [r_i(\delta)]^t} \tag{19}$$

Onde:

q e *t* são números reais representando os momentos de ordem e (δ) é escala.

Em quarto lugar, foram calculados os índices locais de escalamento ou singularidade α (q, t) e β(q,t), que correspondem às variáveis $p_i(\delta)$ e $r_i(\delta)$ e foram calculados de acordo com a contribuição dos *i*-ésimo intervalos dos segmentos individuais (Ji et al., 2016) segundo as equações:

$$\alpha(q,t) = \frac{\sum_{i=1}^{n(\delta)} [\mu_i(q,t,\delta).\log \rho_i(\delta)]}{\log N(\delta)} \tag{20}$$

$$\beta(q,t) = \frac{\sum_{i=1}^{n(\delta)} [\mu_i(q,t,\delta)].\log r_i(\delta)}{\log N(\delta)} \tag{21}$$

O quinto passo consiste na determinação do espectro multifractal conjunto da distribuição de duas variáveis f (α, β), que é definida a partir da relação de escalamento:

$$N_\varepsilon(\alpha,\beta) d\alpha d\beta \propto (\varepsilon)^{-f(\alpha,\beta)} d\alpha d\beta \tag{22}$$

Onde:

N_ε (α, β) dα dβ é o número de segmentos de tamanho Ɛ, com valores de α no intervalo de α±dα e os valores de β no intervalo de β±dβ.

A dimensão da joint f (α, β) onde α (q, t) e β(q,t) são os expoentes locais médios são mensurados pela seguinte equação:

$$f(\alpha,\beta) = \lim_{\varepsilon \to 0} \frac{\sum_{i=1}^{n(\varepsilon)} [\mu_i(q,t,\varepsilon).\log \mu_i(q,t,\varepsilon)]}{\log \epsilon} \tag{23}$$

O espectro da multifractal conjunta resulta da plotagem de dimensão da joint *f* (α, β) versus os índices de singularidade α(q, t) e β(q,t). Este gráfico descreve em diferentes níveis de intensidade de uma variável em relação a outros diferentes níveis de intensidade de outra variável (Biswas et al., 2012; Bertol et al., 2017).

As análises multifractal e multifractal conjunta foram realizadas no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018).

3.3 Resultados E Discussão

Na Tabela 1, são apresentados os resultados da estatística descritiva dos atributos avaliados. No SSP, observaram-se maiores valores ($p<0,05$) de emissão total de CO_2 (2,91 Mg C-CO_2 ha^{-1}) quando comparado ao sistema PDr (2,17 Mg C-CO_2 ha^{-1}). As maiores taxas de ET observadas no SSP podem ser atribuídas aos maiores valores de estoque de carbono (EC) encontradas nessa área uma vez que o carbono é a principal fonte de decomposição da atividade microbiana do solo, e essa decomposição resulta na produção de CO_2 (Lal, 2009; Smith et al., 2018). Além disso, verificou-se, por meio do grau de humificação da matéria orgânica do solo (H_{LIFS}) que, no SSP, o carbono está mais prontamente disponível à atividade dos microrganismos ,pois os valores de H_{LIFS} (1166,26 ua) nesse uso do solo foram menores quando comparados aqueles observados na PDr (3949,17 ua).

Por meio da constante de decaimento do carbono no solo (fator k), que expressa a razão entre a emissão de CO_2 e o estoque de carbono do solo, indicando, assim, o tempo de permanência do carbono no solo, observa-se que, apesar do SSP ter apresentado as maiores taxas de emissões de CO_2, ocorreu maior perda de carbono na PDr, visto que, nesse uso do solo, forma observados maiores valores de fator k (0,11 dia $^{-1}$) quando comparados ao SSP (0,07 dia^{-1}).

Com relação aos atributos físicos das áreas de estudo, a PDr apresentou maiores valores de Ds (1,59 g dm^{-3}), assim como maior macroporosidade (0,18 m^3 m^{-3}) em relação ao SSP. Os maiores valores de Ds observados na PDr podem ser um reflexo do pisoteio dos animais durante o pastejo na área de estudo. Com relação a macroporosidade na PDr, ela pode ser maior devido à textura mais arenosa desse área, pois segundo Reinert e Reichert (2006), solos arenosos tende a apresentar

maiores valores de macroporosidade. Estudo conduzidos por Novarra et al. (2012), encontraram em solos com valores de densidade igual a 1,5 g cm^{-3} em solo arenoso menores valores de emissão de CO_2; essa condição é semelhante à área de PDr.

A porosidade livre de água (PLA) e a microporosidade foram maiores no SSP (16,76%; 0,43 m^3 m^{-3}). Sob essas condições, a entrada de O_2 e, consequentemente, a movimentação de ar no solo é favorecida, o que implica no aumento da atividade microbiana, resultando, assim, no aumento da emissão de CO_2 (Moitinho et al., 2015). Ainda, Neira et al. (2015) afirmam que a transferência de O_2 no solo ocorre por difusão e que esta é influenciada pela textura, estrutura, porosidade e conteúdo de água no solo. Almeida et al. (2018) observaram em áreas de cana -de- açúcar com PLA acima de 18 % uma redução na captação de O_2, porém aumento na emissão de CO_2 sob essas condições de porosidade. Ainda, nos estudos de Vicentini et al.(2019) em áreas de reflorestamento, esses autores observaram que as áreas com solos em melhores condições estruturais apresentaram maiores emissões de CO_2.

O solo no SSP apresentou uma textura mais argilosa (623,69 g kg^{-1}) assim como maiores valores de susceptibilidade magnética (SM) ($54,95\times10^{-6}$ m^3 kg^{-1}) em relação ao solo da PDr (121,92 g kg^{-1}, 0,02 $\times10^{-6}$ m^3 kg^{-1}). Esses resultados corroboram com aqueles observados nos estudos de Camargo et al. (2014) e Leal et al. (2015), que observaram maiores valores de SM em solos de textura mais argilosa. Segundo Roscoe e Buurman (2000), solos de textura mais argilosa com predomínios de óxidos de ferro em sua composição mineralógica favorecem a estabilidade do carbono devido as ligações organominerais entre os óxidos e a matéria orgânica, afetando, assim, a dinâmica dos microrganismos do solo e, consequentemente, a emissão de CO_2 no solo. Estudos realizados por Leal et al. (2015) encontraram relação positiva entre a SM e a FCO_2; segundo esses autores, compartimentos onde os valores de SM são altos tendem a apresentar maior porosidade, o que favorece a saída de CO_2 do solo

Tabela 1. Estatística descritiva da emissão total de CO_2 e atributos do solo nas áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril na camada de 0,00-0,10 m.

	PDr							SSP						
Atributos	**Média**	**EPM**	**Min**	**Máx**	**Ass**	**Curt**	**CV**	**Média**	**EPM**	**Min**	**Máx**	**Ass**	**Curt**	**CV**
ET (Mg C-CO_2 ha^{-1})	2,17 b	0,0127	1,97	2,48	0,32	-1,10	6,59	2,91 a	0,0195	2,56	3,29	0,22	-1,14	7,58
EC (Mg ha^{-1})	18,80 b	0,0408	17,42	19,59	-1,11	0,44	2,45	40,11 a	0,1856	35,54	43,43	-0,61	-0,47	5,23
Fator k (dia^{-1})	0,11 a	0,0003	0,10	0,11	-2,41	3,86	2,97	0,07 b	0,0006	0,06	0,09	-0,55	-0,37	9,20
H_{LIFS} (ua)	3949,17 a	270,940	3550,22	4711,74	0,22	-1,12	7,76	1166,26 b	109,321	944,48	1383,45	-0,05	-1,09	10,61
Us (%)	11,87 b	0,0081	11,72	12,11	-0,47	-0,53	0,77	17,28 a	0,0410	16,31	18,37	0,35	0,09	2,68
Ts (ºC)	23,80 a	0,0073	23,64	23,94	-0,33	-1,01	0,35	19,05 b	0,0374	18,02	19,79	-0,76	-0,04	2,22
Argila (g kg^{-1})	121,92 b	0,3446	117,39	130,56	0,67	-0,95	3,20	623,69 a	0,7853	607,31	646,27	-0,29	-0,55	1,42
Ds (g dm^{-3})	1,59 a	0,0012	1,53	1,61	-1,71	4,00	0,85	1,22 b	0,0030	1,08	1,26	-2,14	5,54	2,74
Macro (m^3 m^{-3})	0,18 a	0,0007	0,17	0,21	1,02	1,73	4,50	0,10 b	0,0012	0,07	0,13	0,32	0,04	14,51
Micro (m^3 m^{-3})	0,17 b	0,0018	0,14	0,19	-0,47	-1,53	11,5	0,43 a	0,0009	0,41	0,45	0,57	-0,23	2,39
PLA (%)	11,51 b	0,0083	11,33	11,71	0,13	-1,05	0,82	16,76 a	0,0430	15,83	17,88	0,55	-0,07	2,90
SM (10^{-6} m^3 kg^{-1})	0,02 b	0,0004	0,01	0,02	-0,63	-1,63	29,08	54,95 a	0,0696	53,93	56,59	0,59	-1,00	1,43

N=128; médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste t de student a 5 % de probabilidade. ET: emissão total de CO_2 no solo; EC: estoque de carbono; Fator k: constante de decaimento do carbono no solo; $H_{LIFS:}$ grau de humificação da matéria orgânica do solo, Ts: temperatura do solo; Us=umidade do solo; Ds: densidade do solo; Macro: macroporosidade do solo; Micro: microporosidade do solo; PLA: porosidade livre de água; SM: susceptibilidade magnética do solo.

. Em seus estudos, Bahia et al. (2014) e Bahia et al. (2015) observaram correlações positivas entre os óxidos de ferro e a emissão de CO_2 em área de cana-de- açúcar. Segundo esses autores, a correlação positiva pode ser atribuída aos efeitos dos óxidos de ferro nos atributos do solo relacionados à emissão de CO_2.

O coeficiente de variação (CV) é um bom indicativo da variabilidade apresentada por um atributo. Para o presente estudo, o critério de classificação adotado para o CV foi o proposto por Warrick e Nielsen (1980). Estes autores afirmam que valores de CV de até 12 % sugerem baixa variabilidade dos atributos, enquanto média variabilidade é observada quando os valores de CV se encontram entre 12 e 24%; por outro lado, atributos com CV superiores a 24 % apresentam alta variabilidade. Assim, na pastagem degradada, observou-se em ordem decrescente, os seguintes atributos: SM (29,08%), micro (11,5%), H_{LIFS} (7,76%), ET (6,59 %), macro (4,5%), teor de argila (3,2%), fator k (2,97%), EC (2,45), Ds (0,85 %), PLA (0,82 %), Us (0,77%) e Ts (0,35 %). No SSP, em ordem decrescente, observou-se os seguintes atributos: macro (14,51%), H_{LIFS} (10,61 %), fator k (9,2 %), ET (7,58 %), EC (5,23%), PLA (2,9 %), Ds (2,74%), Us (2,68 %), micro (2,39 %), Ts (2,22%), SM (1,43 %) e teor de argila (1,42 %).

Assim, na PDr, a maior variabilidade foi observada para a SM. Esse resultado corrobora com aquele observado por Siqueira et al. (2016), que observaram alta variabilidade da susceptibilidade magnética, assim como Camargo et al. (2014) que observaram alta variabilidade espacial da SM em solos oriundos de um arenito como o do presente estudo na área da PDr.

Com relação ao SSP, a macroporosidade foi o atributo que apresentou maior variabilidade, corroborando com os resultados apresentados por Megda et al. (2008), que observaram média variabilidade (12,4 %) para a macroporosidade na região de Selvíria - MS.

3.3.1 Análise Multifractal

Uma medida apresenta comportamento fractal quando os gráficos de função de partição para momentos sucessivos podem ser ajustados por uma lei de potência (Evertz e Mandelbrot, 1992). Dessa forma, inicialmente, um gráfico entre uma medida

normalizada $\chi(q,\delta)$ versus uma medida de escala (δ) foram plotados para examinar todos os momentos estatísticos de interesse para verificar se os atributos avaliados seguem uma lei de potência de escalonamento. Segundo Evertz e Mandelbrot (1992), se para todos os momentos usados, a função de partição obedece uma lei de potência, ou seja, se a relação entre *log-log* e a distância for linear (Biswas et al., 2012), considera-se então que a distribuição das variáveis segue um escalamento que pode originar um padrão fractal ou multifractal. Sendo assim, todas as variáveis em ambas as áreas de estudo apresentaram escalamento visto que a relação entre χ (q, δ) versus logδ tem comportamento linear (Figura 4 e Anexo 1).

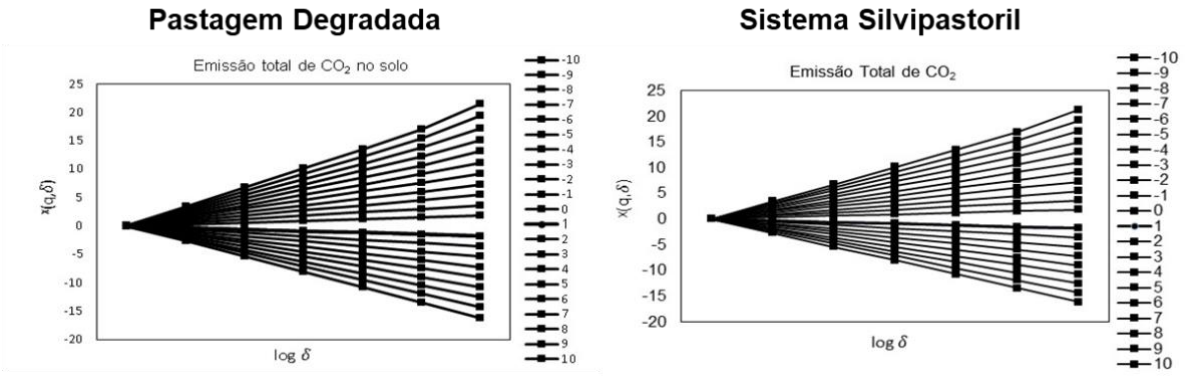


Figura 4. Gráficos da função de partição da emissão de CO_2 nas áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril.

Na Tabela 2, são apresentados os parâmetros multifractais obtidos a partir do gráfico da dimensão generalizada para as áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril.

Assim, D_0 ,que é conhecida como a dimensão de capacidade para um suporte unidimensional, onde D_0=1 indica que cada segmento apresenta um objeto, fornece informações médias sobre o sistema (Gouyet,1996; Viscek, 1992); D_1 é denominada dimensão de entropia e fornece informações sobre como a heterogeneidade muda em uma certa gama de escalas (Silva et al., 2021), D_2 que é a dimensão de correlação, pois está associada matematicamente à relação entre valores a grandes distâncias (Grassberg, 1983). Dessa maneira, quando os valores dessas dimensões são similares, isto é, $D_0=D_1=D_2$ consideramos que os atributos apresentam escala monofractal. Por outro lado, se os valores de $D_0>D_1>D_2$ considera-se que os atributos

apresentam escala multifractal (Zeleke e Si, 2006; Biswas et al., 2012). Ainda, quanto mais próximos os valores das dimensões, mais homogênea será a estrutura, enquanto dimensões com valores iguais a estrutura é consideramos como monofractal. Se os valores dessas três dimensões são muito próximos, mas não iguais, alguns autores como Vidal Vázquez et al. (2008) afirmam que, diante desta condição, temos uma escala quase monofractal.

Nesse sentido, tanto as variáveis na pastagem degradada quanto aquelas no sistema silvipastoril apresentam comportamento multifractal - valores de $D_0>D_1>D_2$ (Tabela 2), porém a multifractabilidade da escala é bem fraca, tendendo a uma estrutura quase monofractal, visto que a diferença entre os valores somente é observada na terceira casa de aproximação. Esse comportamento pode ser atribuído a suavização dos mapas dos atributos pela técnica da krigagem ordinária. Teixeira et al. (2011), ao compararem o método da Krigagem ordinária e da simulação gaussiana na produção de mapas, observaram que os mapas gerados a partir da Krigagem ordinária apresentaram mapas mais suavizados do que o método da simulação gaussiana. A dimensão de entropia (D_1) é um bom índice para demonstrar o grau de heterogeneidade da distribuição espacial de uma medida, onde valores de D_1 próximos da unidade indicam uma distribuição mais homogênea da medida entre as escalas (Zeleque e Si, 2006; Lado e Lado, 2017) enquanto baixos valores de D_1 sugerem alta variabilidade espacial (Guan et al., 2011).

Assim, os resultados indicam que os atributos avaliados tanto na área de PDr quanto na área de SSP apresentaram uma distribuição mais homogênea, pois os valores de D_1 estão próximos a 1, caracterizando, assim, uma distribuição tendendo à monofractabilidade (Vidal Vázquez et al., 2013).

Da mesma forma, baixos valores de D_1 indicam o domínio de variabilidade a longas distâncias enquanto os maiores valores de D_1 são indicativos de domínio da variabilidade a distâncias menores (Wang et al., 2019). Além disso, os mesmos autores afirmam que o domínio da variabilidade a curtas distâncias é influenciado pela variabilidade de microrregiões; em contrapartida, o domínio da variabilidade a longas distâncias pode ser atribuído principalmente a variabilidade de fatores como topografia e clima e, sob essas condições, os efeitos promovidos pela variabilidade de curtas distâncias podem ser ignorados (Eghball et al., 2003; Liu et al., 2010).

Tabela 2. Parâmetros multifractais obtidos a partir do gráfico da dimensão generalizada nas áreas de pastagem degradada (PDr) e sistema silvipastoril (SSP).

	D_1	D_2	$D_{máx}$	$D_{mín}$	w	D_0-D_2	$D_{máx}$-D_0	D_0-$D_{mín}$
			PDr					
ET	0,9990 ± 1 E-04	0,9982 ± 2E-04	1,0587 ± 231E-04	0,9942 ± 14E-04	0,0645	0,0018	0,0587	0,0058
EC	0,9995 ± 1 E-04	0,9991 ± 2E-04	1,0393 ± 189 E-04	0,9976 ± 2E-04	0,0417	0,0009	0,0393	0,0024
Fator k	0,9994 ± 1 E-04	0,9990 ± 2E-04	1,0406 ± 193 E-04	0,9976 ± 2E-04	0,0430	0,0010	0,0406	0,0024
H_{LIFS}	0,9986 ± 1 E-04	0,9974 ± 3E-04	1,0629 ± 226E-04	0,9910 ± 16E-04	0,0719	0,0026	0,0629	0,0090
Ts	0,9995 ± 1 E-04	0,9992 ± 2E-04	1,0419 ± 201E-04	0,9982 ± 2E-04	0,0436	0,0008	0,0419	0,0018
Us	0,9995 ± 1 E-04	0,9991± 2E-04	1,0437 ± 206E-04	0,9982 ± 1E-04	0,0455	0,0009	0,0437	0,0018
Argila	0,9994 ± 1 E-04	0,9990 ± 2E-04	1,0365 ± 178E-04	0,9970 ± 4E-04	0,0395	0,0010	0,0365	0,0030
Ds	0,9995 ± 1 E-04	0,9992 ± 2E-04	1,0417 ± 200E-04	0,9982 ± 2E-04	0,0436	0,0009	0,0417	0,0018
Macro	0,9992 ± 1 E-04	0,9986 ± 2E-04	1,0445 ± 201E-04	0,9954 ± 4E-04	0,0491	0,0014	0,0445	0,0046
Micro	0,9981 ± 3E-04	0,9964 ± 6E-4	1,0390 ± 111E-04	0,9884 ± 31E-04	0,0506	0,0036	0,0390	0,0116
PLA	0,9995 ± 1 E-04	0,9992 ± 2E-04	1,0430 ± 204E-04	0,9982 ± 1E-04	0,0448	0,0008	0,0430	0,0018
SM	0,9966 ± 25E-4	0,9938 ± 46E-04	1,1387 ± 221E-04	0,9700 ± 128E-04	0,1687	0,0062	0,1387	0,0166
			SSP					
ET	0,9988 ± 1E-04	0,9977 ± 1E-04	1,0525 ± 201E-04	0,9917 ± 11E-04	0,0608	0,0023	0,0155	0,0083
EC	0,9992 ± 1E-04	0,9986 ± 2E-04	1,0370 ± 166E-04	0,9952 ± 3E-04	0,0418	0,0014	0,0098	0,0049
Fator k	0,9984 ± 3E-04	0,9970 ± 6E-04	1,0806 ± 270E-04	0,9888 ± 28E-04	0,0874	0,0030	0,0231	0,0112
H_{LIFS}	0,9980 ± 2E-02	0,9964 ± 5E-04	1,0703 ± 216 E-04	0,9873 ± 26E-04	0,0830	0,0036	0,0237	0,0127
Ts	0,9994 ± 1E-04	0,9990 ± 2E-04	1,0458 ± 210 E-04	0,9978 ± 1E-04	0,0480	0,0010	0,0115	0,0022
Us	0,9994 ± 1E-04	0,9990 ± 2E-04	1,0408 ± 196 E-04	0,9973 ± 3E-04	0,0436	0,0010	0,0101	0,0027
Argila	0,9995 ± 1E-04	0,9991 ± 2E-04	1,0468 ± 214 E-04	0,9981 ± 4E-05	0,0488	0,0009	0,0118	0,0019
Ds	0,9994 ± 1E-04	0,9989 ± 2E-04	1,0444 ± 200 E-04	0,9973 ± 2E-04	0,0471	0,0011	0,0113	0,0027
Macro	0,9968 ± 3E-04	0,9936 ± 2E-04	1,0415 ± 62 E-04	0,9707 ± 40E-04	0,0708	0,0064	0,0184	0,0293
Micro	0,9994 ± 1E-04	0,9990 ± 6E-04	1,0462 ± 212 E-04	0,9974 ± 2E-04	0,0488	0,0010	0,0117	0,0026
PLA	0,9994 ± 1E-04	0,9990 ± 2E-04	1,0413 ± 197 E-04	0,9971 ± 4E-04	0,0442	0,0010	0,0103	0,0029
SM	0,9995 ± 1E-04	0,9991 ± 2E-04	1,0450 ± 209 E-04	0,9981 ± 1E-04	0,0470	0,0009	0,0112	0,0019

* w= largura do gráfico da dimensão generalizada (Dmáx – Dmín).

Dessa maneira, os resultados observados na pastagem degradada e no sistema silvipastoril indicam que o comportamento das variáveis em estudo pode ser atribuído à presença de uma zona específica nessas áreas que pode estar influenciando o comportamento das variáveis, visto que a multifractabilidade observada foi baixa, tendendo a um comportamento monofractal. Outra observação que pode ser relevante em relação aos resultados até aqui observados seria a distância de amostragem adotada nas áreas:1 metro entre os pontos; segundo Burrough (1983), a variabilidade a distâncias curtas pode ser atribuída ao processo de intemperismo da rocha, à atividade microbiológica e ao microrelevo. Ainda, a variabilidade espacial em pequenas distâncias pode ser atribuída a sistemas agrícolas com baixo ou nenhum revolvimento do solo e à presença de vegetação cobrindo o mesmo (Mariotti et al., 1997; Goovaerts, 1998). Essas condições retratam as áreas do presente estudo.

A diferença entre a dimensão de capacidade e a dimensão de correlação ($D_0 – D_2$) é comumente usada como um índice de multifractabilidade (Tabela 2). Quando o valor da diferença entre D_0 e D_2 for menor que 0,01, considera-se que a variabilidade espacial do atributo em estudo apresenta comportamento multifractal fraco (Vidal Vázquez et al., 2013; Da fonte et al., 2015). Nesse contexto, na PDr, foi observado que as variáveis apresentaram uma redução nos valores de D_0-D_2 na seguinte ordem: SM (0,0062), micro (0,0036), H_{LIFS} (0,0026), ET (0,0018), macro (0,0014), fator k e teor de argila (0,0009), Us, Ds e EC (0,0009), PLA e Ts (0,0008). No SSP, a seguinte ordem foi observada para os valores de D_0-D_2 dos atributos do solo: Macro (0,0064), H_{LIFS} (0,0036), fator k (0,0030), ET (0,0023), EC (0,0014), Ds (0,0011), Ts, Us, micro, PLA (0,0010), SM e teor de argila (0,0009). Esses resultados apresentados para D_0-D_2 corroboram com aqueles observados para D_1, indicando, assim, que as áreas de estudo apresentam baixa heterogeneidade. Esse fato pode ser atribuído à ausência de preparo do solo uma vez que, após a implantação do sistema silvipastoril que ocorreu há mais de 32 anos, não houve revolvimento do solo nessa área, assim como na pastagem degradada onde a ausência de preparo do solo perdura desde 1989 quando houve desmatamento para a sua formação (29 anos).

A amplitude do espectro da dimensão generalizada ($w = D_{máx} - D_{mín}$) nos indica o grau de heterogeneidade das escalas observadas para os atributos em estudo, já

que quanto maior esse índice maior será a heterogeneidade das escalas da variabilidade espacial observadas nos atributos de estudo (Tomillo et al., 2020; Silva et al., 2021). Assim, pelos valores observados de w, nota-se que a SM apresenta maior variabilidade na PDr (0,1687) em relação ao SSP (0,0470) enquanto, no SSP a macroporosidade e o fator k (0,0708; 0,0874) apresentaram maior variabilidade espacial devido aos maiores valores de w observados em relação à PDr (macro=0,0491; fator k=0,0430). Quando comparamos esses valores com aqueles observados pelo CV, notamos que os valores observados para a SM na PDr e os valores apresentados pela macroporosidade no SSP, que foram as variáveis que apresentaram maior variabilidade segundo os valores observados para o CV, observamos que essas variáveis apresentaram alta variabilidade segundo os valores observados pelo índice *w*. Contudo, os valores do índice w foram mais precisos para captar a variabilidade dos demais atributos se compararmos os seus valores com aqueles observados pelo CV. Esse resultado também foi observado por Tomillo et al. (2020) e Silva et al. (2021). Segundo esses autores, o índice *w* é mais preciso para captar a variabilidade espacial visto que, para o seu cálculo, são considerados múltiplas escalas enquanto o CV considera somente a escala de observação.

Os gráficos da dimensão generalizada expressam a relação entre *Dq* e *q* e são apresentados na Figura 5. O formato dos gráficos indica que as variáveis, em ambas as áreas de estudo, apresentam comportamento multifractal, pois os gráficos apresentam curvas em formato sigmoide. Segundo Lado e Lado (2017), valores de *Dq* ao lado esquerdo correspondem a momentos *q* negativos enquanto valores de *Dq* ao lado direito do gráfico correspondem a momentos *q* positivos. Observa-se que, nas duas áreas de estudo, houve maior concentração de valores de *Dq* ao lado esquerdo do gráfico, indicando, assim, que a variabilidade espacial nas áreas está sendo explicada pelos valores mínimos dos atributos. Esses resultados estão consistentes com os valores de $D_{máx}$-D_0 (Tabela 2) uma vez que estes foram superiores aos valores de D_0-$D_{mín}$, indicando uma maior variabilidade espacial nos valores mínimos dos atributos.

A partir do espectro de singularidade (Figura 6), foram extraídos os parâmetros α_0, $\alpha_{mínimo}$, $\alpha_{máximo}$, $\Delta\alpha$, α_E, α_D (Tabela 3). Os atributos do solo apresentam variabilidade na sua distribuição quando o espectro de singularidade for assimétrico, isto é, a rama

do lado direito e do lado esquerdo apresentam comprimentos diferentes (Martinez et al., 2009; San José Wang et al., 2019). O espectro de singularidade descreve as propriedades de escala que são usadas para a medida de uma variável (Biswas et al., 2012; Bertol et al., 2017). Segundo esses autores, as informações oriundas do espectro permitem um exame das propriedades locais da escala das variáveis do solo.

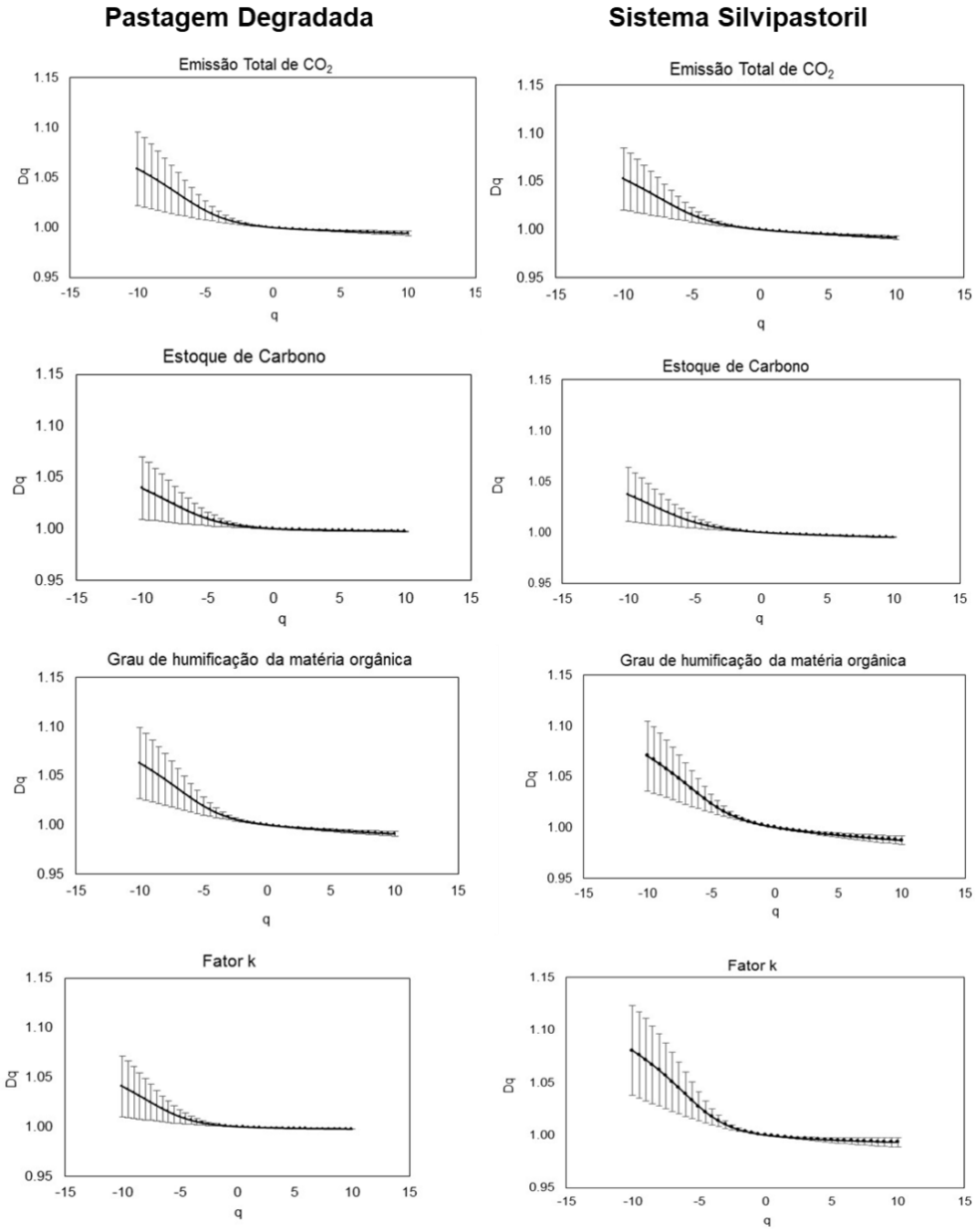


Figura 5. Gráficos da dimensão generalizada da emissão total de CO_2 e atributos do solo na área de pastagem degradada e sistema silvipastoril na camada de 0,00- 0,10 m.

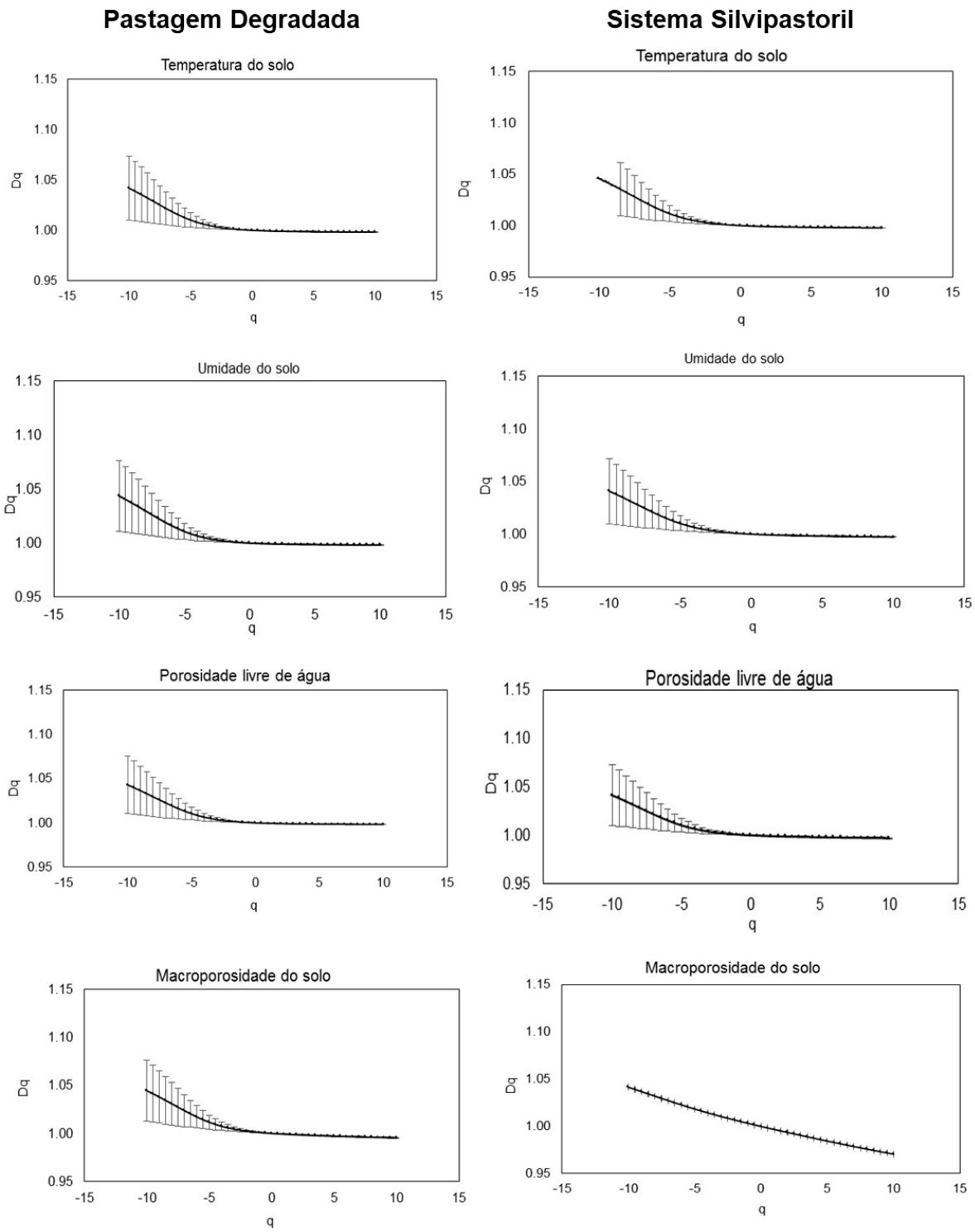


Figura 5. Gráficos da dimensão generalizada da emissão total de CO_2 e atributos do solo na área de pastagem degradada e sistema silvipastoril na camada de 0,00- 0,10 m.

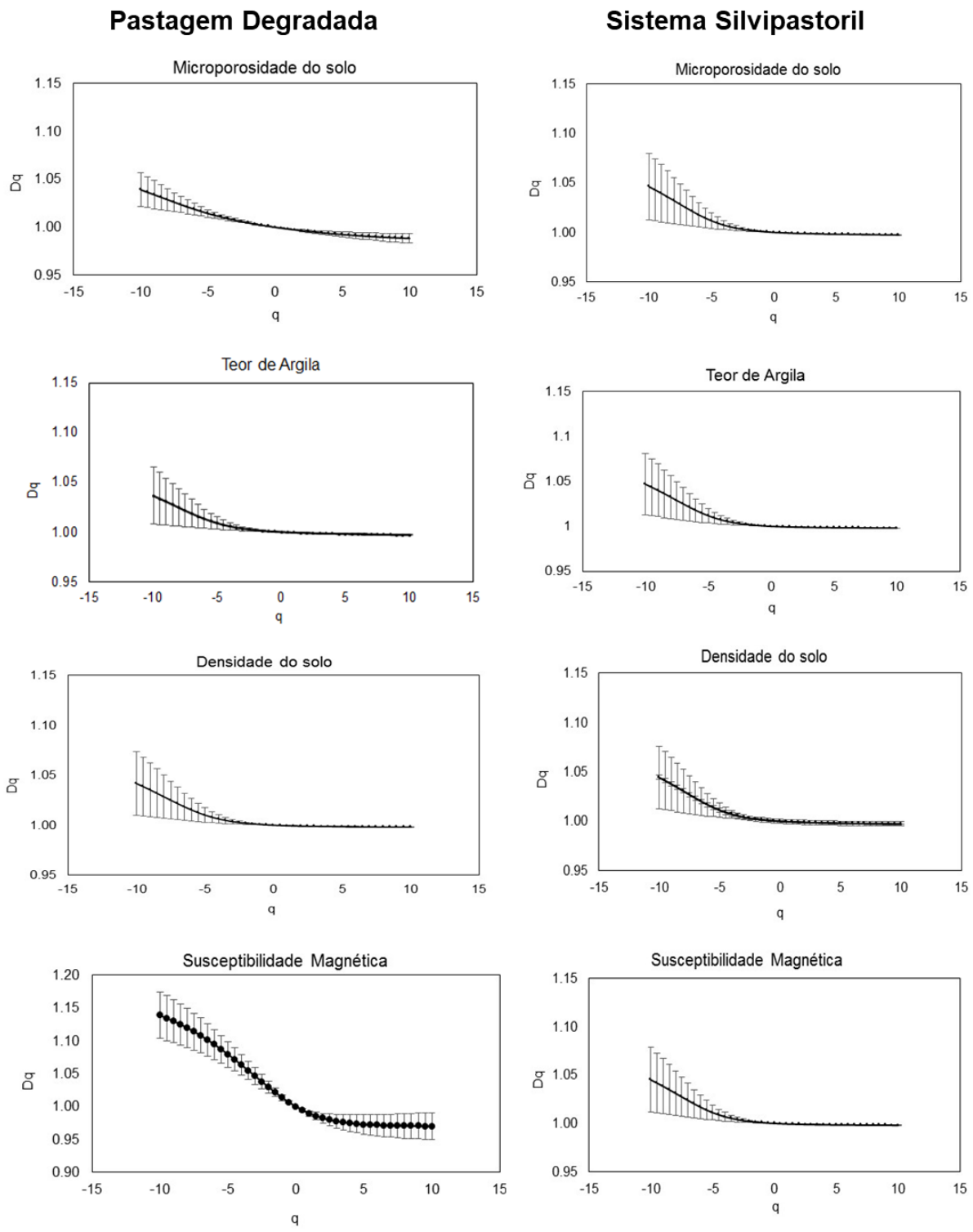


Figura 5. Gráficos da dimensão generalizada da emissão total de CO_2 e atributos do solo na área de pastagem degradada e sistema silvipastoril na camada de 0,00- 0,10 m.

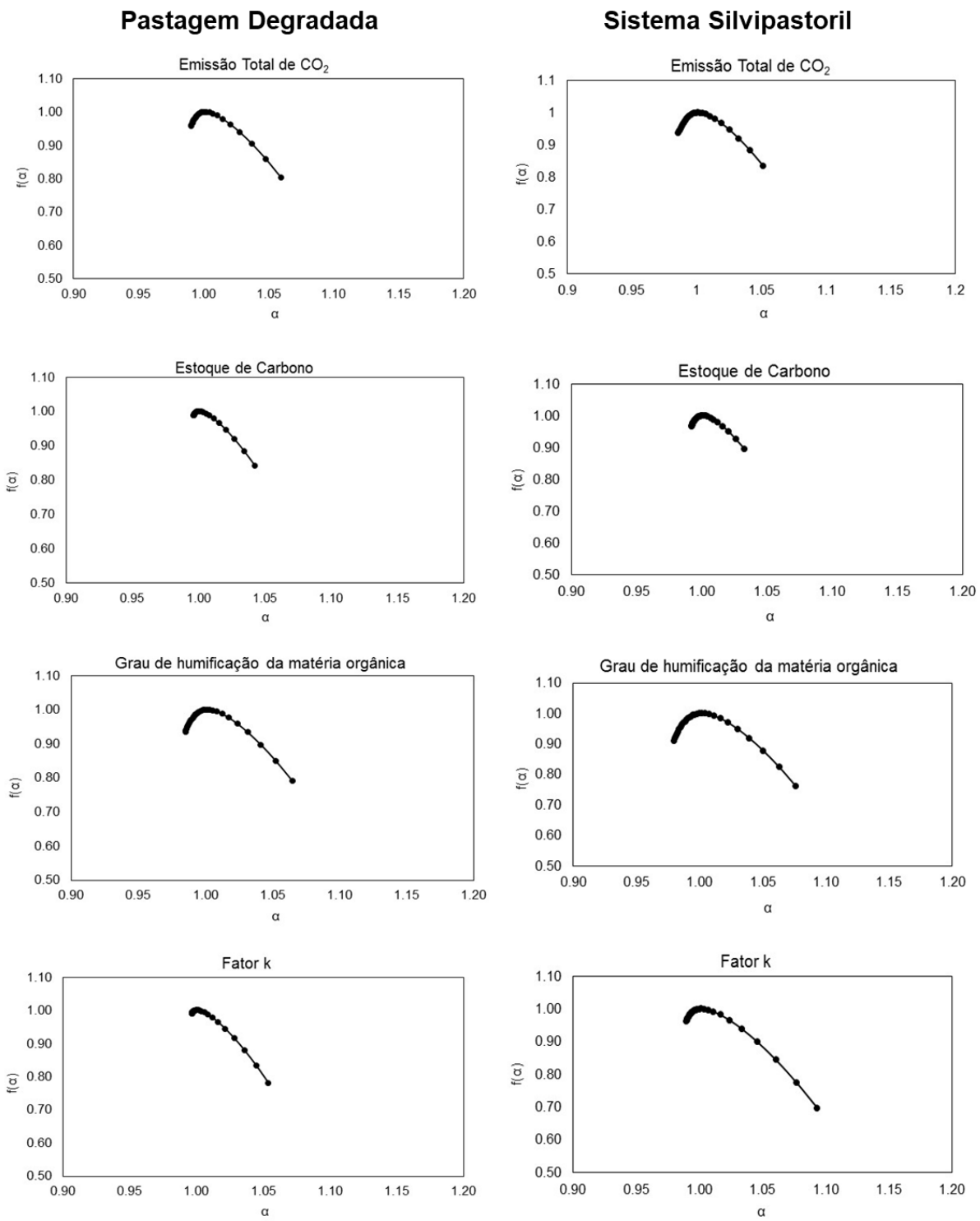


Figura 6. Espectros multifractais da Emissão Total de CO_2 e atributos do solo nas áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril na camada de 0,00 - 0,10 m.

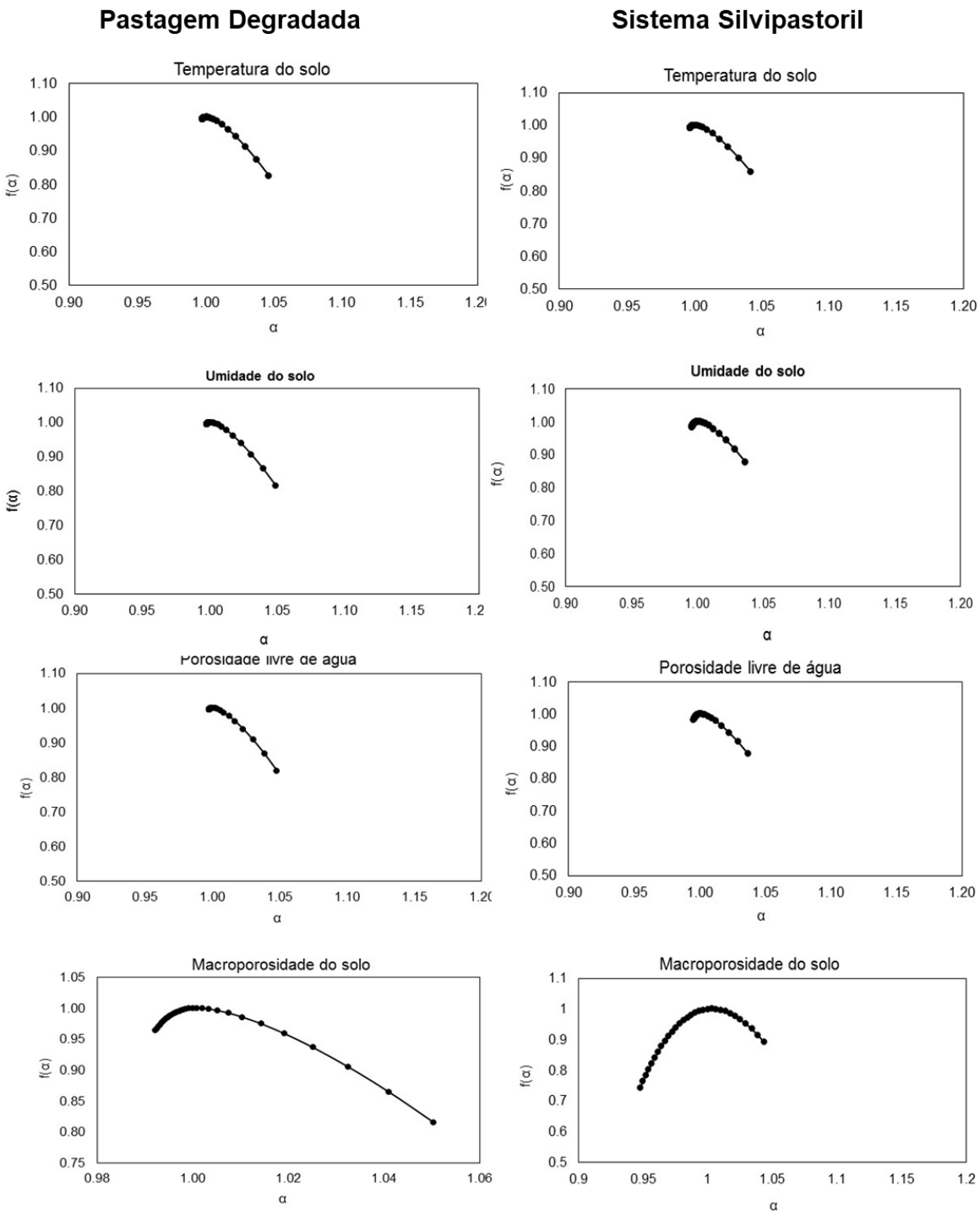


Figura 6. Espectros multifractais da Emissão Total de CO_2 e atributos do solo nas áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril na camada de 0,00 - 0,10 m.

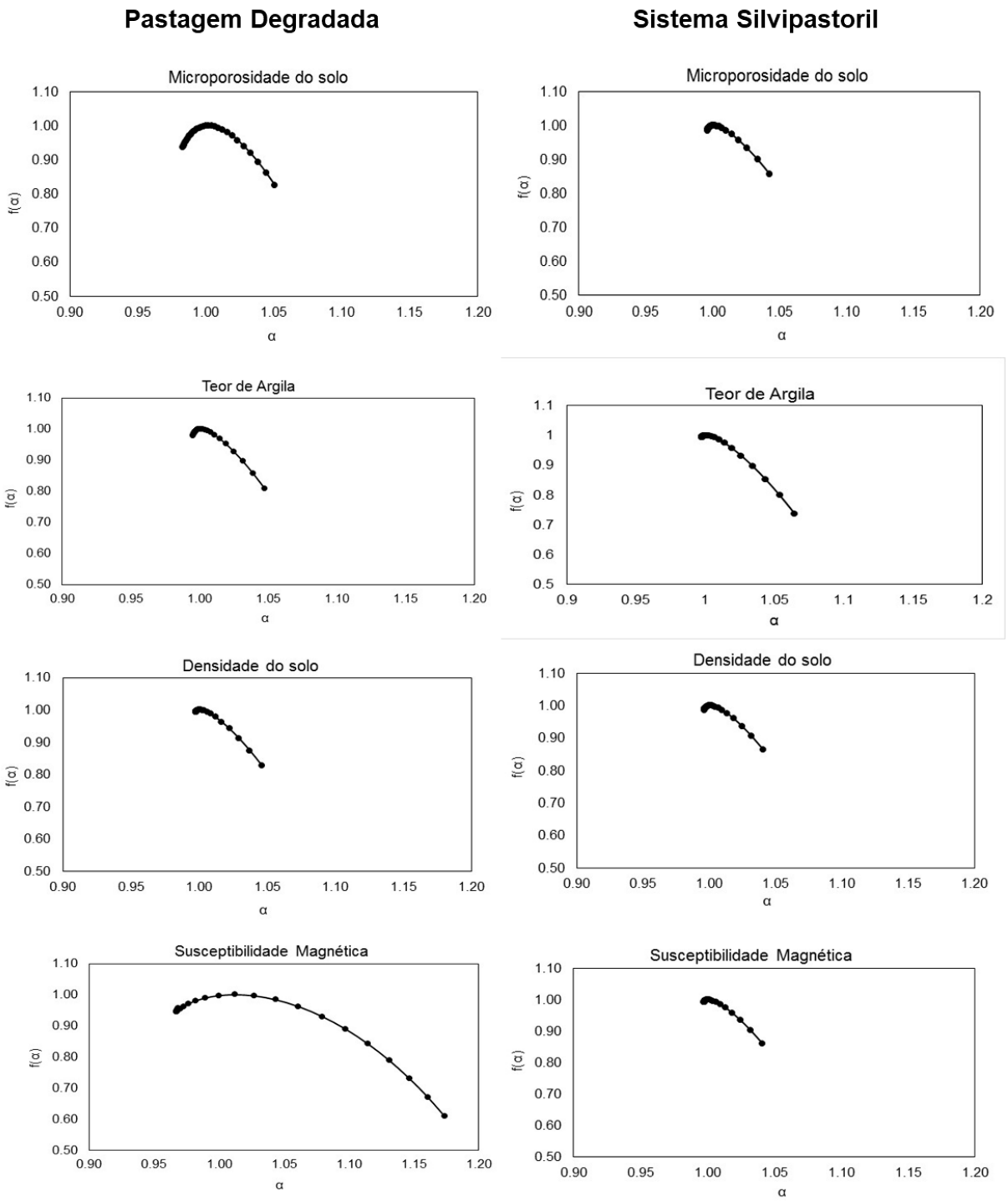


Figura 6. Espectros multifractais da Emissão Total de CO_2 e atributos do solo nas áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril na camada de 0,00 - 0,10 m.

Tabela 3. Parâmetros do espectro de singularidade da emissão total de CO_2 e atributos do solo na área de pastagem degradada (PDr) e sistema silvipastoril (SSP) na camada de 0,00 - 0,10 m.

	α_0	$\alpha_{mín}$	$\alpha_{máx}$	$\Delta\alpha$	α_E	α_D
			PDr			
ET	1,0012 ± 3E-04	0,9904 ± 41E-04	1,0597 ± 286E-04	0,0693	0,0107	0,0586
EC	1,0006 ± 3E-04	0,9966 ± 4E-04	1,0346 ± 241E-04	0,0380	0,0040	0,0340
Fator k	1,0007 ± 3E-04	0,9968 ± 3E-04	1,0363 ± 272E-04	0,0395	0,0039	0,0356
H_{LIFS}	1,0016 ± 2E-04	0,9853 ± 46E-04	1,0652 ± 384E-04	0,0798	0,0162	0,0636
Ts	1,0006 ± 3E-04	0,9978 ± 3E-04	1,0375 ± 288E-04	0,0397	0,0028	0,0369
Us	1,0006 ± 3E-04	0,9978 ± 2E-04	1,0397 ± 300E-04	0,0418	0,0028	0,0390
Argila	1,0007 ± 3E-04	0,9952 ± 9E-04	1,0315 ± 292E-04	0,0364	0,0055	0,0309
Ds	1,0006 ± 3E-04	0,9977 ± 3E-04	1,0374 ± 147E-04	0,0397	0,0029	0,0368
Macro	1,0009 ± 3E-04	0,9922 ± 9E-04	1,0410 ± 295E-04	0,0488	0,0087	0,0401
Micro	1,0020 ± 5E-04	0,9832 ± 87E-04	1,0387 ± 339E-04	0,0555	0,0188	0,0367
PLA	1,0006 ± 3E-04	0,9979 ± 2E-04	1,0389 ± 288E-04	0,0410	0,0028	0,0382
SM	1,0037 ± 16E-04	0,9780 ± 170E-04	1,0890 ± 300E-04	0,1110	0,0257	0,0853
			SSP			
ET	1,0014 ± 2E-04	0,9861 ± 11E-04	1,0516 ± 311E-04	0,0655	0,0153	0,0502
EC	1,0009 ± 2E-04	0,9922 ± 34E-04	1,0327 ± 223E-04	0,0405	0,0087	0,0318
Fator k	1,0018 ± 5E-04	0,9806 ± 96E-04	1,0774 ± 426E-04	0,0968	0,0212	0,0756
H_{LIFS}	1,0021 ± 4E-04	0,9796 ± 72E-04	1,0765 ± 391E-04	0,0969	0,0225	0,0744
Ts	1,0007 ± 3E-04	0,9972 ± 7 E-04	1,0424 ± 314E-04	0,0452	0,0035	0,0417
Us	1,0007 ± 3E-04	0,9959 ± 8 E-04	1,0365 ± 276E-04	0,0406	0,0048	0,0358
Argila	1,0007 ± 3E-04	0,9976 ± 4E-04	1,0436 ± 323 E-04	0,0460	0,0030	0,0429
Ds	1,0007 ± 3E-04	0,9962 ± 7E-04	1,0406 ± 292 E-04	0,0444	0,0046	0,0398
Macro	1,0033 ± 3E-04	0,9480 ± 129E-04	1,0438 ± 86E-04	0,0958	0,0553	0,0405
Micro	1,0007 ± 3E-04	0,9962 ± 6E-04	1,0429 ± 316E-04	0,0466	0,0045	0,0421
PLA	1,0007 ± 3E-04	0,9955 ± 9E-04	1,0370 ± 279E-04	0,0415	0,0052	0,0363
SM	1,0006 ± 3E-04	0,9976 ± 4E-04	1,0414 ± 310E-04	0,0438	0,0031	0,0407

A largura do espectro descrita pelo $\Delta\alpha$ permite analisar o grau de heterogeneidade das escalas locais. Assim, quanto maior o valor de $\Delta\alpha$ maior será a heterogeneidade na distribuição das variáveis. O expoente de Holder (α_0), outro parâmetro oriundo do espectro de singularidade, também é usado para descrever a heterogeneidade de uma medida, onde altos valores de α_0 indicam alta heterogeneidade da medida de uma variável específica (Bertol et al., 2017).

Nas duas áreas de estudo pôde ser observado que as variáveis apresentaram valores de α_0 acima de um, indicando alta heterogeneidade na sua medida (Tabela 3). No SSP a macroporosidade (1,0033), fator k (1,0018) e H_{LIFS} (1,0021) apresentaram valores de α_0 maiores em relação a PDr, indicando um comportamento mais heterogêneo nessa área. Por outro lado, a SM e a microporosidade foram mais heterogêneas na PDr em relação ao SSP devido aos maiores valores de α_0 observados (1,0037 e 1,0020 respectivamente). Para os valores de $\Delta\alpha$, foi observado que a SM apresentou maior heterogeneidade na PDr, pois apresentou maior valor de $\Delta\alpha$ em relação a SSP; contudo, as variáveis fator k, H_{LIFS} e macroporosidade apresentaram maior grau de heterogeneidade no SSP.

As variáveis fator k e H_{LIFS} estão diretamente relacionadas ao carbono do solo; o fator k é um indicativo do tempo de permanência do carbono no solo e o H_{LIFS} nos traz informações a respeito do grau de humificação da matéria orgânica do solo, ou seja, quão disponível esse carbono estará para a atividade microbiana do solo. Uma das características que o SSP apresenta é a adição regular de material orgânico ao solo (Nair et al., 2010), que ocorre pela decomposição de folhas, raízes e ramos das árvores (Lorenz e Lal, 2014; López-Santiago et al., 2019), o que faz com que sistemas como o silvipastoril apresentem aumento no acúmulo de carbono tanto nas plantas como nos solos (Lorenz e Lal, 2014). Assim, o tempo de decomposição desse material orgânico por parte dos microrganismos do solo pode estar influenciando o comportamento da variabilidade do fator k e H_{LIFS} no SSP. A maior variabilidade da macroporosidade observada no SSP também pode ser um reflexo da adição de material orgânico ao solo uma vez que a macroporosidade é influenciada pelo teor de matéria orgânica do solo (Xu et al., 2020).

A diferença na heterogeneidade da SM observada entre a PDr e a SSP pode ter ocorrido devido ao material de origem do solo na SSP e maior teor de argila observados nessa área também. Solos originados de basalto como o do SSP apresentam altos valores de SM (Ayoubin e Adnam, 2019) e normalmente a SM nestes solos está relacionada à presença do mineral magnetita (Silva et al., 2010) ,que apresenta alta resistência ao intemperismo, pois é oriunda do material de origem (Barrón e Torrent, 2002), refletindo, assim, em um comportamento menos

heterogêneo da SM, como o observado no presente estudo, para o sistema silvipastoril.

Os gráficos do espectro de singularidade (Figura 6) apresentam formato de uma parábola côncava quando as variáveis apresentam comportamento multifractal; em casos de monofractabilidade, apenas um ponto é formado no gráfico. Assim, a Figura 6 indica que as variáveis em estudo em ambas as áreas experimentais apresentam comportamento multifractal uma vez que os espectros apresentam o formato de uma concavidade. Segundo Vidal Vázquez et al. (2013), o espectro de singularidade traz informações sobre a heterogeneidade dos dados, assim como a sua assimetria. Ainda, segundo esses autores, o domínio de valores extremos ou altos nas medições está relacionado ao alongamento da rama esquerda ($q > 0$) enquanto um alongamento maior da rama do lado direito está relacionado a valores baixos nas medições ($q < 0$).

Observou-se ainda que somente a macroporosidade no SSP apresentou distribuição de valores altos. Para essa variável, o espectro de singularidade apresentou um alongamento da rama esquerda (Figura 6). Esse comportamento pode estar relacionado ao sistema radicular das braquiárias e aroeiras uma vez que os sistemas radiculares se desenvolvem na macroporosidade do solo, contribuindo assim para o aumento desta (Deurer et al., 2009). Contudo, as demais variáveis, em ambas as áreas de estudo, apresentaram distribuição assimétrica com maior heterogeneidade concentrada em valores menores, pois o espectro de singularidade apresentou maior alongamento da rama direita (Figura 6).

A susceptibilidade magnética mostroumaior variabilidade na sua distribuição na PDr, visto que os valores de $\Delta\alpha$ foram maiores, assim como o espectro foi mais amplo se comparado ao espectro do SSP. Esse comportamento pode ser um reflexo da diferença dos materiais de origem entre essas áreas. A susceptibilidade magnética reflete o conteúdo do ferro presente nos solos (Fontes et al., 2000) e este está diretamente relacionado ao material de origem do solo. Segundo Hanesch et al. (2001), a susceptibilidade magnética pode ser influenciada pelo material de origem do solo. O solo da PDr é oriundo de um arenito, enquanto o solo do SSP origina-se de um basalto. Nesse sentido, solos mais intemperizados como o solo do SSP apresentam menor variabilidade, pois rochas basálticas são mais facilmente

intemperizados em relação as rochas areníticas uma vez que as últimas são compostas pelo quartzo (Lepsh, 2011), mineral altamente resistente ao intemperismo.

Em consonância com os resultados acima apresentados, observa-se que os valores de α_D foram superiores aos de α_E, indicando, assim, que a maior variabilidade (heterogeneidade) dos dados está sendo explicada por valores menores, exceto os valores de α_D da macroporosidade, que foram maiores que o α_E no SSP. Esses resultados estão em concordância com aqueles observados para D_0-D_2 (Tabela 2). Os resultados observados na análise da dimensão generalizada, assim como no espectro de singularidade, demonstram que somente a macroporosidade no SSP apresentou uma variabilidade associada aos altos valores na sua distribuição, enquanto, para as demais variáveis a variabilidade foi associada aos menores valores na distribuição.

3.3.2 Análise Multifractal Conjunta

A análise multifractal conjunta foi adotada para caracterizar a distribuição conjunta da emissão total de CO_2 do solo (ET) e dos atributos do solo nas áreas de pastagem degradada (PDr) e sistema silvipastoril (SSP) na camada de 0,00 - 0,10 m. Os espectros da multifractal conjunta $f(\alpha, \beta)$ são representados por linhas de contorno que caracterizam a relação de escala da distribuição espacial de valores altos ou baixos de uma dada variável em relação aos valores de distribuição espacial altos ou baixos de outra variável dentro de um mesmo segmento (transecto).

A parte esquerda do espectro demonstra os altos valores dos dados das variáveis enquanto a parte direita do espectro representa os menores valores dos dados das variáveis em estudo (Zeleke e Si, 2004). Um contorno diagonal com baixo alongamento é indicativo de uma correlação forte entre os valores das variáveis representadas no eixo horizontal e vertical. Na Figura 7, são apresentados os espectros da multifractal conjunta cujos índices de singularidades horizontal representado por $\alpha(q, t)$ corresponde a (ET) e o índice de singularidade no eixo vertical representado por $\beta(q,t)$ que corresponde aos atributos do solo. Para uma correlação positiva, o espectro multifractal conjunto é representado por linhas de

contorno que discorrem da parte inferior esquerda até a parte superior direita. Para correlações negativas, o espectro discorre o inverso.

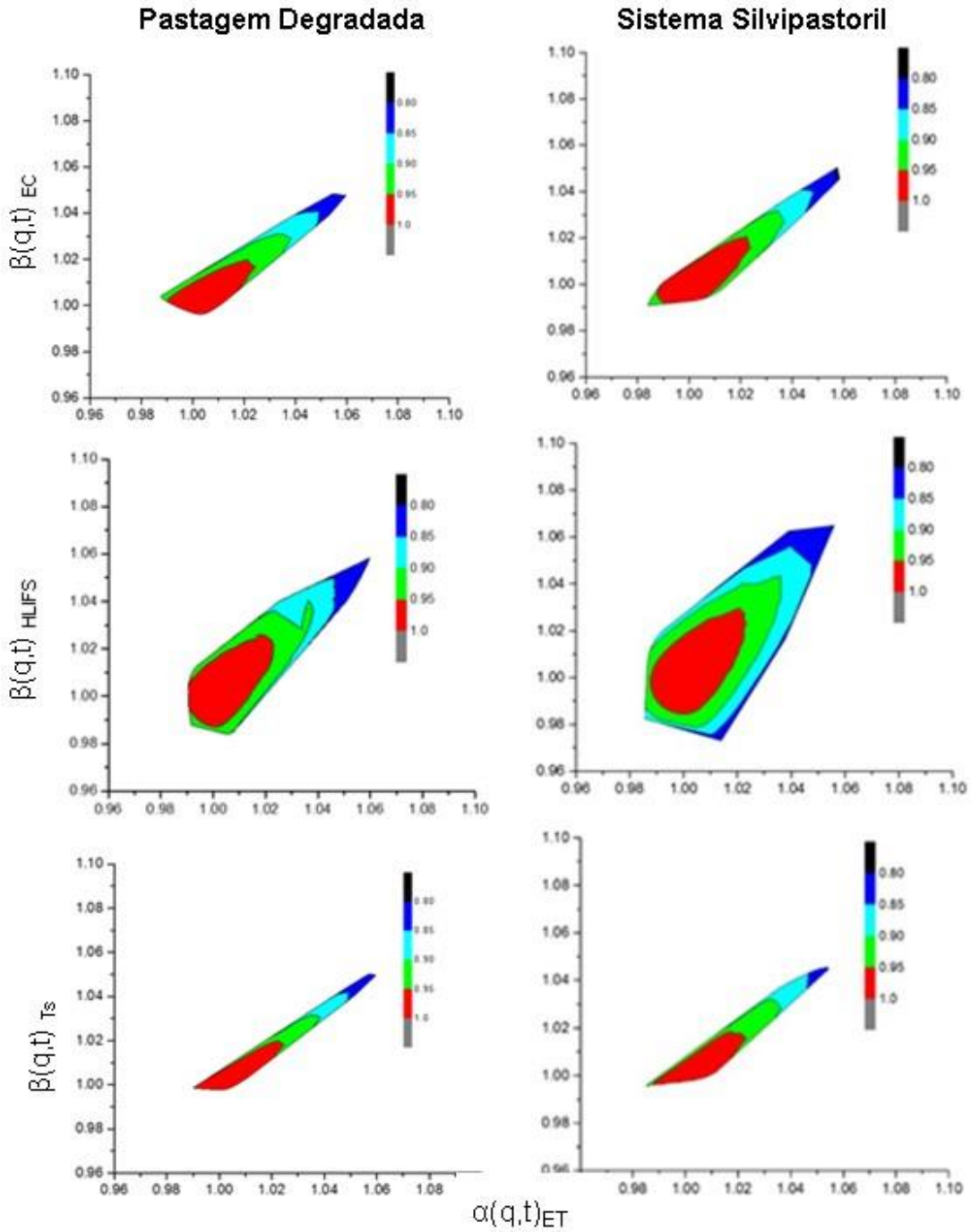


Figura 7. Espectro multifractal da distribuição conjunta (joint multifractal) da emissão total de CO_2 no solo (eixo horizontal) e as variáveis do solo (eixo vertical) na área de pastagem degradada (PDr) e sistema silvipastoril (SSP) na camada de 0,00 – 0,10 m.

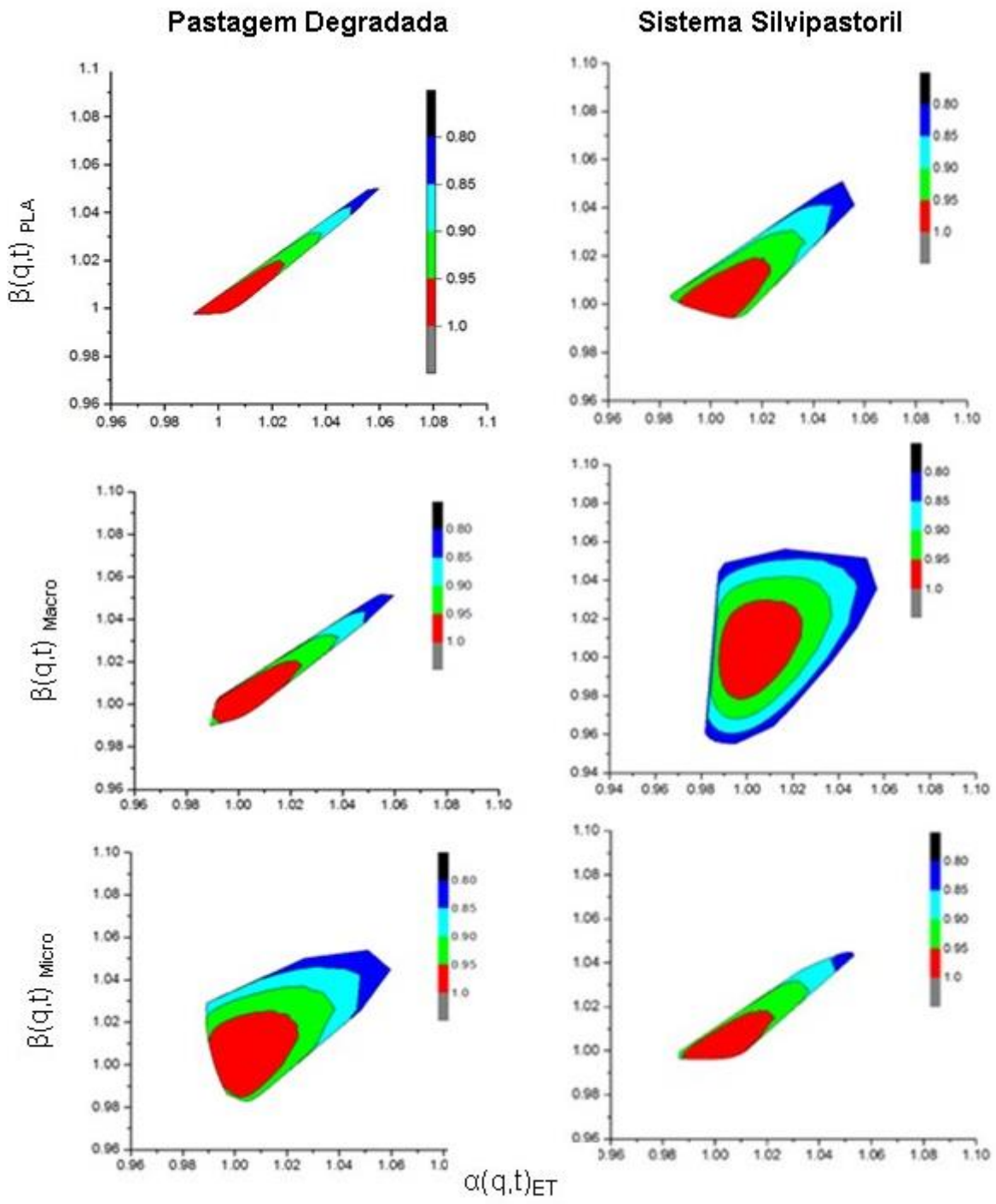


Figura 7. Espectro multifractal da distribuição conjunta (joint multifractal) da emissão total de CO_2 no solo (eixo horizontal) e as variáveis do solo (eixo vertical) na área de pastagem degradada (PDr) e sistema silvipastoril (SSP) na camada de 0,00 – 0,10 m.

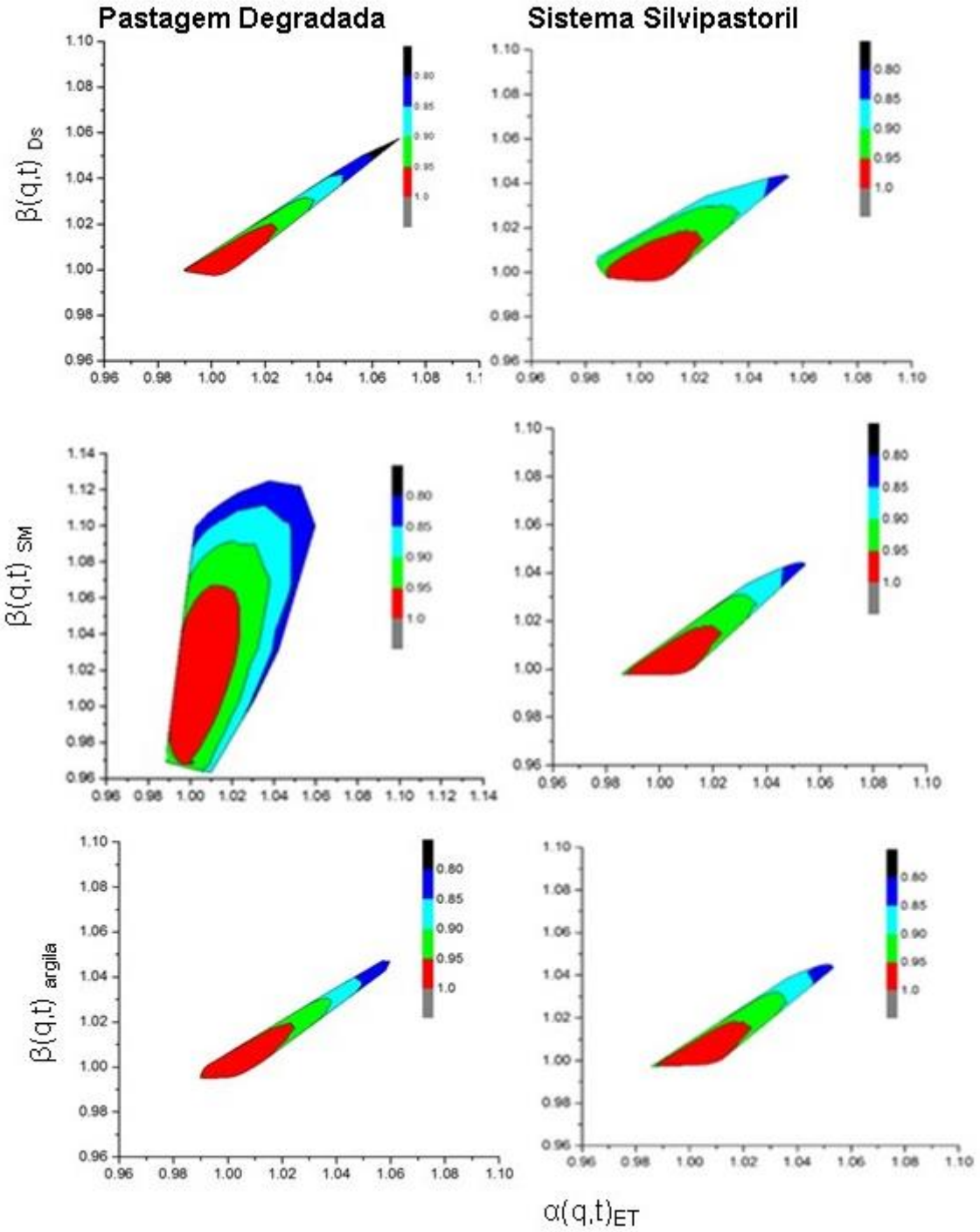


Figura 7. Espectro multifractal da distribuição conjunta (joint multifractal) da emissão total de CO_2 no solo (eixo horizontal) e as variáveis do solo (eixo vertical) na área de pastagem degradada (PDr) e sistema silvipastoril (SSP) na camada de 0,00 – 0,10 m.

Muitos espectros multifractais que retratam as correlações entre a ET e os atributos do solo na PDr e SSP apresentam um contorno diagonal mais estreito na

parte superior direita, indicando uma forte associação entre os menores valores das variáveis em estudo. Contudo, na PDr, o espectro multifractal da correlação entre a ET e a SM apresentou um contorno diagonal mais largo na sua base direita, indicando, assim, que, para essa correlação, os maiores valores apresentam associação forte e os baixos valores associação fraca. Esse mesmo comportamento foi observado no SSP para o espectro que retrata a correlação entre a macro e a ET do solo.

Observa-se que os espectros multifractais tanto na PDr quanto no SSP apresentou um contorno mais estreito, indicando, assim, que a relação entre a ET e os atributos do solo são fortes; contudo, na PDr, a correlação entre a ET e a microporosidade do solo foi baixa, assim como no SSP a correlação entre a ET e a macroporosidade do solo, pois o contorno dos espectros da multifractal conjunta apresentaram um formato mais largo. Bicalho et al. (2014) observaram que a FCO_2, Ts e porosidade total do solo apresentaram padrão espacial similar em diferentes escalas na cultura da cana- de- açúcar. Contudo, esses autores também observaram que a FCO_2 apresentou padrão espacial diferente da umidade do solo, microporosidade, teor de argila e teor de silte quando analisados em diferentes escalas.

Os resultados apresentados pela análise multifractal conjunta corroboram com aqueles observados na análise multifractal simples, pois a heterogeneidade da macro foi menor no SSP e maior na PDr enquanto a heterogeneidade da micro foi maior no SSP e menor na PDr. Ainda, as relações observadas entre a ET e as variáveis do solo nas duas áreas de estudo foram positivas, visto que o contorno do espectro independente da largura apresentou formato diagonal com orientação da parte inferior esquerda até a parte superior direita (Bertol et al., 2017; Silva et al., 2021). Em adição, os espectros da multifractal conjunta foram mais longos e estreitos em geral na parte superior direita em contraste com a parte inferior, normalmente mais curta e mais larga.

Quando comparamos os espectros entre as áreas (Figura 7), nota-se que o espectro que retrata a relação entre o grau de humificação da matéria orgânica do solo (H_{LIFS}) e a emissão total de CO_2 (ET) - assim como o espectro da macroporosidade do solo (Macro) e ET no SSP- apresentam um contorno diagonal mais largo em relação ao espectro da PDr, indicando baixa correlação entre essas

variáveis. Esse comportamento está de acordo com os valores do coeficiente de correlação da joint multifractal apresentados na Tabela 4 para as correlações acima citadas; contudo, apesar das correlações terem sido baixas essas foram significativas (p<0,01).

Tabela 4. Coeficiente de correlação em escala simples (ES), escala múltipla ($_{EM}$) e valores negativos da escala múltipla ($_{EM_ng}$) entre a emissão total de CO_2 (ET) e os atributos do solo na área do sistema silvipastoril (SSP) e pastagem degradada (PDr).

	EC	H_{LIFS}	Ts	PLA	Ds	Macro	Micro	Argila	SM
Sistema Silvipastoril									
ET_{ES}	0,07 ^{NS}	0,27**	0,65**	-0,70**	-0,23 **	0,05^{NS}	0,03^{NS}	0,55**	0,30**
ET_{EM}	0,92 **	0,69 **	0,94 **	0,79 **	0,84 **	0,35 **	0,90 **	0,92 **	0,91 **
ET_{EM_ng}	0,94 **	0,81**	0,96 **	0,93 **	0,44 **	0,95**	0,91 **	0,95**	0,95 **
Pastagem Degradada									
ET_{ES}	-0,85 **	-0,24 **	-0,54 **	0,57 **	-0,70 **	0,13^{NS}	-0,75 **	-0,12 ^{NS}	-0,61 **
ET_{EM}	0,91 **	0,80 **	0,97 **	0,97 **	0,96 **	0,95 **	0,44 **	0,96 **	0,70 **
ET_{EM_ng}	0,96 **	0,90 **	0,98**	0,98**	0,97 **	0,80**	0,98**	0,60 **	0,97**

N=128. ET= emissão total de CO_2 no solo, EC=estoque de carbono do solo, H_{LIFS}= grau de humificação da materia orgânica, Ts= temperatura do solo, PLA= porosidade livre de água, Ds= densidade do solo, macro= macroporosidade do solo, micro=microporosidade do solo, SM=susceptibilidade magnética do solo. **= significativo a 1 % de propabilidade (p<0,01)

Na PDr, os espectros referentes às relações entre a microporosidade do solo (micro) e a ET e suspceptibilidade magnética (SM) e ET (Figura 7) apresentaram contorno diagonal menos estreito em relação aos espectros do SSP que retratam essa correlação. Esses resultados indicam que a correlação da ET com a SM e com micro são mais fortes no SSP, o que pode ser confirmado segundo os resultados das correlações apresentados na Tabela 4. A microporosidade do solo está intimamente relacionada à porosidade dele, assim o aumento da microporosidade favorece o transporte do CO_2 devido ao aumento da porosidade do solo (Leal et al., 2015). A microporosidade é influenciada pelo teor de argila, dessa forma, o maior coeficiente de correlação entre esta variável e a ET no SSP pode ser atribuída ao maior teor de argila observado nessa área (Tabela 1).

A SM é uma característica que reflete a presença dos óxidos de ferro no solo além, de estar intimamente relacionada à textura mais argilosa (Pelucco et al., 2013; Bahia et al., 2015). Vários trabalhos reportam a influência desses minerais no comportamento dos atributos do solo (Bahia et al., 2014; Nogueira et al., 2020) que,

por sua vez, estão relacionados à dinâmica da FCO_2 (Silva et al., 2019; Vicentini et al., 2019; Xavier et al., 2019). Ao analisar a correlação espacial entre a FCO_2 e a SM, Leal et al. (2015) encontraram correlação positiva entre estas variáveis, porém em uma única escala. Assim, a correlação observada entre a SM e a ET nas áreas de estudo pode ser atribuída à influência da SM nos atributos do solo que influenciam o comportamento da ET. Os demais espectros apresentados na Figura 7 indicam que as outras correlações observadas entre a ET e os atributos do solo nas áreas de PDr e SSP apresentaram correlações fortes, pois seus espectros apresentaram um contorno diagonal mais estreito.

Na literatura vários trabalhos evidenciam que a emissão de CO_2 resulta da interação entre os atributos físicos, químicos e biológicos do solo (Santos et al., 2019; Silva et al., 2019; Moitinho et al., 2021) assim como o tipo de relevo predominante na área de estudo (Brito et al., 2010), porém esses trabalhos retratam essas relações em uma única escala. Os resultados apresentados na Tabela 4 evidenciam que as correlações entre a ET e os atributos do solo ocorrem em múltiplas escalas, ou seja, há transferência de informações entre as escalas onde as correlações observadas indicam que a variabilidade de um atributo pode ser refletida na variabilidade do outro.

A matéria orgânica do solo é a principal fonte de energia para a atividade microbiológica (Lal, 2009).Dessa forma, as relações positivas observadas entre a ET e o EC, assim como a ET e o $H_{LIFS,}$ refletem o processo de produção do CO_2 uma vez que este resulta da decomposição da matéria orgânica do solo (Segnnini et al., 2013). A relação positiva observada entre a ET e H_{LIFS} não está em consonância com os resultados observados por outros autores (Vicentini et al., 2019; Xavier et., 2019). Esses autores observaram que a ET e H_{LIFs} apresentaram correlação inversa, porém para esses resultados não foram levados em consideração a variabilidade espacial dessas variáveis.

Lutzow et al. (2006) afirmam que a localização espacial da matéria orgânica pode influenciar a sua disponibilidade aos microrganismos, sendo essa inacessibilidade influenciada pela agregação do solo, que por sua vez está intimamente relacionada com a mineralogia (Camargo et al., 2008). Assim, no presente estudo, a relação positiva observada entre essas variáveis pode ter ocorrido devido à proteção física que os óxidos de ferro (susceptibilidade magnética) conferem

aos agregados, dificultando o seu acesso e, consequentemente, a decomposição pelos microrganismos. Nesse cenário, segundo Segnini et al. (2008), os microrganismos podem decompor a fração mais humificada da matéria orgânica, tendo como resultado desse processo a emissão de CO_2 do solo.

Além disso, o processo de produção da FCO_2 também é influenciado pelas condições físicas do solo (Bahia et al., 2014; Souza et al.,2017; Moitinho et al., 2021). Dentre as condições físicas do solo, destaca-se a porosidade total, que facilita a difusão de O_2 no solo e beneficia a atividade microbiológica, e consequentemente o aumento do CO_2 (Fang et al., 1998). Portanto, a relação observada entre a microporosidade, macroporosidade, densidade do solo e porosidade livre de água, assim como a temperatura do solo com a emissão total de CO_2, influencia o processo de produção e transporte de CO_2 no solo.

Quando as correlações entre a ET e os atributos do solo são observadas em uma única escala (no presente trabalho a distância entre os pontos nos transectos) ocorre uma redução no valor de R^2 se comparado com os valores apresentados pela correlação em múltipla escala (Tabela 4), exceto para a microporosidade na PDr onde o valor de R^2, para a correlação simples, é maior do que aquele observado para a correlação múltipla. Nesse sentido, a relação entre a emissão total de CO_2 do solo e a microporosidade do solo poderia ser menos influenciada pela mudança nos valores de escala devido aos menores valores de R^2 observados na correlação múltipla entre essas variáveis. Além disso, a microporosidade do solo está relacionada a textura mais argilosa deste (Lepsh, 2011) e, no presente estudo, a textura da PDr é menos argilosa o que pode estar influenciando a baixa correlação entre a ET e a micro quando esta correlação é observada em múltiplas escalas. Segundo Biswas et al. (2012), a correlação de escala simples e conjunta são diferentes, portanto, mesmo a correlação de pearson sendo menor, pode haver uma forte correlação dos índices $\alpha(q, t)$ e $\beta(q,t)$.

Os valores de R^2 apresentados na Tabela 4 para a multifractal conjunta indicam que as correlações observadas entre a ET e os atributos do solo são significativas em ambas as áreas de estudo. Quanto mais forte for a correlação observada entre duas variáveis em múltipla escala mais similar será o conjunto de fatores e processos que dirigem sua descontinuidade (Bertol et al., 2017; Tomillo et al., 2020). Assim, as

correlações observadas entre a ET em ambas as áreas com o EC, Ts e argila sugerem um processo mais semelhante que governa a variabilidade dessas variáveis, pois elas apresentaram valores de R^2 altos.

Em contrapartida, quando uma variável irregular e uma regular se encontram num espaço, espera-se um expoente conjunto fraco indicando que os fatores e processos que governam sua variabilidade sejam diferentes (Bertol et al., 2017). Nesse sentido, no SSP, os processos e fatores que conduzem a variabilidade da emissão total de CO_2 e os seguintes atributos, H_{LIFS}, PLA, Ds e macro são diferentes visto que os valores de R^2 entre as respectivas correlações foram menores em relação àqueles observados na PDr, indicando que, nessa área, a ET e essas variáveis do solo apresentam semelhança com relação aos processos e fatores relacionados a sua variabilidade. Portanto, os resultados obtidos a partir da multifractal conjunta demonstram que na PDr há maior similaridade nos processos que governam a ET e os atributos do solo, exceto para a micro e para a SM. Ainda, sistemas agrícolas como o SSP -onde diferentes formas de material orgânico são adicionadas ao solo- podem promover uma maior variabilidade na distribuição das variáveis.

Os espectros da análise multifractal conjunta demonstram que as correlações espacias entre os menores valores são fortes visto que a parte superior direita desses espectros são mais estreitas quando comparadas a parte inferior (Figura 7),onde se concentram os maiores valores, indicando, assim, maior correlação espacial entre os menores valores. Essa afirmação pode ser confirmada ao realizarmos a análise de correlação somente entre os valores menores, observando que a maioria dessas correlações, em ambas as áreas de estudo, foi maior que 0,80 e significativa ($p < 0,01$) (Tabela 4). Contudo, no SSP, observou-se que, para a Ds, os valores de R^2 diminuíram e na PDr houve redução nos valores de R^2 para a macro e para o teor de argila quando comparamos esses valores com aqueles observados para a análise multifractal conjunta (Tabela 4).

As correlações observadas no presente estudo por meio da análise multifractal conjunta indicaram que os processos e fatores que governam a variabilidade dos atributos do solo nas áreas experimentais refletem na variabilidade da FCO_2. Tais processos e fatores que governam a variabilidade desses atributos é válido em diferentes escalas. Esses resultados vêm de encontro à necessidade de uma melhor

compreensão da relação entre os processos relacionados à distribuição espacial dos atributos do solo que refletem na emissão de CO_2 especialmente em diferentes escalas, pois a maioria dos trabalhos retratam essas relações em uma única escala.

3.4 Conclusões

A análise multifractal demonstrou que a distribuição espacial da emissão de CO_2, assim como dos atributos do solo, apresenta heterogeneidade em diferentes escalas.

Os gráficos da dimensão generalizada e do espectro de singularidade demonstraram que os menores valores observados tanto para a emissão de CO_2 quanto para os atributos do solo apresentaram maior heterogeneidade tanto no sistema silvipastoril e na pastagem degradada uma vez que a multifractabilidade foi maior nos intervalos que compreendiam valores de $-10< q<0$ em relação àqueles no intervalo de $10<q<0$.

Os índices de multifractabilidade do gráfico da dimensão generalizada foram mais efetivos na captação da heterogeneidade da distribuição espacial do que o coeficiente de variação tanto para a emissão de CO_2 quanto para os demais atributos do solo.

A análise multifractal conjunta demonstrou que os processos que governam a variabilidade da emissão de CO_2 e dos atributos do solo estão relacionados espacialmente, o que pode explicar a complexidade da emissão de CO_2 em áreas agrícolas.

As correlações observadas pela análise multifractal conjunta foram mais expressivas do que aquelas apresentadas pela correlação simples, indicando a importância na adoção de análises estatísticas que consideram a participação dos processos envolvidos na formação do solo, haja vista que o solo é um sistema complexo devido à interação dos seus fatores de formação. Isso reflete certa dificuldade para a maioria dos trabalhos em identificar os processos que governam a emissão de CO_2 em sistemas agrícolas.

3.5 Referências

Almeida RF, Teixeira DB, Montanari R, Bolonhezi AC, Teixeira EB, Moitinho MR, Panosso AR, Spokas KA, La Scala Junior N (2018) Ratio of CO_2 and O_2 as index for categorizing soil biological activity in sugarcane areas under contrasting straw management regimes. **Soil Research** 56: 373-381.

Ayoubi S, Adman V (2019) Iron Mineralogy and Magnetic Susceptibility of Soils Developed on Various Rocks in Western Iran. **Clays Clay Minerals** 67: 217–227.

Bahia ASRS, Júnior Marques J, Panosso AR, Camargo LA, Siqueira DS, Teixeira DB, La Scala Júnior N (2015) Field-scale spatial correlation between contents of iron oxides and CO2 emission in an Oxisol cultivated with sugarcane. **Scientia Agricola** 72:157–166.

Bahia ASRS, Marques J, Panosso AR, Camargo LA, Siqueira DS, La Scala N (2014) Iron oxides as proxies for characterizing anisotropy in soil CO2 emission in sugarcane areas under green harvest. **Agriculture, Ecosystems and Environment** 192: 152–162.

Barrón V, Torrent J (2002) Evidence for a simple pathway to maghemite in earth and mars soils. **Geochimica et Cosmochimica Acta** 66: 2801-2806.

Bayer C, Mielniczuk J, Martin Neto L (2000) Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO_2. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 24: 599-607.

Bertol I, Schick J, Bandeira DH, Ferreiro JP, Vázquez EV (2017) Multifractal and joint multifractal analysis of water and soil losses from erosion plots: A case study under subtropical conditions in Santa Catarina highlands, Brazil. **Geoderma** 287:116–125.

Bicalho ES, Panosso AR, Teixeira DDB, Miranda JGV, Pereira GT, La Scala N (2014) Spatial variability structure of soil CO_2 emission and soil attributes in a sugarcane area. **Agriculture, Ecosystems and Environment** 189:206–215.

Biswas A (2019) Joint multifractal analysis for three variables: Characterizing the effect of topography and soil texture on soil water storage. **Geoderma** 334:15–23.

Biswas APH, Si C (2012) Application of Multifractal and Joint Multifractal Analysis in Examining Soil Spatial Variation: A Review. Fractal Analysis and Chaos in Geosciences.

BRASIL. Estimativas anuais de emissões de gases do efeito estufa no Brasil. Brasília: Ministro da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações, 2019. p.

Brito LDF, Marques J, Pereira GT, Menezes Z, La Scala N (2009) Soil CO_2 emission of sugarcane fields as affected by topography. **Scientia Agricola** 66:77–83.

Brito LF, Marques Júnior J, Pereira GT, La Scala N (2010) Spatial variability of soil CO2 emission in different topographic positions. **Bragantia** 69:19–27.

Burrough PA (1983) Multiscale sources of spatial variation in soil. I. The application of fractal concepts to nested levels of soil variation. **Journal of Soil Science** 34: 577–597.

Camargo LA, Marques Jr J, Pereira GT, Bahia ASRS (2014) Clay mineralogy and magnetic susceptibility of Oxisols from Bauru Group Sandstones in different geomorphic surfaces. **Scientia Agricola** 71: 244-256

Camargo LA, Marques Júnior J, Pereira GT, Horvat RA (2008) Variabilidade espacial de atributos mineralógicos de um Latossolo sob Diferentes Formas Do Relevo. **Revista Brasileira de Ciência Do Solo** 32:2279–2288.

Caniego FJ, Espejo R, Martín MA, San José F (2005) Multifractal scaling of soil spatial variability. **Ecological Modelling,** 182: 291–303.

Carvalho JLN, Cerri CEP, Feigel BJ, Piccolo MC, Godinho VP, Cerri CC (2009). Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazil Amazon. **Soil and Tillage Research** 103: 342-349.

Chhabra AB, Rvjensen AND (1989) Direct determination of the f(α) singularity spectrum. **Physical Review Letter** 62:1327–1330.

Costa ACS, Bigham JM, Rhoton FE, Traina SJ (1999) Quantification and characterization of maghemite in soils derived from volcanic rocks in southern Brazil. CLAYS AND CLAY MINERALS 47:466-473.

Dafonte JD, Armesto MV, Días RS, Vázquez EV, González AP (2015) Assessment of the spatial variability of soil chemical properties along a transect using multifractal analysis. **Cadernos Do Laboratorio Xeoloxico de Laxe** 38:11–24.

Dearing JA (1994) **Environmental magnetic susceptibility.** Using the Bartington MS2 System, British Library, England, 104 pp.

Deurer M, Grinev D, Young I, Clothier BE, Müller K (2009) The impact of soil carbon management on soil macropore structure: A comparison of two apple orchard systems in New Zealand. **European Journal of Soil Science** 60: 945–955.

Eghball B, Schepers JS, Negahban M, Schlemmer MR (2003) Spatial and temporal variability of soil nitrate and corn yield: multifractal analysis. **Agronony Journal** 95: 339–346.

EMBRAPA (2017) **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 575p.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2018) Brazilian Soil Classification System. Brasília, Embrapa Solos, 5 ed. 531p.

Evertsz CJG, Mandelbro BB (1992) Multifractal measures. In: H. Peitgen H. Jürgens, D. Saupe. **Chaos and fractals** p. 921–953.

Fang C, Moncrieff JB, Gholz HL, Clark KL (1998) Soil CO_2 efflux and its spatial variation in a Florida slash pine plantation. **Plant and Soil** 205: 135–146.

Fontes MPF, Oliveira TS, Costa LM, Campos AAG (2000) Magnetic separation and evaluation of magnetization of Brazilian soils from different parent materials. **Geoderma** 96: 81–99.

Goovaerts P (1998) Geostatistical tools for characterizing the spatial variability of microbiological and physio-chemical soil properties. **Biology and Fertility of Soils** 27:315-334.

Gouyet JF (1996) Physics and fractal structure. **Journal of Statistical Physics** 86:1397–1398.

Grassberger P (1983) Generalized dimensions of strange attractors. **Physical Letter A** 97:227–230.

Guan X, Yang P, Lv Y (2011) Analysis on spatial variability of soil properties based on multifractal theory. **Journal of Basic Science and Engineering** 19:712–720.

Hanesch M, Scholger R, Dekkers MJ (2001) The application of fuzzy c –means cluster analysis and non-linear mapping to a soil data set for the detection of polluted sites. **Physics and Chemistry of the Earth** 26: 885–891, 2001.

Hentschel HGE, Procaccia I (1983) The infinite number of generalized dimensions of fractals and strange attractors. **Physica D: Nonlinear Phenomena** 8:435–444.

IBGE (2006) **Mapas Temáticos**. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: fev.2014.

Ji W, Lin M, Biswas A, Si BC, Chau HW, Cresswell HP (2016). Fractal behavior of soil water storage at multiple depths. **Nonlinear Process Geophys** 23:269–284.

Jing Z, Wang J, Wang R, Wang P (2020) Using multi-fractal analysis to characterize the variability of soil physical properties in subsided land in coal-mined area. **Geoderma** 361:114054.

Kravchenko AN, Boast CW, Bullock DG (1999) Multifractal analysis of soil spatial variability. **Agronomy Journal** 91: 1033–1041.

Kravchenko AN, Bullock DG, Boast CW (2000) Joint multifractal analysis of crop yield and terrain slope. **Agronomy Journal** 92: 1279–1290.

Krzyszczak J, Baranowski P, Zubik M, Hoffmann H (2017) Temporal scale influence on multifractal properties of agro-meteorological time series. **Agricultural and Forest Meteorology** 239:223-235.

La Scala N, Panosso AR, Pereira GT, González AP, Miranda JGV (2009) Fractal dimension and anisotropy of soil CO_2 emission in an agricultural field during fallow. **International Agrophysics** 23: 353-358.

Lado LR, Lado M (2017) Relation between soil forming factors and scaling properties of particle size distributions derived from multifractal analysis in topsoils from Galicia (NW Spain). **Geoderma** 287:147–156.

Lal R (2009) Challenges and opportunities in soil organic matter research. **European Journal Soil Science** 60:158-169.

Leal FT, França ABC, Siqueira DS Teixeira DDB, Marques Júnior J, La Scala N (2015) Characterization of potential CO_2 emissions in agricultural areas using magnetic susceptibility. **Scientia Agricola** 72:535–539.

Leiva JOR, Silva RA, Buss RN, França VL, Souza AA, Siqueira GM (2019) Multifractal analysis of soil penetration resistance under sugarcane cultivation. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 23:538–544.

Lepsch IF (2011) **19 lições de pedologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 456p.

Lindsey R (2020) Climate Change: Atmospheric Carbon Dioxide. Disponível em: <www.gov. Climate.gov>.

Liu JL, Ma XY, Z ZH (2010) Multifractal study on spatial variability of soil water and salt and its scale effect. **Transactions of the CSAE** 26: 81–86

López-Santiago JG, Casanova-Lugo F, Villanueva-López G, Díaz-Echeverría VF, Solorio-Sánchez FJ, Martínez-Zurimendi P, Aryal DR, Chay-Canul AJ (2019) Carbon storage in a silvopastoral system compared to that in a deciduous dry forest in Michoacán, Mexico. **Agroforest System** 93: 199–211.

Lorenz K, Lal R (2014) Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. **Agronomy for Sustainable Development** 34: 443- 454.

Lützow MV, Kögel-Knabner I, Ekschmitt K, Matzner E, Guggenberger G, Marschner B, Flessa H (2006) Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions - A review. **European Journal of Soil Science** 57: 426–445.

Maltoni KL (1994) Estudo de Compactação e/ou Adensamento em Subsuperficie de Latosso sob diferentes usos. 73 f. Tese (Solos e nutrição de plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

Marinho MA, Pereira MWM, Vázquez EV, Lado M, González AP (2017) Depth distribution of soil organic carbon in an Oxisol under different land uses: Stratification indices and multifractal analysis. **Geoderma** 287:126–134.

Mariotti CA, Hudson G, Hamilton D, Neilson R, Roag B, Handley LL, Wishart J, Scrimgeour CM, Robinson D (1997) Spatial variability of soil total C and N and their stable isotopes in an upland Scottish grassland. **Plant and Soil** 196:151-162.

Martínez FSJ, Caniego J, Guber A, Pachepsky Y, Reyes M (2009) Multifractal modeling of soil microtopography with multiple transects data. **Ecological Complexity** 6:240–245.

Megda MM, Carvalho MDPE, Vieira MX, Andreotti MP, Pereira EC (2008) Correlação linear e espacial entre a produtividade de feijão e a porosidade de um Latossolo Vermelho de Selvíria (MS). **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 32:781-788.

Meneveau C, Sreenivasan KR, Kailasnat P, Fan MS (1990) Joint multifractal measures. Theory and applications to turbulence. **Physical Review** 41:894-913.

Milori DMBP, Galeti HVA, Martin-Neto L, Dieckow J, Pérez MG, Bayer C, Salton J (2006) Organic matter study of whole soil samples using laser-induced fluorescence spectroscopy. **Soil Science of Society American Journal** 70: 57–63.

Moitinho MR, Ferraudo AS, Panosso AR, Bicalho EDAS, Teixeira DDB, Barbosa MDEA, La Scala N (2021) Effects of burned and unburned sugarcane harvesting systems on soil CO_2 emission and soil physical, chemical, and microbiological attributes. **Catena** 196: 104903.

Moitinho MR, Padovan MP, Panosso AR, Teixeira DDB, Ferraudo, AS, La Scala N (2015) On the spatial and temporal dependence of CO^2 emission on soil properties in sugarcane (Saccharum spp.) production. **Soil and Tillage Research** 148:127–132.

Nair RPK, Nair VD, Mohan KB, Showalter JM (2010) Carbon sequestration in agroforestry systems**. Advances in Agronomy** 108: 237–307.

Neira J, Ortiz M, Morales L, Acevedo E (2015) Oxygen diffusion in soils: Understanding the factors and processes needed for modeling. **Chilean Journal of Agricultural Research** 75: 35–44.

Nogueira DCS, Fernandes C, Souza LC, Camargo LA, Ferraudo AS (2020) Effects of clay fraction mineralogy on physical attributes of a yellow Ultisol treated with chiseling. **Engenharia Agrícola** 40:433–442.

Novara A, Armstrong A, Gristina L, Semple KT, Quinton JN (2012) Effects of soil compaction, rain exposure and their interaction on soil carbon dioxide emission. **Earth Surface Processes and Landforms** 37:994-999.

Odoemene A (2017) **Climate change and land grabbing**. Research Handbook on Climate Change and Agricultural Law, p.423–449.

ONU (2019) Organização das Nações Unidas. Disponível em: <https://news.un.org>.

Panosso AR, Pereira GT, Marques J, La Scala N (2008) Variabilidade espacial da emissão de CO_2 em Latossolos sob cultivo de cana-de-açúcar em diferentes sistemas de manejo. **Engenharia Agrícola** 28: 227–236.

Panosso AR, Perillo LI, Ferraudo AS, Pereira GT, Vivas Miranda JG, La Scala N (2012) Fractal dimension and anisotropy of soil CO_2 emission in a mechanically harvested sugarcane production area. **Soil and Tillage Research** 124: 8–16.

Paustian K, Lehmann J, Ogle S, Reay D, Robertson GP, Smith P (2016) Climate-smart soils. **Nature** 532: 49–57.

Paustian K, Six J, Elliott ET, Hunt, HW (2000) Management Options for Reducing CO2 Emissions from Agricultural soils. **Biogeochemistry** 48:147-163.

Peluco RG, Júnior JM, Siqueira DS, Pereira GT, Barbosa RS, Teixeira DDEB, Cortez LA (2013) Suscetibilidade magnética do solo e estimação da capacidade de suporte à aplicação de vinhaça. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 48:661–672.

Perrier E, Tarquis AM, Dathe A (2006) A program for fractal and multifractal analysis of two-dimensional binary images: computer algorithms versus mathematical theory. **Geoderma** 134: 284–294

R CORE TEAM (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Raij BVAN, Andrade JC, Cantarella H, Quaggio JÁ (2001) **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais.** Campinas: Instituto Agronômico de Campinas, 2001. p. 285.

Reinert DJ, Reichert JM (2006) **Propriedades físicas do solo**. Santa Maria: Departamento de Solos, UFSM.18 p.

Renyi A (1955) **On new axiomatic theory of probability**. Acta Mathematica Hungarica. 6: 285–335.

Roscoe R, Buurman P (2000) Disruption of Soil Aggregates by Varied Amount of Ultrasonic Energy in Fractionation of Clay Latosol. **European Journal of Soil**

Santos GAA, Moitinho MR, Silva BO, Xavier CV, Teixeira DB, Cora JE, La Scala Jr N (2019) Effects of long-term no-tillage systems with different succession cropping strategies on the variation of CO_2 emission. **Science of the total environment** 686: 413-424.

Segnini, A, Posadas A, Quiroz R, Milori Dmbp, Martin Neto L, Vaz CMP (2008). Comparative assessment of soil carbon stocks in different agroecologies in Southern Peru. In: 15 th Triennial Symposium of the International Society for Tropical Root Crops (ISTRC). Lima - Peru. 15 th Triennial Symposium of the International Society for Tropical Root Crops (ISTRC).

Segnini A, Carvalho JLN, Bolonhezi D, Milori DMBP, Da Silva WTL, Simões ML, Martin-Neto L (2013) Carbon stock and humification index of organic matter affected by sugarcane straw and soil management. **Scientia Agrícola** 70: 321–326.

Silva AR, Souza Júnior IV, Costa ACS (2010) Susceptibilidade magnética do horizonte B de solos do Estado do Paraná. **Revista Brasileira de Ciência do solo** 34: 329-337.

Silva BO, Moitinho MR, Santos GAA, Teixeira DDB, Fernandes C, La Scala N. (2019) Soil CO_2 emission and short-term soil pore class distribution after tillage operations. **Soil and Tillage Research** 186: 224–232.

Silva EFF, Tomillo AG, Souza DHS, Vidal-Vázquez E, Siqueira GM, González AP (2021) Multifractal and joint multifractal analysis of soil micronutrients extracted by two methods along a transect in a coarse textured soil. **European Journal of Soil Science** 72: 608-622.

Siqueira DS, Júnior JM, Teixeira DDB, Matias SSR, Camargo LA, Pereira GT (2016) Magnetic susceptibility for characterizing areas with different potentials for sugarcane production. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 51: 1349–1358.

Smith KA, Ball T, Conen F, Dobbie KE, Massheder J, Rey A (2018) Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **European Journal of Soil Science** 69:10–20.

Souza LC, Fernandes C, Nogueira DCS, Moitinho MR, Bicalho EDAS, La Scala N (2017) Can partial cultivation of only the sugarcane row reduce carbon dioxide emissions in an Oxisol and Ultisol? **Agronomy Journal** 109:1113–1121.

Teixeira DB, Bicalho ES, Panosso AR, Perillo LI, Iamaguti JL, Pereira GT, La Scala Júnior N (2011) Krigagem ordinária e simulação sequencial gaussiana na interpolação da emissão de CO_2 do solo. **Revista Energia na Agricultura** 26:26-42.

Tirado MC, Clarke R, Jaykus LA, Mcquatters-Gollop A, Frank JM (2010) Climate change and food safety: A review. **Food Research International** 43: 1745–1765.

Tomillo AG, Dias RS, Vázquez EV, Vila IV, Armesto MV, Dafonte JD, González AP (2020) Multifractal and joint multifractal description of available nutrients conentrations extracted by two methods along short transects. **Archives of Agronomy and Soil Science** 66:236–249.

Vicentini ME, Pinotti CR, Hirai WY, De Moraes MLT, Montanari R, Teixeira Filho MCM, Milori DMBP, La Scala N, Panosso AR (2019) CO_2 emission and its relation to soil temperature, moisture, and O_2 absorption in the reforested areas of Cerrado biome, Central Brazil. **Plant and Soil** 444: 193-211.

Vicsek T (1992) Fractal Growth Phenomena, second ed. Word Scientific Publishing Co, Singapore. 528p.

Vidal Vázquez E, Ferreiro JP, Miranda JGV, González AP (2008) Multifractal Analysis of Pore Size Distributions as Affected by Simulated Rainfall. **Vadose Zone Journal** 7:500–511.

Vidal Vázquez E, García Moreno R, Miranda JGV, Díaz MC, Saá Requejo A, Paz Ferreiro J, Tarquis AM (2008) Assessing soil surface roughness decay during simulated rainfall by multifractal analysis. **Nonlinear Processes in Geophysics** 15:457–468.

Vidal Vázquez E, Camargo Oa, Vieira Sr, Miranda Jgv, Menk Jrf, Siqueira Gm, Mirás-Avalos JM, Paz González A (2013) Multifractal analysis of soil properties along two perpendicular transects. **Vadose Zone Journal** 12:13.

Wang F, Wang J, Wang Y (2019) Using multi-fractal and joint multi-fractal methods to characterize spatial variability of reconstructed soil properties in an opencast coal-mine dump in the Loess area of China. **Catena** 182:104111.

Warrick AW, Nielsen DR (1980) **Spatial variability of soil physical properties in the field.** In: Hille LD (ed) Application of soil physics. Academic Press, New York, pp 319–344

Xavier AAP (2015) Avaliação do acúmulo e emissão de carbono do solo sob sistemas produtivos de pastagem. 101 f. Dissertação (Mestrado)– Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo- USP, São Carlos.

Xavier CV, Moitinho MR, Teixeira DDB, Santos GAA, Barbosa MA, Milori DMBP, La Scala Júnior N (2019) Crop rotation and succession in a no-tillage system: Implications for CO_2 emission and soil attributes. **Journal of Environmental Management** 245: 8–15.

Xavier CV, Moitinho MR, Teixeira DDB, Santos GAA, Corá JE, La Scala N. (2020) Crop rotation and sequence effects on temporal variation of CO_2 emissions after long-term no-till application. **Science of the Total Environment** 709:136107.

Xu L, Wang M, Tian Y, Shi X, Shi Y, Yu Q, Xie X (2020) Relationship between macropores and soil organic carbon fractions under long-term organic manure application. **Land Degradation and Development** 31: 1344–1354,

Zeleke TB, Bing CS (2004) Scaling properties of topographic indices and crop yield: Multifractal and joint multifractal approaches. **Agronomy Journal** 96:1082–1090.

Zeleke TB, Si BC (2005) Scaling relationships between saturated hydraulic conductivity and soil physical properties. **Soil Science Society American Journal** 69:1691-1702.

Zeleke TB, Si BC (2006) Characterizing scale-dependent spatial relationships between soil properties using multifractal techniques. **Geoderma** 134:440–452.

CAPÍTULO 4 – Considerações Finais

As emissões de CO_2 no solo estão diretamente relacionadas com o manejo adotado nos diferentes sistemas agrícolas. Tais manejos, com características mais conservacionistas, apresentam grande capacidade de estocar carbono, além de melhorarem a qualidade do solo, garantindo que esse recurso natural promova suas diversas funções, dentre elas a de assegurar a produção de alimentos de qualidade para atender a demanda mundial.

Dessa forma, a adoção de práticas mais conservacionistas, com o objetivo de amenizar os efeitos das mudanças climáticas devido a grande emissão de CO_2 nos setores agrícolas, torna-se necessária. Por isso, o estudo da emissão de CO_2 por períodos em que se é possível captar sua variabilidade temporal e espacial tanto em épocas de seca quanto em épocas de chuva é tão importante – nestas duas épocas, o comportamento das emissões é diferente.

O conhecimento sobre as características específicas que cada classe de solo apresenta – tais como textura e composição mineralógica – pode ser uma ferramenta que melhore a compreensão sobre a capacidade de reduzir as perdas de carbono via emissão de CO_2, amenizando, assim, os efeitos das mudanças climáticas, além de promover o solo como mitigador de gases do efeito estufa.

Como a emissão de CO_2 resulta da interação entre os atributos do solo – estes, fortemente influenciados pelos seus processos e fatores de formação, tornando o processo da emissão de CO_2 complexo – torna-se necessário o uso de técnicas estatísticas que descrevem essa relação de causa e efeito de maneira mais precisa como a análise multifractal, que foi adotada no presente trabalho.

.

APÊNDICE

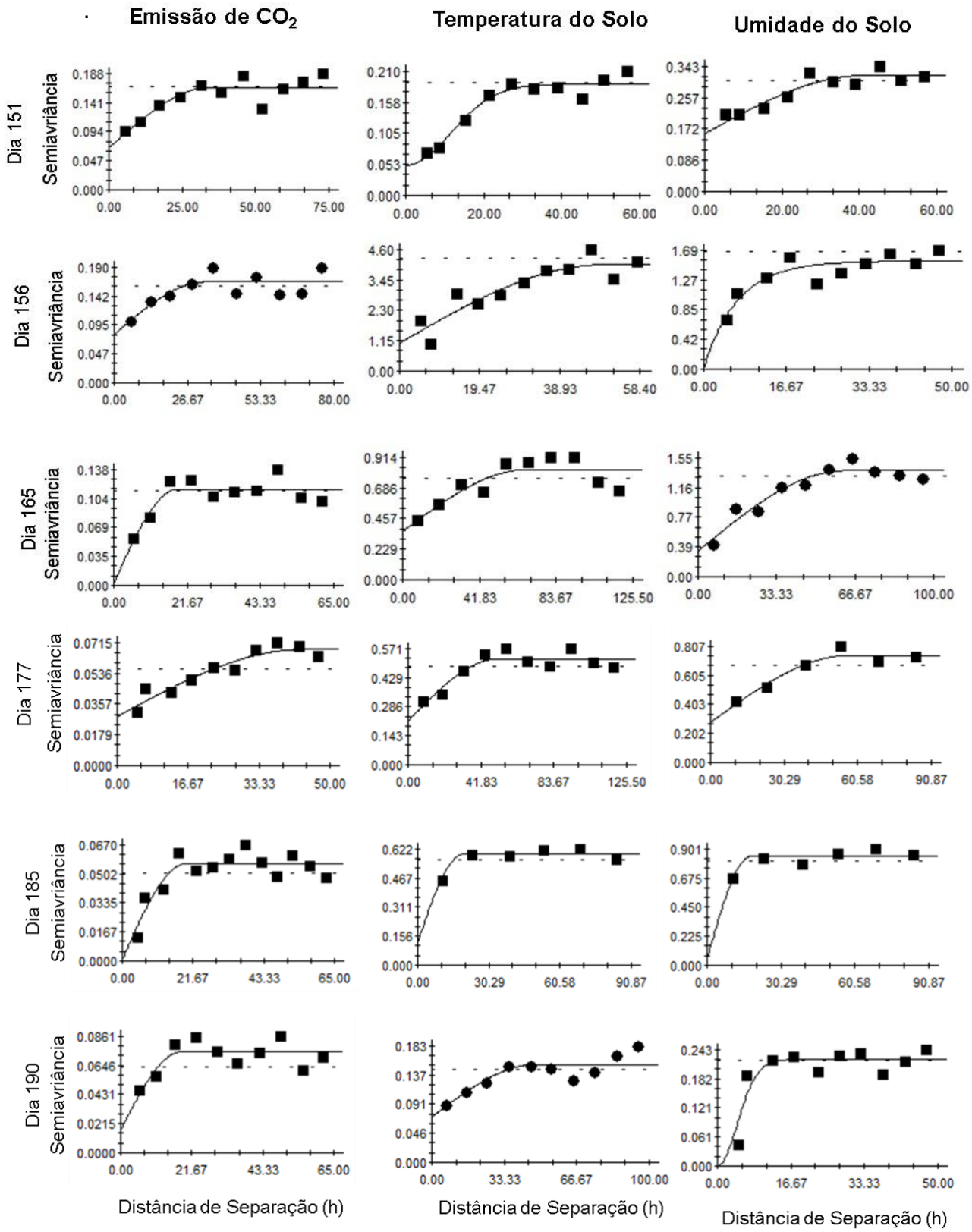


Figura 1A. Modelos de semivariogramas da emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo da pastagem degradada durante as oito semanas de avaliação

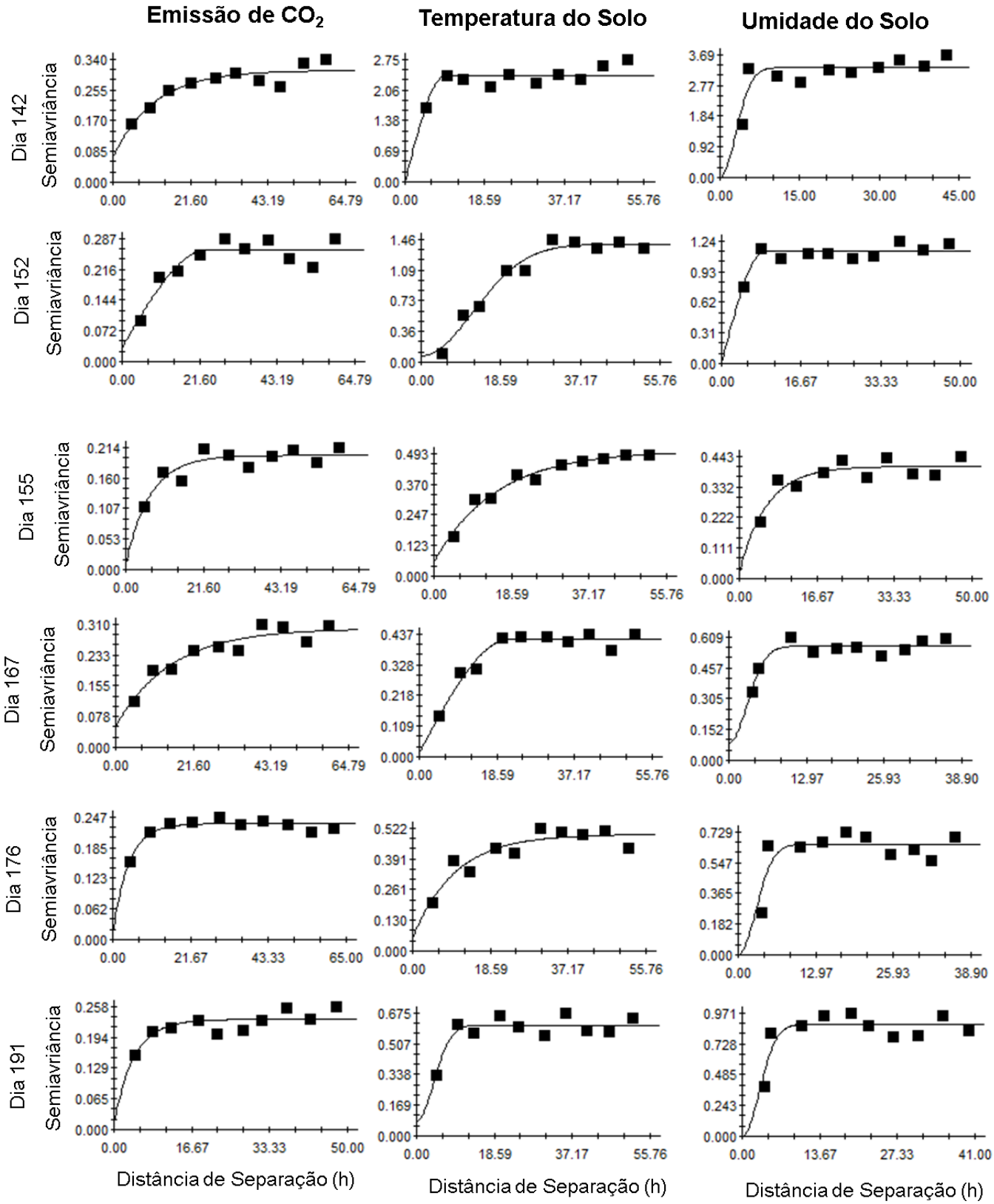


Figura 2A. Modelos de semivariogramas da emissão de CO_2, temperatura e umidade do solo do sistema silvipastoril durante as oito semanas de avaliação

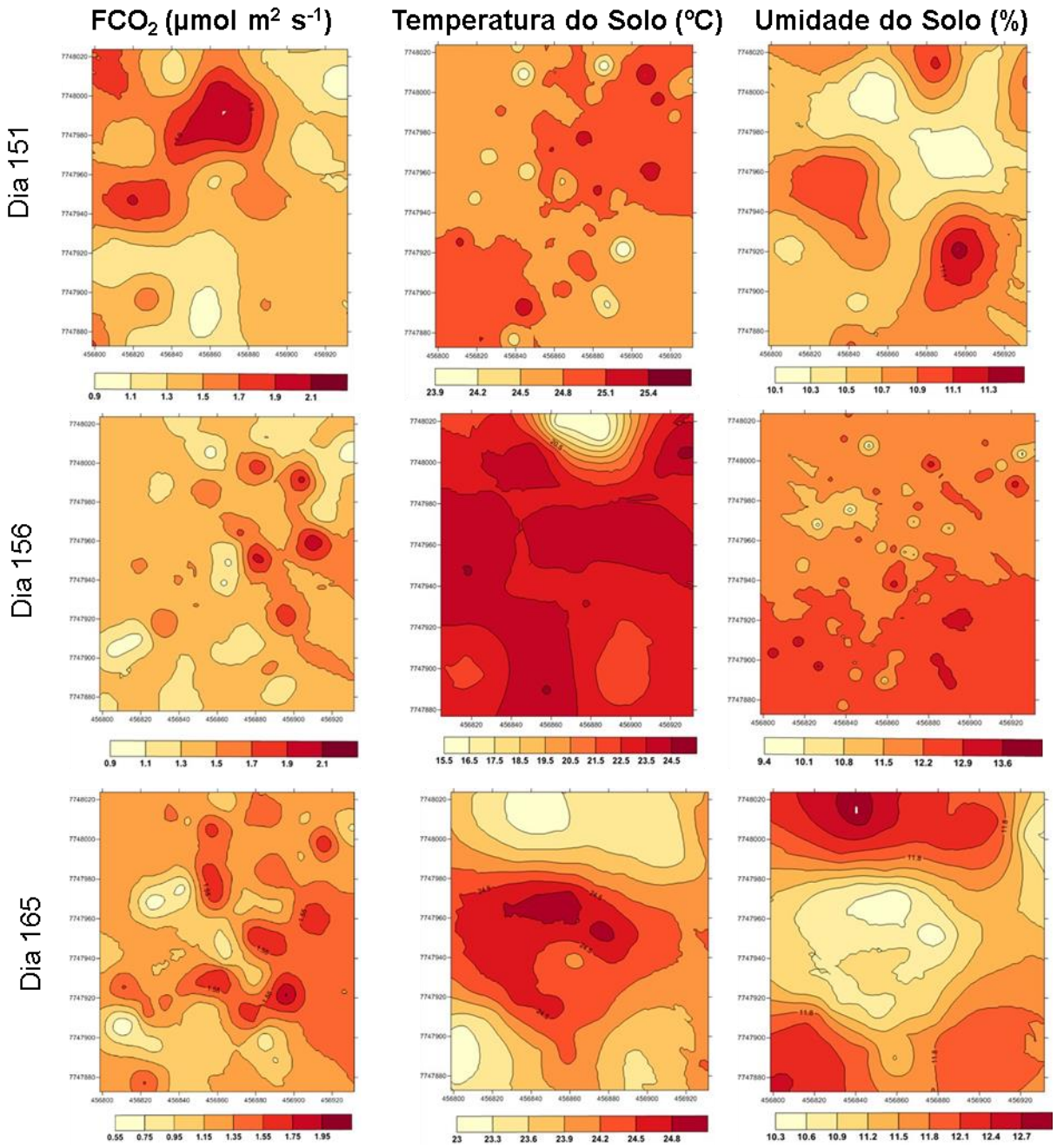


Figura 3A. Mapas da variabilidade espacial da emissão de CO_2 (FCO_2), temperatura e umidade do solo da pastagem degradada

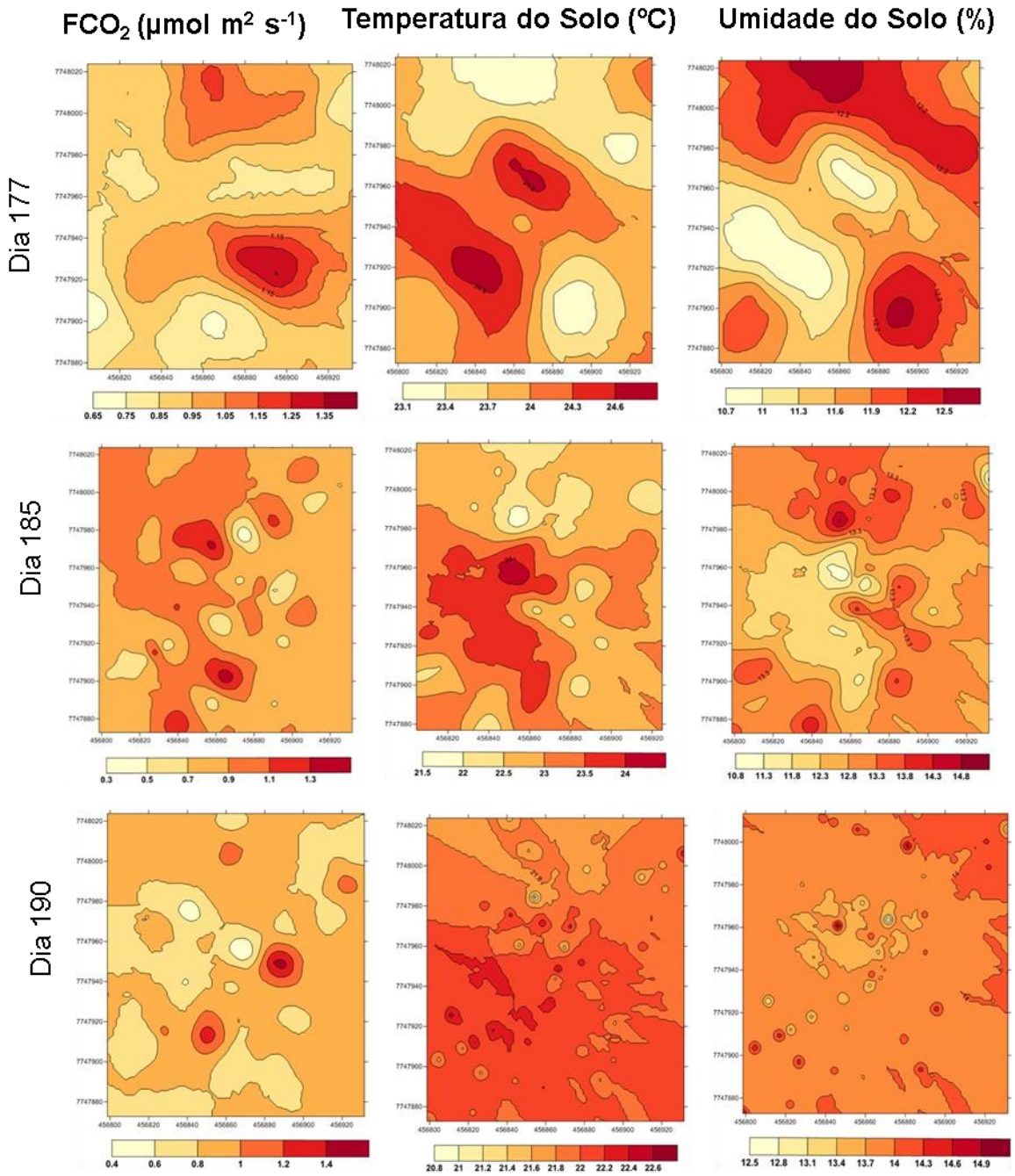


Figura 3A. Mapas da variabilidade espacial da emissão de CO_2 (FCO_2), temperatura e umidade do solo da pastagem degradada

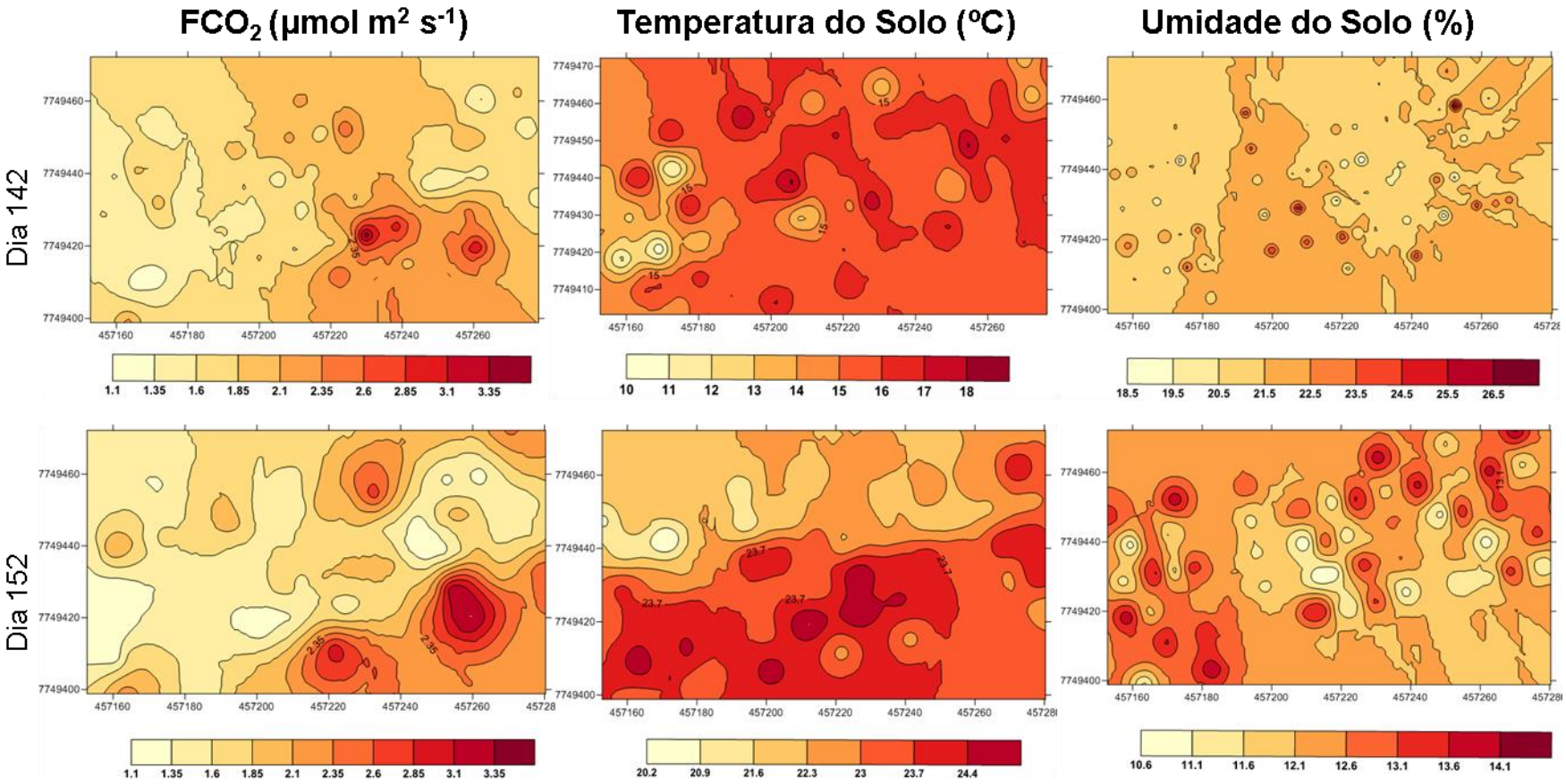


Figura 4A. Mapas da variabilidade espacial da emissão de CO_2(FCO_2), temperatura e umidade do solo no sistema silvipastoril

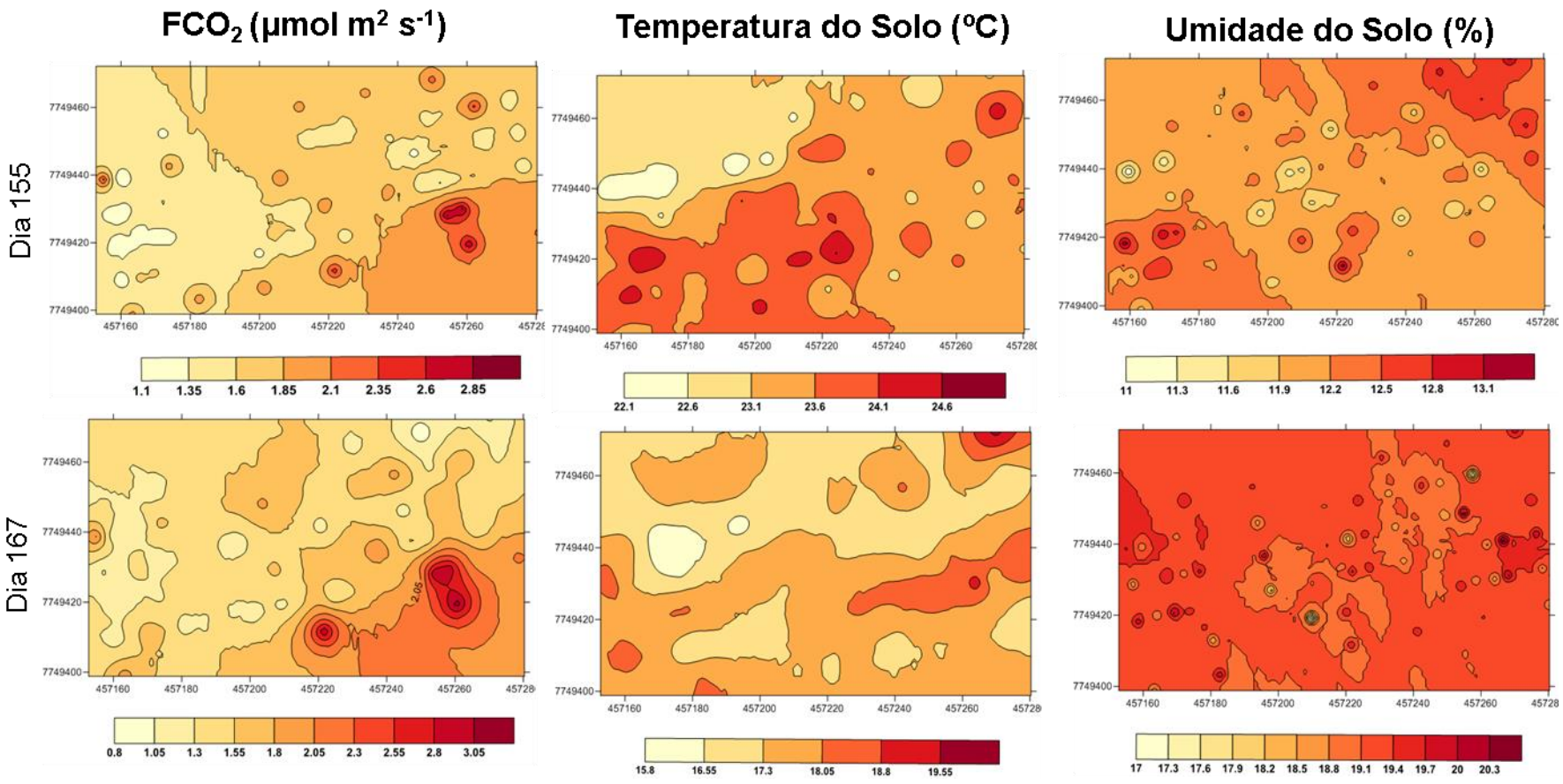


Figura 4A. Mapas da variabilidade espacial da emissão de CO_2 (FCO_2), temperatura e umidade do solo no sistema silvipastoril

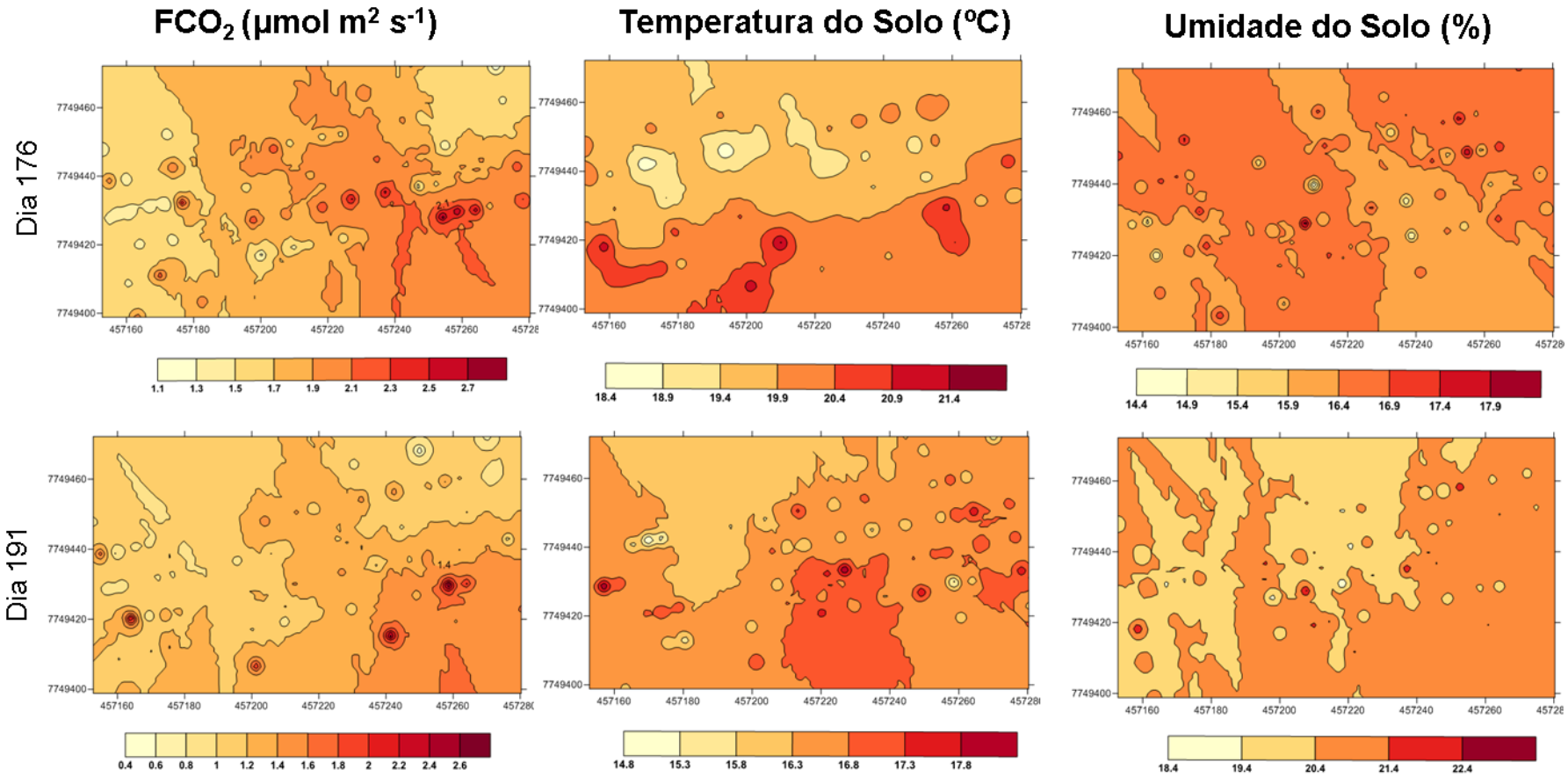


Figura 4A. Mapas da variabilidade espacial da emissão de CO_2 (FCO_2), temperatura e umidade do solo no sistema silvipastoril

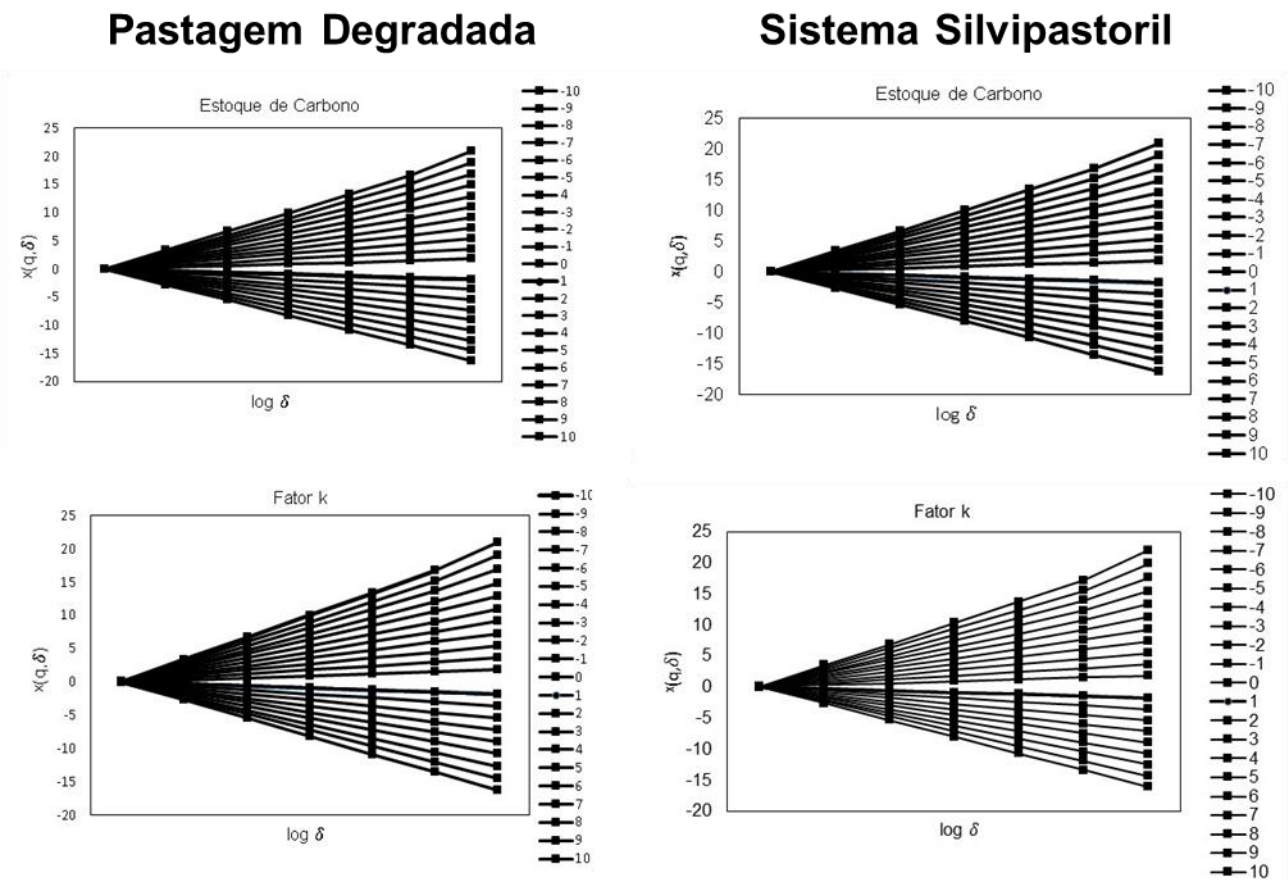


Figura 5A. Gráficos da função de partição dos atributos do solo nas áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril na camada de 0,00 – 0,10 m.

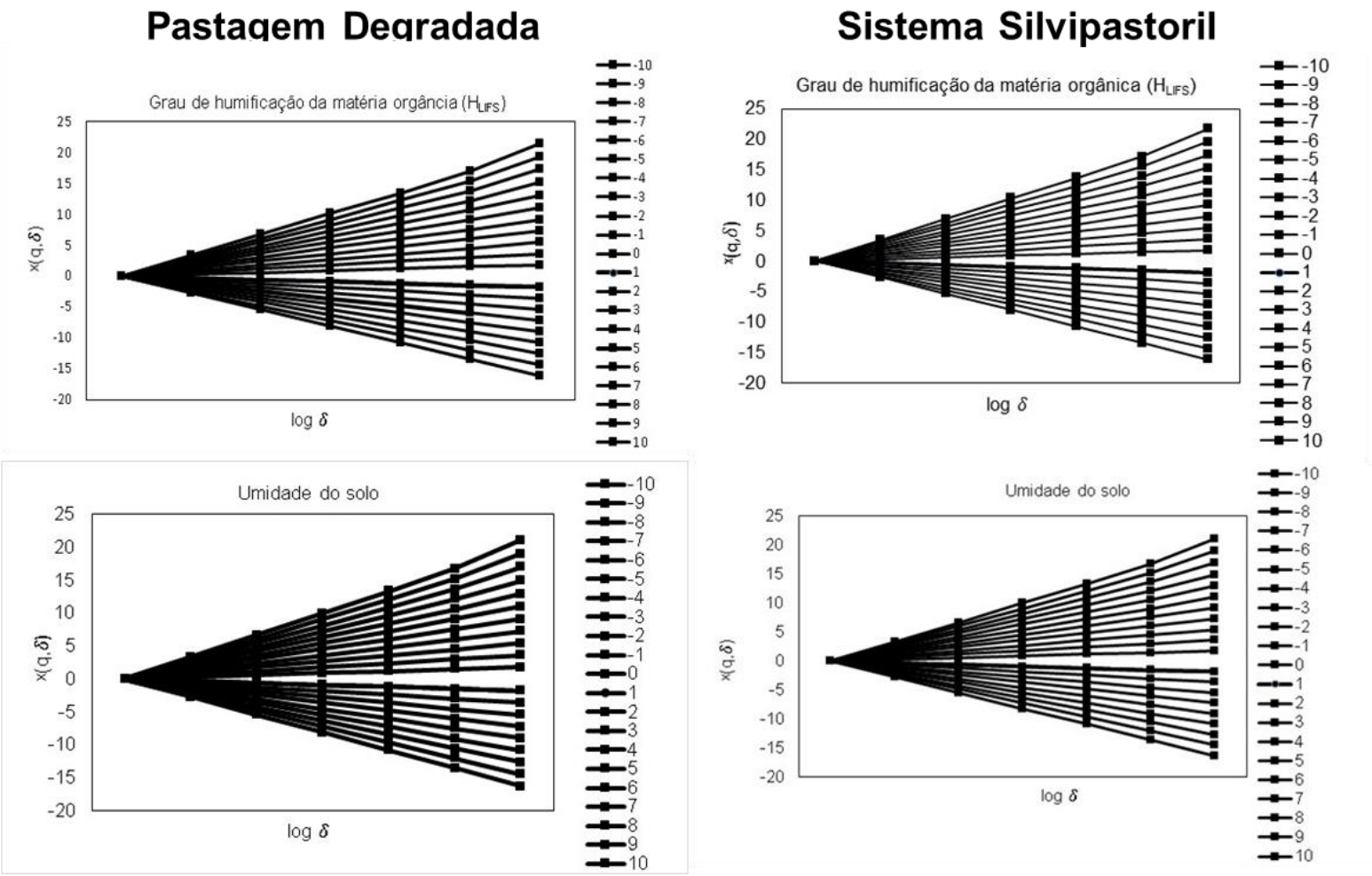


Figura 5A. Gráficos da função de partição dos atributos do solo nas áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril na camada de 0,00 – 0,10 m.

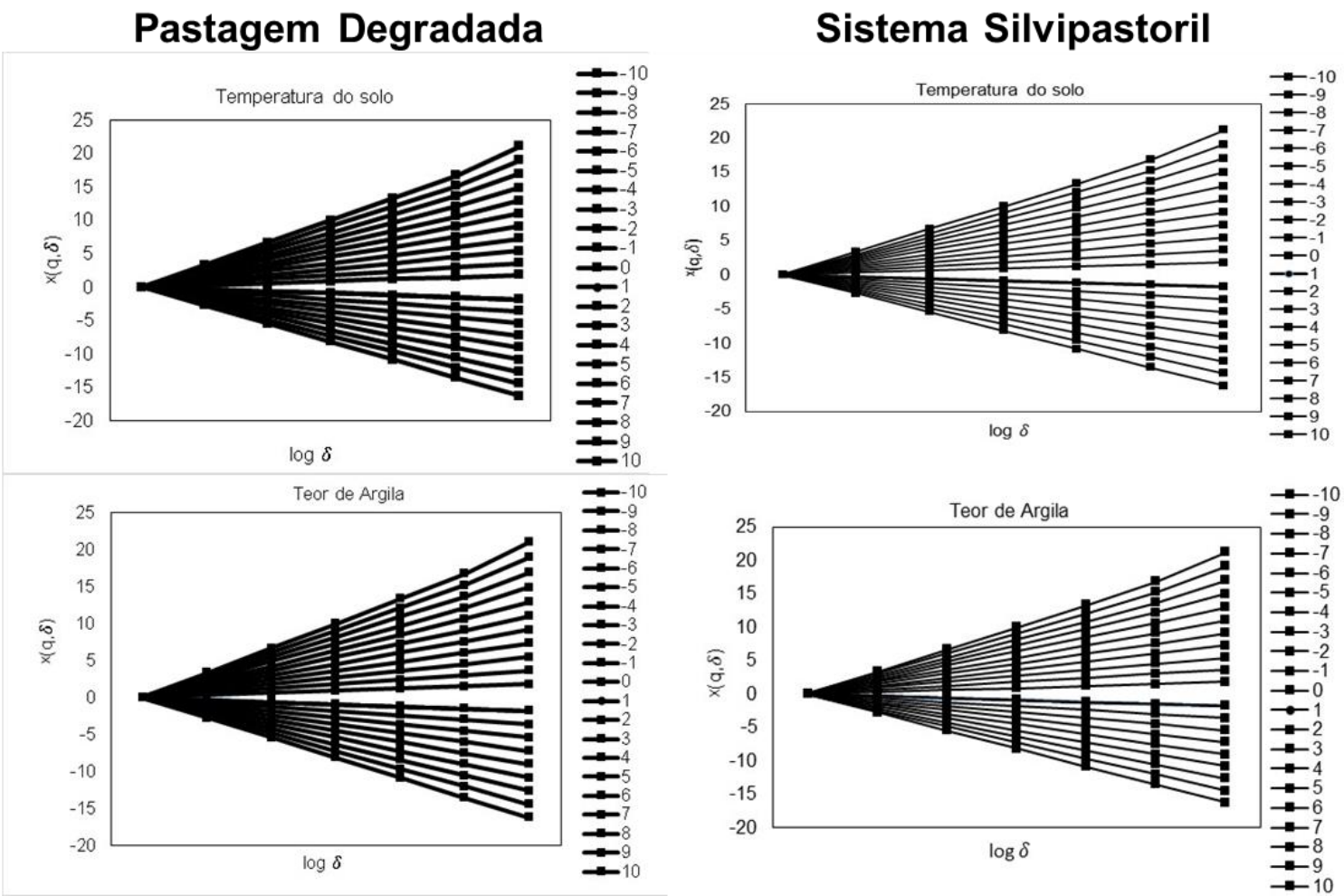


Figura 5A. Gráficos da função de partição dos atributos do solo nas áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril na camada de 0,00 – 0,10 m.

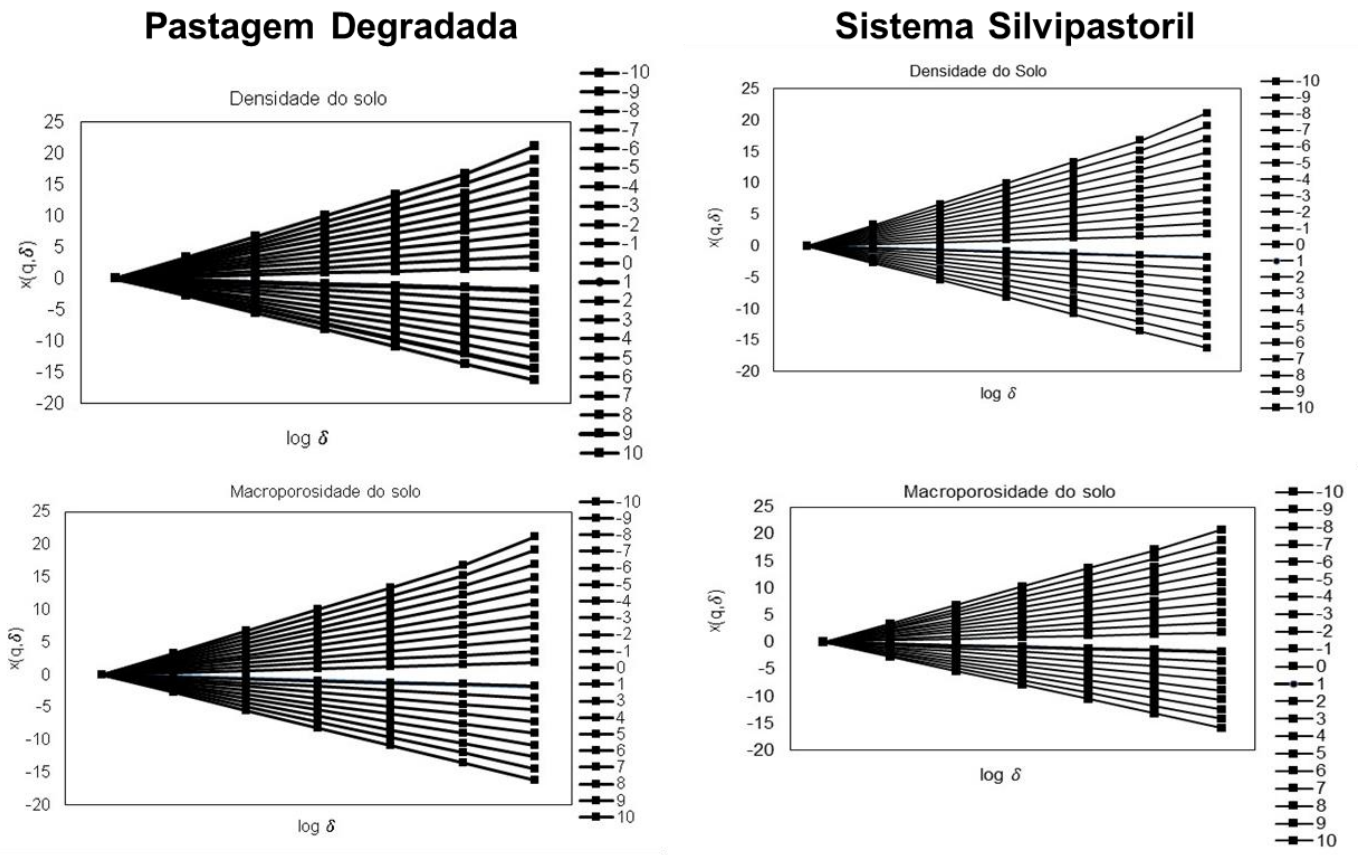


Figura 5A. Gráficos da função de partição dos atributos do solo nas áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril na camada de 0,00 – 0,10 m.

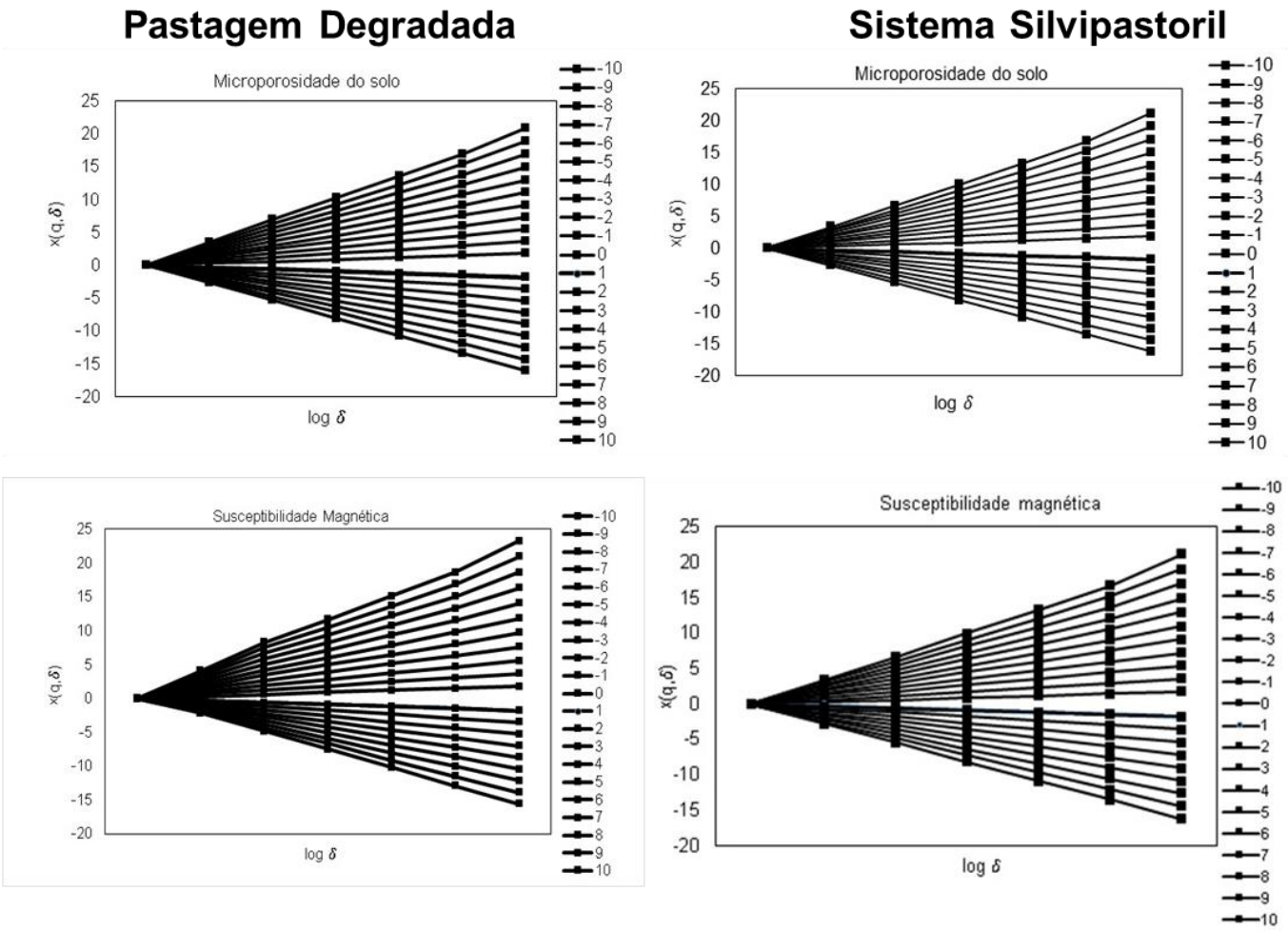


Figura 5A. Gráficos da função de partição dos atributos do solo nas áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril na camada de 0,00 – 0,10 m.

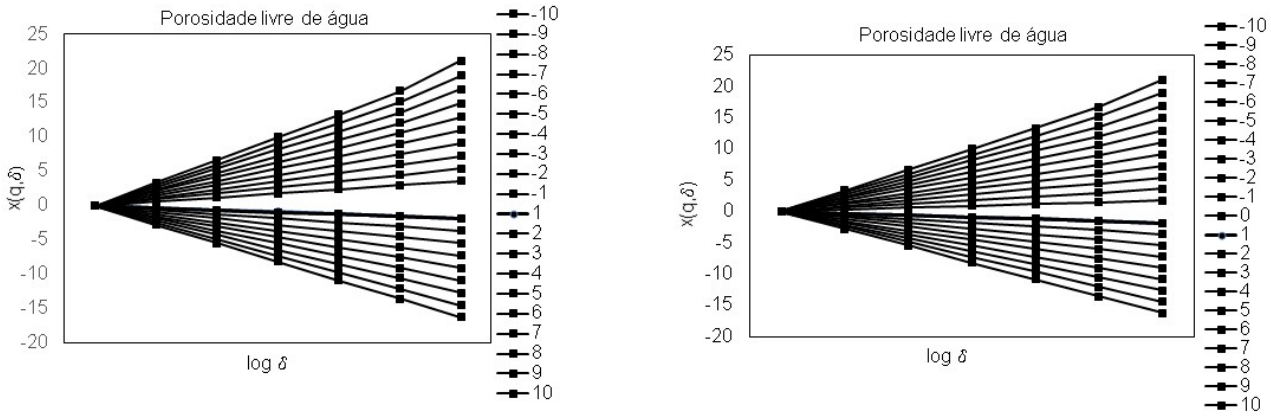


Figura 5A. Gráficos da função de partição dos atributos do solo nas áreas de pastagem degradada e sistema silvipastoril na camada de 0,00 – 0,10 m.