



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR
COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR
CENTRO REGIONAL DE CIÊNCIAS NUCLEARES DO NORDESTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS ENERGÉTICAS E
NUCLEARES

UEMESON JOSÉ DOS SANTOS

**IMPACTO DA MUDANÇA DE USO DA TERRA NOS ESTOQUES DE CARBONO E
NITROGÊNIO EM SOLOS NORDESTINOS: espectroscopia e fracionamento**

Recife

2020

UEMESON JOSÉ DOS SANTOS

**IMPACTO DA MUDANÇA DE USO DA TERRA NOS ESTOQUES DE CARBONO E
NITROGÊNIO EM SOLOS NORDESTINOS: espectroscopia e fracionamento**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco como requisito para obtenção do título de Doutor em Ciências.

Área de Concentração: Aplicação de Radioisótopos na Agricultura e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Everardo Valadares de Sá Barreto Sampaio

Coorientador: Prof. Dr. Gustavo Pereira Duda

Recife

2020

Catálogo na fonte
Bibliotecário Gabriel Luz, CRB-4 / 2222

- S237i Santos, Uemeson José dos.
Impacto da mudança de uso da terra nos estoques de carbono e nitrogênio em solos nordestinos: espectroscopia e fracionamento / Uemeson José dos Santos – Recife, 2020.
117 f.: figs., tabs., abrev. e siglas.
- Orientador: Prof. Dr. Everardo Valadares de Sá Barreto Sampaio.
Coorientador: Prof. Dr. Gustavo Pereira Duda
Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2020.
Inclui referências.
1. Tecnologias Energéticas. 2. Ciclagem de nutrientes. 3. Matéria orgânica do solo. 4. Caatinga. 5. Espectroscopia de reflectância. 6. Classes de solo. I. Sampaio, Everardo Valadares de Sá Barreto (Orientador). II. Duda, Gustavo Pereira (Coorientador). III. Título.

UFPE

621.042 CDD (22. ed.)

BCTG / 2020-155

UEMESON JOSÉ DOS SANTOS

**IMPACTO DA MUDANÇA DE USO DA TERRA NOS ESTOQUES DE CARBONO E
NITROGÊNIO EM SOLOS NORDESTINOS: espectroscopia e fracionamento**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação
em Tecnologias Energéticas e Nucleares da
Universidade Federal de Pernambuco como
requisito para obtenção do título de Doutor em
Ciências.

Aprovada em: 18.02.2020

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Everardo Valadares de Sá Barretto Sampaio (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Dário Costa Primo (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Erika Valente de Medeiros (Examinadora Externa)
Universidade Federal do Agreste de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Maria do Socorro Bezerra de Araújo (Examinadora Externa)
Universidade Federal de Pernambuco

À minha mãe Marluce e minha irmã Wilma, pelo apoio e fonte de motivação e amor diário.

Dedico

AGRADECIMENTOS

Ao meu bom Deus pela realização de mais um sonho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares (PROTEN) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), pela oportunidade de realização do curso de doutorado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo auxílio financeiro concedido através da bolsa de doutorado.

Ao Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento (CNPq) e Fundação de Amparo a Ciência e Tecnologia de Pernambuco (FACEPE) pelo apoio financeiro e logístico, principalmente através dos projetos “Estoques de carbono na vegetação e no solo em áreas com usos diferenciados da terra em Pernambuco” / 2012 Processo 473449 / 2012-9), “ Impactos de Mudanças Climáticas sobre a Cobertura e Uso da Terra em Pernambuco: Processo e Procedimentos para o Subsídio a Políticas Públicas (Processo APQ-0077-5.01 / 09, edital 05-2010); “Consolidação de rede de pesquisa sobre estoques e fluxos de carbono em solos e vegetação na Região Nordeste do Brasil (Biomass Caatinga, Mata Atlântica e Cerrado) e modelagem dos impactos associados às mudanças climáticas e de cobertura e uso” (446137/2015-4); Observatório Nacional da Dinâmica da Água e de Carbono no Bioma Caatinga (ONDACBC) (465764/2014-2); PRONEM (APQ-0532-5.01/14); “Pesquisas integradas para a Garantia da Sustentabilidade hídrica, alimentar e energética no Bioma Caatinga (PEGASUS)” (APQ-0493-3.07/17) e também através dos subsídios 403129/2013-3, 441305/2017-2.

À minha mãe Marluce, pela mulher, amiga, mãe, guerreira que eu tenho presente em minha vida. Mulher forte, pela qual sempre me espelhei, por conta dos princípios e dos costumes naturais que ela possui. Pela fortaleza que eu preciso em um dia ruim e da sinceridade que me ensina a ser um ser humano melhor todos os dias.

À Wilma, minha amada irmã. Pelo companheirismo, amor, incentivo e por sempre estar presente em minha vida.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Everardo Sampaio pela oportunidade de orientação, pela inestimável contribuição, aprendizado, amizade, cobranças e, acima de tudo, por acreditar no meu trabalho.

Aos membros do Comitê de Acompanhamento do Doutorado, Prof. Dr. Rômulo Menezes, Pesquisador Dr. Flávio Marques e ao Pesquisador Dr. Dário Primo, pelas contribuições, sugestões e correções durante a realização desse trabalho.

Ao meu co-orientador Prof. Dr. Gustavo Pereira Duda, pela contribuição nas análises laboratoriais, pelos ensinamentos, disponibilidade e por sempre oferecer seu laboratório para pesquisas e parcerias.

Ao Prof. Dr. Alexandre Demattê (ESALQ-USP) pelo apoio no Laboratório de Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento aplicado a solo e usos da terra pela aquisição dos dados espectrais (Projeto FAPESP 2014-22262-0 pelo apoio e suporte financeiro) pelas sugestões, ideias e ajuda no desenvolvimento deste trabalho e, também, pela oportunidade em nacionalizar minhas experiências acadêmicas.

Ao Grupo de Geotecnologias em Ciência do Solo (GeoCis- ESALQ-USP) pela receptividade e atenção durante minha passagem em Piracicaba, em especial aos amigos Arnaldo Barros, Caroline Jardim, Clécia Cristina, Raul Poppiel, Ariane Francine e André Dotto.

À equipe responsável pela construção do banco de solos utilizado neste trabalho, pelo inestimável esforço e contribuição: Kennedy Nascimento, Eliza Albuquerque, Mônica Santana, Tânia Lúcia, Frans Pareyn.

Aos incríveis amigos que conquistei ao longo desses quatro anos e que foram tão importantes nessa jornada: Monaliza Andrade, Nathalia Leite, Túlio Marcos e Diego Nascimento e a todos que fazem parte do grupo de Energia da Biomassa: Edilândia Dantas, Raphael Corrêa, Claudio Bueno, Thiago Diniz, Cássia Kellen, Natache Ferrão, Alice Sabrina, Aldo Sales e Rafael Rodrigues.

Aos amigos que mesmo distante sempre me incentivaram e me deram apoio: Jéssica Moraes, Alana Emilia, Jamilly Alves, Gerefeson Lima, Albedson Palácio, Wendson Moraes, Erica Oliveira, Aline Oliveira e Nana Ximenes.

Aos professores e funcionários do Departamento de Energia Nuclear.

Muito Obrigado!

RESUMO

O desafio da agricultura no atual século é atender as necessidades da produção de alimentos para uma população mundial crescente num contexto de crises energéticas, econômicas, climáticas e ambientais, e escassez de recursos naturais. A preservação dos ecossistemas se torna essencial para manutenção da produção agrícola, serviços ecossistêmicos e no enfrentamento dos desafios globais da regulação dos ciclos do carbono (C) e nitrogênio (N). O objetivo deste trabalho foi estudar a dinâmica do C e N dos solos do Nordeste do Brasil sob diferentes usos da terra e coberturas vegetais. De forma mais específica, buscou-se: 1) avaliar o potencial do uso de reflectância espectral para prever as concentrações de C e N do solo; 2) quantificar os estoques de N do solo sob diferentes usos da terra e nas principais classes de solo, até 1 m de profundidade, na grande área do bioma Caatinga (~ 850000 de km^2) e 3) investigar como o clima, o tipo de solo e usos da terra afetam a distribuição das frações de carbono da matéria orgânica do solo. Amostras de solo vieram de 180 perfis (aproximadamente 1118 amostras). As concentrações de C e N totais foram determinados por meio de analisador elementar e modelos de calibração foram ajustados e validados para os dados espectrais. Nós fornecemos a primeira biblioteca espectral para solo no Nordeste do Brasil para diferentes classes e sob diferentes usos da terra. As concentrações de C e N estimadas por espectroscopia de reflectância foram bem correlacionadas com as determinadas por combustão a seco (método padrão) indicando o potencial dessa técnica como uma ferramenta útil e rápida na quantificação desses elementos em diferentes solos tropicais e sob distintos usos da terra. A conversão de Caatinga densa em pastagens, Caatinga aberta e agricultura causaram reduções de 13, 21 e 23% nos estoques de N, respectivamente. O Nordeste brasileiro acumula em torno de 611.5 Tg de N a 1 m de profundidade nas diferentes classes de solos e usos da terra. Nessa região, a floresta seca densa foi responsável pelo acúmulo de 226.8 Tg de N, sendo a melhor opção para acumular N, enquanto os sistemas com agricultura (70 Tg) e áreas de Caatinga aberta (145 Tg) não são recomendadas como maneira de sequestrar N. Os diferentes tipos de uso da terra alteraram as proporções e concentrações das frações de carbono orgânico do solo e o índice de manejo do carbono. A fração lábil representou menos de 30% do carbono mais estável, sendo maiores nos solos sob vegetação nativa que sob agricultura. A partir das vegetações de matas nativas densas, tomadas como referência, o índice indicou que os níveis de degradação nas vegetações nativas abertas eram tão graves quanto nos solos com agricultura e pastagens. Ações destinadas a melhorar a matéria orgânica do solo em cada tipo de uso da terra vão melhorar a qualidade do solo, e adicionalmente vão ajudar a reverter o quadro de degradação impostos pelos usos.

Palavras-chave: Ciclagem de nutrientes. Matéria orgânica do solo. Caatinga. Espectroscopia de reflectância. Classes de solo.

ABSTRACT

The challenge for agriculture in the current century is to meet the needs of food production for a growing world population in the context of energy crises, economic, climatic and environmental impacts, and scarcity of natural resources. The preservation of ecosystems becomes essential for maintaining agricultural production, ecosystem services and addressing the global challenges of regulating carbon (C) and nitrogen (N) cycles. The objective of this work was to study soil C and N stocks in Northeast Brazil under different land uses and vegetation cover. More specifically, we sought to: 1) evaluate the potential of using spectral reflectance to predict soil C and N concentrations; 2) quantify soil N stocks under different land uses and in the main soil classes, up to 1 m deep, in the large area of the Caatinga biome (~850000 km²) and 3) investigate how the climate, soil type and land use affect the distribution of soil organic matter carbon fractions. Soil samples came from than 180 profiles (approximately 1118 samples). Total C and N concentrations were determined using an elemental analyzer and calibration models were adjusted and validated for their spectral data. We provide the first soil spectral library in Northeast Brazil for different soil classes and under different land uses. The C and N concentrations estimated by reflectance spectroscopy were well correlated with those determined by dry combustion (standard method) indicating the potential of this technique as a useful and quick tool in the quantification of these elements in different tropical soils and under different land uses. The conversion of dense Caatinga to pasture, open Caatinga and agriculture caused reductions of 13, 21 and 23% in N stocks, respectively. The Brazilian Northeast accumulates around 611.5 Tg of N at 1 m of depth in the different soil classes and land uses. In this region, the dense dry forest was responsible for the accumulation of 226.8 Tg of N, being the best option to accumulate N, while systems with agriculture (70 Tg) and open Caatinga areas (145 Tg) are not recommended as a way to sequester N. The different types of land use changed the proportions and concentrations of the organic carbon fractions in the soil and the carbon management index. The labile fraction represented less than 30% of the most stable carbon, being higher in soils under native vegetation than under agriculture. From the vegetation of dense native forests, taken as a reference, the index indicated that the levels of degradation in open native vegetation were as severe as in soils with agriculture and pasture. Actions to improve soil organic matter in each type of land use will improve soil quality, and additionally will help to reverse the degradation situation imposed by the uses.

Keywords: Nutrient cycling. Soil organic matter. Caatinga. Reflectance spectroscopy. Soil classes.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Espectro eletromagnético com faixa de medição no infravermelho visível, próximo e médio	34
Figura 2 - Mapa da área de estudo localizada em Pernambuco, Brasil. (A) Mapa de uso / cobertura do solo da região de Pernambuco (B) Mapa do solo e amostras de solo coletadas na área de estudo.	40
Figura 3 - Geometria de aquisição de dados espectrais Vis-NIR.	42
Figura 4 - Espectroradiômetro MidIR.	43
Figura 5 - Localização da área de estudo e pontos de amostragem na região semiárida do Brasil.	46
Figura 6 - Locais de amostragem dos diferentes usos e classes de solos das diferentes zonas climáticas do estado de Pernambuco.	50
Figura 7 - Frequência relativa das concentrações de C e N em amostras de diversas classes de solos do Estado de Pernambuco, Brasil. (n = 701).....	53
Figura 8 - Densidade dos conjuntos de calibração e de validação das concentrações de A) Carbono e B) Nitrogênio em amostras de diversas classes de solos do Estado de Pernambuco-Brasil (n=701 amostras).....	53
Figura 9 - Assinaturas espectrais de C e N nas faixas visível - infravermelho próximo (A) e infravermelho médio (B) de amostras de solo (n = 701) do estado de Pernambuco, Brasil.	55
Figura 10 - Valores de carbono total do solo (a e c) e nitrogênio (b e d) medidos vs previstos para o conjunto de validação determinados por espectroscopia de reflectância em amostras de solos de Pernambuco, Brasil.....	64
Figura 11 - Concentração de nitrogênio em profundidade por classes de solo e uso da terra, no semiárido do Nordeste do Brasil.....	66
Figura 12 - Estoques acumulados de nitrogênio no perfil por classes de solo e por uso da terra, no semiárido do Nordeste do Brasil.....	68
Figura 13 - Carbono orgânico particulado (COP) nos diferentes usos da terra e classes de solos nas zonas climáticas de Pernambuco, Brasil.	76
Figura 14 - Carbono orgânico associado mineral (COam) nos diferentes usos da terra e classes de solos nas zonas climáticas de Pernambuco, Brasil.	78
Figura 15 - Proporção de COP e COam em relação ao total de carbono nos diferentes usos da terra e classes de solos nas zonas climáticas de Pernambuco.	79

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características das principais classes de solos estudadas.....	37
Tabela 2 - Resumo estatístico de modelos de predição gerados por dois métodos multivariados e seis técnicas de pré-processamento para o C determinado por espectroscopia de reflectância (n = 701).....	58
Tabela 3 - Resumo estatístico de modelos de predição gerados por dois métodos multivariados e seis técnicas de pré-processamento para o N determinado por espectroscopia de reflectância (n = 701).....	62
Tabela 4 – Estoques (Mg ha^{-1}) de nitrogênio total no perfil do solo, até 1 m de profundidade, em diferentes classes de solo e usos da terra, no semiárido do Nordeste do Brasil.....	67
Tabela 5 – Valores do índice de estoque de carbono (IEC), da labilidade (L), do índice de labilidade (IL) e do índice de manejo do carbono (IMC) nos diferentes usos da terra, classes de solos e zonas climáticas no estado de Pernambuco.	81

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABS	Absorvância
AG	Agricultura
C	Carbono
CA	Caatinga aberta
CD	Caatinga densa
CR	Reflectância contínua removida
CO _{am}	Carbono orgânico associado aos minerais
CO _p	Carbono orgânico particulado
COS	Carbono orgânico do solo
COT	Carbono orgânico total
CO ₂	Dióxido de carbono
CH ₄	Metano
Ds	Densidade do solo
GEE	Gases de efeito estufa
IEC	Índice de estoque de carbono
ILC	Índice de labilidade de carbono
IMC	Índice de manejo de carbono
L	Labilidade
MARS	Splines de regressão adaptativa multivariada
MIR	Reflectância de infravermelho médio
MOS	Matéria orgânica do solo
MSC	Correção de dispersão multiplicativa
N	Nitrogênio
N ₂	Nitrogênio elementar (atmosférico)
N _r	Nitrogênio reativo
NM	Redes neurais artificiais
N ₂ O	Óxido nitroso
OR	Reflectância espectral original sem transformação
PA	Pastagem
PLSR	Regressão de mínimos quadrados parciais
RMSE	Quadrado médio da raiz do erro

RPIQ	Desempenho da razão da faixa inter-quartil
SGDer	Primeira derivada de Savitzky-Golay
SMO	Suavização espectral
SNV	Variável normal padrão
SVM	Máquina de vetores de suporte
Tg	Teragrama (1 Tg = 10^{12} g ou um milhão de toneladas)
Vis-NIR	Infravermelho visível e próximo

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
1.1	OBJETIVO GERAL E ESPECÍFICOS.....	20
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	22
2.1	CARBONO ORGÂNICO DO SOLO	22
2.2	NITROGÊNIO DO SOLO	24
2.3	FRAÇÕES DO CARBONO DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO.....	26
2.4	BIOMA CAATINGA E MUDANÇAS DE USO DA TERRA NO C DO SOLO.....	30
2.5	PRINCIPAIS CLASSES DE SOLO DO NORDESTE.....	32
2.6	ESPECTROSCOPIA DE REFLECTÂNCIA DOS SOLOS	33
3	MATERIAL E MÉTODOS	37
3.1	ESTUDO 1 – CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLOS DO NORDESTE BRASILEIRO DETERMINADOS POR ESPECTROSCOPIA NO INFRAVERMELHO VISÍVEL E PRÓXIMO (VIS-NIR) E NO INFRAVERMELHO MÉDIO (MIR)	39
3.1.1	Área de estudo.....	39
3.1.2	Amostragem de solo e aquisição espectral.....	41
3.1.3	Pré-processamento dos dados espectrais	43
3.1.4	Modelos de calibração multivariada	44
3.1.5	Análise estatística.....	44
3.2	ESTUDO 2 – ESTOQUES DE NITROGÊNIO EM CLASSES DE SOLO SOB DIFERENTES USOS DA TERRA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO.....	45
3.2.1	Área de estudo	45
3.2.2	Amostragem do solo.....	47
3.2.3	Análise estatística.....	48
3.3	ESTUDO 3: FRAÇÕES DO CARBONO DA MATÉRIA ORGÂNICA EM SOLOS SOB DIFERENTES USOS NO NORDESTE DO BRASIL.....	49
3.3.1	Área de estudo	49
3.3.2	Amostragem do solo e análise de fracionamento	50
3.3.3	Análises estatística	51
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	52
4.1	ESTUDO 1 - CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLOS DO NORDESTE BRASILEIRO DETERMINADOS POR ESPECTROSCOPIA NO	

	INFRAVERMELHO VISÍVEL E PRÓXIMO (VIS-NIR) E NO INFRAVERMELHO MÉDIO (MIR)	52
4.1.1	Análise descritiva dos dados espectrais do solo.....	52
4.1.2	Técnica de pré-processamento em PLSR e SVM para concentrações de C	55
4.1.3	Técnica de pré-processamento em PLSR e SVM para concentrações de N.....	60
4.2	ESTUDO 2 - ESTOQUES DE NITROGÊNIO EM CLASSES DE SOLO SOB DIFERENTES USOS DA TERRA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO.....	65
4.2.1	Concentração e estoques em diferentes tipos de usos	68
4.2.2	Concentração e estoques em diferentes classes de solos	71
4.3	ESTUDO 3 - FRAÇÕES DE CARBONO DA MATÉRIA ORGÂNICA EM SOLOS SOB DIFERENTES USOS NO NORDESTE DO BRASIL	75
4.3.1	Resultados.....	75
4.3.2	Discussão.....	82
5	CONCLUSÕES.....	87
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	89
	REFERÊNCIAS.....	90

1 INTRODUÇÃO

O aumento da população e a demanda por alimentos nas últimas décadas contribui para a expansão das áreas agrícolas e intensificação do uso da terra (NELSON et al., 2013). Os danos ambientais ocasionado por essas práticas têm englobando emissões de gases do efeito estufa (GEE), responsáveis por 30% das emissões antrópicas (QUÉRÉ et al., 2018), degradação da qualidade do solo, água e biodiversidade (JOHNSON et al., 2014; SMITH et al., 2012) e aumento da temperatura global (WU et al., 2011).

O maior reservatório de carbono (C) no ecossistema terrestre é o solo, com estoques estimados entre 1500 e 2400 Pg, superior à atmosfera (590 Pg C) e à vegetação terrestre (350-550 Pg C) somadas (CIAIS et al., 2013). Esses reservatórios por sua vez, estão em constantes trocas e em diferentes tempos de ciclagem (LAL, 2007). Sua capacidade de armazenar carbono estabilizado a longo prazo é comprometida em muitos sistemas agrícolas em decorrência das práticas adotadas que diminuem a matéria orgânica do solo (MOS) ou limitam sua formação e retenção, com perdas de mais de 50% dos seus estoques (LAL, 2004). Mitigar os efeitos dessas práticas tornou-se um desafio para o enfrentamento das mudanças climáticas e a recuperação da produtividade agrícola e serviços ecossistêmicos provenientes da MOS, englobando a estrutura física, química e biológica do solo (SCHMIDT et al., 2011).

O solo é um componente chave nos ciclos biogeoquímicos globais, especialmente os de carbono (C) e de nitrogênio (N). As quantificações desses elementos nos solos são essenciais para a compreensão da dinâmica de emissões e sequestro nos ecossistemas, e têm recebido crescente atenção no mundo em função das emissões de seus óxidos, que contribuem de forma significativa para o aumento do aquecimento global (FU et al., 2010; ARNHOLD et al., 2015; MINASNY et al., 2017). Ambos podem, ainda, alterar os processos bióticos e abióticos do solo, influenciando na retenção de água e na ciclagem de nutrientes das plantas e da biota do solo (TIAN et al., 2013; CHEN et al., 2014) e também são necessários para otimizar manejos que mantenham ou melhorem as propriedades do solo, a fim de atender às demandas crescentes de alimentos e outros produtos de base biológica (MCBRIDE et al., 2011).

A contribuição do Brasil, com seu grande território, para os estoques mundiais de N ainda é incerta, por causa da carência de dados que cubram toda a diversidade ambiental do país (FERREIRA et al., 2016). Faltam dados representativos dos principais solos e usos da terra, já que o monitoramento abrangente é raramente incluído nos programas de inventário florestal e pouco se sabe sobre os efeitos dos principais usos nos estoques de N em interação com as diferentes classes de solos. No Brasil, a região Nordeste é a menos pesquisada, com

climas tropicais que vão de muito chuvosos a semiáridos, e com a maior diversidade de solos do país e usos que formam um imenso mosaico de pequenas áreas (SAMPAIO et al., 1995; LEAL et al., 2005). Estes usos vêm passando por mudanças recentes, com aumento da atividade pastoril e do extrativismo e redução da agricultura (SCHULZ et al., 2018).

O conhecimento dos processos envolvidos no sequestro de carbono é importante para o entendimento do potencial do solo como dreno para o dióxido de carbono (CO_2) atmosférico (BASTIDA et al., 2007). A proteção física da matéria orgânica do solo (MOS) durante a agregação do solo tem sido um dos processos mais discutidos (LAL et al., 1999), e seus teores em regiões tropicais geralmente têm sido baixos, e muitas vezes não ultrapassam 10 g kg^{-1} (CUNHA et al., 2009), sendo em grande parte responsável pelas suas qualidades físicas, químicas e biológicas (BRANCALIÃO; MORAES, 2008). O carbono é também um atributo sensível na detecção de sustentabilidade dos agroecossistemas (GUIMARÃES et al., 2012) e um componente básico da qualidade do solo pela sua relevante função nos processos que regem o sistema solo (MIELNICZUK, 2008). Porém, a simples quantificação dos estoques de carbono orgânico total (COT) não fornece valores extrapoláveis para diferentes situações de manejo, locais, climas e solos (NICOLOSO et al., 2008). Neste aspecto, reservatórios lábeis ou complexados, em diferentes graus de interação com a matriz mineral do solo (MOS estável), podem ter implicações na retenção de carbono atmosférico. O fracionamento do carbono da MOS predispõe maior sensibilidade no auxílio das modificações causadas pelo manejo através da separação de duas frações orgânicas: o carbono orgânico particulado (COp) e o carbono orgânico associado aos minerais (COam) (CAMBARDELLA; ELLIOTT, 1992). Nesse sentido, sistemas de usos que promovam diferentes aportes de resíduos vegetais podem ser designados por meio da fração particulada da MOS, constituindo uma importante ferramenta para avaliar a qualidade do solo, sobretudo em curto intervalo de tempo (CONCEIÇÃO et al., 2005). Avaliar como ocorre sua distribuição entre as frações em diferentes ecossistemas pode fornecer informações importantes sobre seu comportamento no manejo e uso da terra.

Portanto, a qualidade e as funções do solo são influenciadas pelo armazenamento de carbono e nitrogênio. Para a modelagem e monitoramento desses elementos, há a necessidade de medições periódicas, devido às constantes mudanças nas atividades de uso e manejo da terra, a fim de fornecer um entendimento adequado das propriedades e funções que controlam sua dinâmica (DINAKARAN et al., 2016; PANWAR et al., 2011). Entretanto, as atividades de amostragem e análise laboratorial de solos são onerosas e demoradas, originando ainda, resíduos contaminantes, como sódio e crômio. As medidas espectrais de amostras de solo na região do infravermelho visível (Vis), próximo (NIR) e infravermelho médio (MIR) se

desenvolveram de maneira considerável na última década (DOTTO et al., 2018; BARTHÈS et al., 2019; DEMATTÊ et al., 2019a; LIU et al., 2019), com intuito de adquirir informações do solo para muitas finalidades, como propriedades físicas, químicas e biológicas. O objetivo de muitos estudos é fornecer uma maneira mais rápida, eficiente, econômica e ambiental de produzir dados do solo. Para tanto, a informação espectral é matematicamente extraída e métodos multivariados são usados a fim de correlacioná-los. Apesar do potencial da espectroscopia de reflectância na determinação das propriedades do solo, torna-se necessário a realização de estudos mais detalhados de calibração e validação, associada a técnicas de pré-processamentos espectrais em diferentes regiões espectroscópicas, abrangendo maior número possível de amostras das diferentes classes de solos da região considerada, assegurando a variabilidade necessária que proporcione precisões nas estimativas de C e N e com vista a oferecer uma alternativa para as determinações convencionais.

Considerando a carência de dados sobre a região Nordeste do Brasil e que ela exemplifica uma gama de situações que se repetem em muitos outros países tropicais e que têm afetado a qualidade dos ecossistemas, os estudos do balanço de C e N em áreas de referência, na vegetação nativa e nos diferentes sistemas antropizados devem ser realizados com vista a ampliar as bases científicas e tecnológicas e de dar prosseguimento aos novos estudos e abranger demais áreas, estimando o impacto do bioma Caatinga e de sua antropização nos processos de mudanças climáticas globais. Diante desse cenário, existe uma grande biblioteca amostral de solo no âmbito do projeto “ *Impactos de mudanças climáticas sobre a cobertura e uso da terra em Pernambuco: geração e disponibilização de informações para o subsídio a políticas públicas*” que engloba ainda quatro estados do Nordeste brasileiro: Pernambuco, Ceará, Sergipe e Piauí, e o conjunto desses resultados fornecerá dados essenciais para o manejo sustentável do uso da terra na região Nordeste do Brasil e regiões com condições semelhantes no resto do mundo.

1.1 OBJETIVO GERAL E ESPECÍFICOS

O objetivo deste trabalho foi estudar a dinâmica do carbono e nitrogênio em solos do Nordeste do Brasil sob diferentes usos e coberturas vegetais. De forma específica buscou-se:

- a) avaliar o potencial do uso de reflectância espectral para predizer as concentrações de C e N do solo usando as faixas infravermelho visível, próximo (Vis-NIR), do infravermelho médio (MIR) e sua combinação, selecionando as técnicas de pré-

processamento mais eficazes e comparando as performances dos modelos de mínimos quadrados parciais (PLSR) e máquina de vetor de suporte (SVM);

- b) quantificar os estoques de nitrogênio do solo sob diferentes usos da terra e nas principais classes de solo, até 1 m de profundidade, na grande área do bioma Caatinga (~ 850000 de km^2);
- c) avaliar como o clima, classe de solo e os manejos agrícolas afetam a distribuição do carbono nas diferentes frações no solo.

2 REVISÃO DE LITERATURA

Neste tópico será abordada de maneira sucinta e objetiva uma revisão bibliográfica acerca do carbono e nitrogênio do solo, bem como alguns conceitos sobre frações de carbono da matéria orgânica do solo, além de uma breve revisão sobre a mudança de uso da terra no Nordeste do Brasil, as principais classes de solos e uso de espectroscopia aplicado a solos.. Buscou-se, desta maneira, contribuir para a integração dos trabalhos mais importantes relacionados ao tema, introduzindo conceitos que ajudarão a compreender a metodologia e resultados obtidos. Espera-se contribuir com o avanço dos conhecimentos acerca de espectroscopia, estoques de N e fracionamento do C associados principalmente à mudança de uso da terra.

2.1 CARBONO ORGÂNICO DO SOLO

O ciclo global do C refere-se às trocas entre a biosfera, pedosfera, geosfera, hidrosfera e atmosfera. Nesse ciclo, o carbono orgânico do solo (COS) representa o maior componente da reserva de C da biosfera terrestre (SCHARLEMANN et al., 2014), estimando-se uma existência global deste elemento de aproximadamente 1500 Pg C até 1 m de profundidade (O'ROURKE et al., 2015) e 2400 Pg C até 2 m de profundidade (BATJES, 1996), o equivalente a três vezes a quantidade de CO₂ na atmosfera (~830 Pg C) e 240 vezes as emissões anuais de combustíveis fósseis (~ 10 Pg C) (CIAIS et al., 2013). Os valores, no entanto, são variáveis em todo o mundo em decorrência de diferentes conjuntos de dados, provenientes de diferentes delineamentos amostrais e épocas de amostragem, fornecendo, portanto, estimativas apenas do estoque de COS em um determinado momento e não indicam uma tendência temporal (STOCKMANN et al., 2015).

O teor de COS exerce grande influência na qualidade do solo, nas condições físicas, químicas e biológicas, nas propriedades e funções. As práticas de manejo que conservem o COS podem favorecer a capacidade dos solos em sequestrar CO. Entretanto, o êxito desse processo depende das características do solo e do atual conteúdo do elemento presente (MERANTE et al., 2017). Por outro lado, o C acumulado, resultante de práticas específicas de manejo, pode ser perdido com maior ou menor velocidade em virtude da mudança de uso do solo (SMITH et al., 2005). Outros fatores podem ainda contribuir para o aumento ou diminuição dos estoques deste elemento: topografia (BROGNIEZ et al., 2015), clima, textura, umidade,

litologia, morfologia do solo e histórico de uso (PISANTE et al., 2015; MEDEIROS et al., 2017; BARROS et al., 2019).

O COS é classificado pelos modelos convencionais em múltiplos compartimentos com base na ciclagem e decomposição microbiana (PARTON et al., 1987), sendo frequentemente distribuído em três diferentes conjuntos funcionais: lábil, intermediário e recalcitrante (LUTZOW et al., 2006). Há heterogeneidade em termos de composição, estrutura, localização e mecanismos de estabilização (STEVENSON, 1994; LEHMANN; KLEBER, 2015) e o controle no seu armazenamento e persistência no solo são governados pelos fatores climáticos e geoquímicos, bem como as propriedades intrínsecas ao CO e seus parâmetros físicos, químicos e biológicos (SCHMIDT et al., 2011; DOETTERL et al., 2015). As frações físicas merecem atenção, sob o ponto de vista dos mecanismos de proteção da MOS e na quantificação do tempo de rotatividade nos processos de proteção mineral (FENG et al., 2016).

O solo desempenha uma importante função na acumulação e liberação do carbono orgânico, representando um importante reservatório (LAL, 2004; DREWNIK et al., 2016). Mudanças no uso do solo e no clima podem levar a modificações nas reservas deste elemento, determinando o potencial estoque de MOS (BUDGE et al., 2011). De acordo com Egli et al. (2009), num estudo de MOS deve ser levado em conta três grupos de fatores: (1) condições climáticas, particularmente temperatura e umidade; (2) composição química do substrato que está sendo decomposto; e (3) possibilidade de imobilização de MO na forma de complexos organo-minerais. Esses mesmos autores afirmaram ainda que, cada um desses fatores pode variar na escala local, promovendo uma diversidade de estoque de C em pequenas distâncias em função do tipo de vegetação e alterando o tipo de MO.

As mudanças nas coberturas vegetais afetam a quantidade e a qualidade da serapilheira depositada, e, por conseguinte altera a dinâmica da MOS (METCALFE; FISHER; WARDLE, 2011) posto que a serapilheira é a fonte primária de C e outros nutrientes (DON; SCHUMACHER; FREIBAUER, 2010). Os mecanismos de estabilização da MOS são genericamente divididos em três: (1) a estabilização química, por adsorção da MOS a superfícies minerais, provocando inacessibilidade aos micro-organismos para sua mineralização, através da oclusão em agregados; (2) encapsulamento dentro de uma matriz; (3) recalcitrância química da MO e seus compostos (SOLLINS; HOMANN; CALDWELL, 1996; LUTZOW et al., 2006).

Portanto, o manejo do solo tem importante controle na dinâmica da MOS e, aliado a intensidade de cultivo e fontes de fertilizantes, constitui os principais elementos responsáveis pelas alterações das propriedades do solo. As ações antrópicas no uso do solo podem ter

impactos significativos sobre os estoques de C neste, tornando grandes áreas emissoras de CO₂. Tais mudanças, via de regra, diminuem o C orgânico, reduzem a estabilidade estrutural, intensificam a vulnerabilidade do solo ao escoamento superficial e erosão, afetando os ciclos biogeoquímicos dos elementos e causando efeitos danosos na produtividade vegetal, biodiversidade e ambiente (LAL, 2004). Os desafios da mitigação dessas mudanças no mundo estão associados a estratégias de manejo através da remoção de C da atmosfera e sua preservação no solo. Assim, a quantificação do C e N permite uma correta identificação para predição de sistemas de manejo que atendam a essas estratégias em ecossistemas agrícolas e preservados.

2.2 NITROGÊNIO DO SOLO

Entre os elementos essenciais, o nitrogênio é o mais limitante da produção agrícola (MOSIER et al., 2002), exercendo papel essencial na maioria das atividades metabólicas das plantas, como suprimento de carboidratos, níveis de aminoácidos e atividades enzimáticas (LADHA; REDDY, 2003). É um componente essencial a todos os organismos vivos, por fazer parte de proteínas e material genético das plantas. A população mundial depende atualmente da adição de fontes nitrogenadas para produção de alimentos, chegando a usar anualmente cerca de 120 milhões de toneladas de fertilizantes sintéticos (FAO, 2014). Este elemento possui ainda, baixa capacidade de recuperação em virtude dos diversos processos de perdas no sistema solo-planta (FAGERIA, 2007), apresentando ainda alta deficiência em sistemas agrícolas de produção, o que tem necessitado de cada vez mais de fontes externas para seu suprimento (MOHAN; SINGH; KUMAR, 2015).

O uso do N₂ inerte necessita ser transformado em nitrogênio reativo (Nr) para que possa ser aproveitado pelos organismos. Em ambientes agrícolas, esse Nr é fornecido através de fertilizantes inorgânicos, fixação biológica de N e através da adição de compostos orgânicos (JONES et al., 2017). Aproximadamente 95% do N presente no solo encontram-se na forma orgânica, constituindo-se o maior reservatório de N total, ao passo que, o N mineral varia de 3 a 8%, sendo boa parte deste perdido por diversos processos no ambiente (LADHA, 2016).

As ciclagens biogeoquímicas do carbono e do nitrogênio em ecossistemas terrestres têm recebido crescente atenção no mundo em função das emissões de seus óxidos, que contribuem de forma significativa para o aumento do aquecimento global (FU et al., 2010). Ambas podem, ainda, alterar os processos bióticos e abióticos do solo, influenciando na retenção de água e na ciclagem de nutrientes das plantas e da biota do solo (TIAN et al., 2013; CHEN et al., 2014).

As emissões antrópicas de nitrogênio, advindas da combustão de combustíveis fósseis, dos fertilizantes nitrogenados e das mudanças no uso da terra, já excederam as produzidas por todos os sistemas naturais terrestres, causando impactos substanciais nos ecossistemas e nos seus serviços ecossistêmicos (PENG et al., 2017).

As mudanças no C e N do solo após a conversão de florestas em agricultura e pastagens variam conforme os locais. As diferenças no armazenamento destes elementos são conferidas a variações no tipo e idade da cobertura, dos atributos físicos dos solos (OSHER; MATSON; AMUNDSON, 2003; SARIYILDIZ; SAVACI; KRAVKAZ, 2016), clima, topografia e práticas de manejo (MCSHERRY; RITCHIE, 2013; SANTOS et al., 2018a; BARROS et al., 2019), da quantidade de biomassa e altas taxas de decomposição dos resíduos de culturas em razão da relação C:N, no teor de lignina, assim como da diminuição da agregação e redução da proteção física da MOS (LAL, 2004; MCLAUCHLAN, 2006a; DON; SCHUMACHER; FREIBAUER, 2010). O sequestro de C em ecossistemas terrestres está diretamente ligado à deposição antrópica de N no sistema (DE VRIES et al., 2009). A deposição de N na atmosfera induz a um aumento na produção de serrapilheira, com consecutivos aumentos da MOS através do acúmulo dos resíduos em superfície e das mudanças nas taxas de decomposição a longo prazo (ZHONG et al., 2017).

Os estoques de nitrogênio do solo representam um importante componente na sua ciclagem (BATJES, 1996), são um importante fator regulador do sequestro de carbono terrestre (LUO et al. 2004), detêm o nutriente mais limitante da produção agrícola mundial (MOSIER et al., 2002) e são usados na avaliação da qualidade do solo (REN et al., 2015). Portanto, estimativas periódicas destes estoques são necessárias (MARTY et al., 2017). Entretanto, prever os estoques de N em escala regional tem sido uma tarefa desafiadora (WANG et al., 2018), em função da distribuição espacial desuniforme, relacionada à variabilidade de clima, classes de solo, cobertura vegetal, uso da terra (OSHER; MATSON; AMUNDSON, 2003; WANG; HOULTON, 2009; SARIYILDIZ; SAVACI; KRAVKAZ, 2016) e práticas de manejo (MCSHERRY; RITCHIE, 2013; SANTOS et al., 2018a; BARROS et al., 2019). A maioria das quantificações tem sido feita nas regiões temperadas e úmidas, sendo escassas as que cobrem regiões tropicais e principalmente as secas, que ocupam cerca de 41% da superfície terrestre, e são responsáveis por grande parte da produção agrícola e pecuária mundial (KOOHAFKAN; STEWART, 2008). Além disso, as quantificações têm-se concentrado nos estoques das camadas superficiais do solo (GAO et al., 2014b; DURIGAN et al., 2017; GEBEYEHU; SOROMESSA, 2018).

Vários estudos têm mostrado que mudanças nos tipos de uso da terra envolvem mudanças no carbono do solo (MENEZES et al., 2012; FERREIRA et al., 2016; ALTHOFF et al., 2016; SANTOS et al., 2018a; GOMES et al., 2019; SANTOS et al., 2019), mas os efeitos nos estoques de N permanecem inconclusivos: podem ser menores em terras agrícolas que florestadas (CHEN et al. 2016) mas podem ser semelhantes (MOGES; DAGNACHEW; YIMER, 2013) e até maiores (ZITER; MACDOUGALL, 2013). A inconsistência desses resultados indica que a dinâmica do N do solo é complexa quando ocorrem mudanças no uso da terra e provavelmente é afetada por múltiplos fatores. As magnitudes dessas incertezas são ainda mais consideráveis em solos do semiárido brasileiro, que diferem muito em profundidade e em uso (SILVA, 2000; SALCEDO; SAMPAIO, 2008). O estudo da dinâmica do N nesses solos tem implicações importantes tanto para a gestão sustentável dos recursos da região como para aperfeiçoar as previsões globais dos ciclos de C e de N (DENG et al., 2016).

2.3 FRAÇÕES DO CARBONO DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

A matéria orgânica do solo (MOS) é um dos maiores reservatórios de C no mundo, com 1.300 a 1.500 Pg de C no do primeiro metro superficial (CIAIS et al., 2013; JACKSON et al., 2017). A manutenção desse estoque é fundamental para manter a prestação de serviços ecossistêmicos em todo o mundo (FAO, 2015). O sequestro de carbono na MOS é uma estratégia eficiente para reduzir a concentração de CO₂ na atmosfera (YANG et al., 2012) e a crescente necessidade dessa redução tem estimulado esforços para monitorar o C nos solos, notadamente em condições de diferentes usos da terra (POEPLAU; DON, 2013). Alcançar este objetivo requer a compreensão clara e objetiva dos diferentes fatores responsáveis pela formação e persistência da MOS (GIANNETTA et al., 2018).

Os tipos de MOS (consistindo de 55-60% em massa de C) compreendem uma diversidade de compostos e propriedades que juntos controlam as principais funções do solo que influenciam o crescimento das plantas, os ciclos biogeoquímicos dos elementos e a estabilidade do carbono dos ecossistemas. Pode ser classificada em vários conjuntos distintos: (1) biomassa microbiana; (2) carbono orgânico particulado (COp) incluindo resíduos vegetais, animais e microbianos; (3) carbono orgânico associado a minerais (COam); e (4) substâncias húmicas (SH), que compreendem os ácidos húmicos (AH) ácidos fúlvicos (AF) e a humina (HU) (STEVENSON, 1994). A MOS proporciona grande parte do N, P e S utilizado pelas plantas em ecossistemas nativos e agrícolas sustentáveis, sendo ainda responsável pela ciclagem de nutrientes entre formas orgânicas e inorgânicas através de processos

biogeoquímicos e biofísicos, atuando na reserva de C e, portanto, no fluxo de CO₂ entre os sistemas solo-planta-atmosfera e atuando diretamente na concentração de CO₂ atmosférico (ALEXANDER et al., 2015).

A matéria orgânica é armazenada em determinadas quantidades no solo pela proporção de elementos biogênicos (C, N e P) derivados da produção vegetal, deposição atmosférica e fertilizações, ou ainda pela saída desses elementos através de processos microbianos, mineralização, lixiviação, exportação de biomassa e erosão. O armazenamento da MOS é governado principalmente pelas quantidades e tipos de resíduos produzido pelas plantas, apresentando estas um papel primário nos ecossistemas e na qualidade dos resíduos depositados (RUMPEL et al., 2015).

O mecanismo chave para retenção de matéria orgânica nos solos é a proteção por associações organominerais (AUFDENKAMPE et al., 2011; SCHMIDT et al., 2011), notadamente nas frações de silte e argila (SIX; ELLIOTT; PAUSTIAN, 2000). Essas associações podem reduzir significativamente a biodisponibilidade e atrasar a taxa de mineralização da MOS (CONANT et al., 2011), tornando o processo mais efetivo na sua estabilização (SIX et al., 2002), desempenhando um papel importante no ciclo global do carbono (LUTZOW et al., 2006). Diversos trabalhos têm ressaltado a importância da proteção física e da associação mineral como mecanismos de proteção a longo prazo em solos minerais (DUNGAIT et al. 2012; DATTA et al., 2015; LEHMANN; KLEBER, 2015; YU et al., 2017; EZE; PALMER; CHAPMAN, 2018).

A preservação da MOS exerce peculiar importância nos agroecossistemas tropicais, onde ocorre o predomínio de argilas 1:1 com baixa capacidade de troca catiônica, aumentando ainda mais sua dependência nesses ambientes pela retenção e fornecimentos de nutrientes disponíveis do solo (OORTS; VANLAUWE; MERCKX, 2003). A MOS por estar localizada em diferentes frações físicas do solo, permitem melhor avaliação da qualidade de sistemas agrícolas, em função do tempo ciclagem, diferentes taxas de degradação bioquímica e microbiana, formas de proteção e acessibilidade aos micro-organismos e a fase mineral do solo (TAN et al., 2007; RANGEL; SILVA, 2007). Em face disso, as alterações no estoque de C no solo são de difícil detecção a curto prazo, visto que a matéria orgânica está estabilizada e tem tempos de rotatividade superior a cem anos (SIX; JASTROW, 2002). Os métodos de fracionamento podem ser utilizados para essa detecção a longo prazo, determinando mudanças prévias nos estoques desses elementos (SIX; ELLIOTT; PAUSTIAN, 2000) e no isolamento das frações ativas e passivas da MOS (GREGORICH, 2008).

A heterogeneidade da matéria orgânica e seus processos de estabilização reforçam a necessidade de identificar frações da MOS que caracterizam mudanças provocadas pelo manejo, envolvendo clima, classe e textura do solo (ADENLE et al., 2015; BLANCO-MOURE et al., 2016). O fracionamento físico das partículas minerais do solo é obtido através do tamanho do agregado ou da textura do solo. O carbono nos macroagregados é representado pela MO mais grossa com rápida ciclagem, enquanto nos microagregados o C é protegido pelo isolamento físico e pela matriz mineral, respectivamente (SIX; ELLIOTT; PAUSTIAN, 1999; VON LÜTZOW et al., 2007). Já na classificação baseada na textura do solo, o COp corresponde à fração do tamanho areia ($COp > 53\mu m$) tipificando partículas derivadas de resíduos vegetais e hifas com estruturas celulares reconhecíveis, cuja manutenção no solo está atrelada à proteção física exercida pelos agregados (GOLCHIN et al., 1994), apresentando curto tempo de rotação no ambiente (BENISTON et al., 2014). São também sensíveis às mudanças induzidas pelo manejo e são capazes de responder como indicadores iniciais de mudanças nas qualidades do solo (BLANCO-MOURE et al., 2016). A decomposição e fragmentação da matéria orgânica particulada torna-a física e/ou quimicamente estabilizada na matriz mineral do solo, dando origem a matéria orgânica associada aos minerais ($< 53\text{ mm}$ de tamanho) (BLANCO-MOURE et al., 2016), que representa mais de 90% do carbono nos ecossistemas terrestres e é resistente à biodegradação (MIKUTTA et al., 2009). Essa alta proporção e o longo tempo de permanência desta fração no solo tornam-na um importante componente no ciclo global do C (SCHMIDT et al., 2011; FENG; PLANTE; SIX, 2011). A fração ligada aos minerais (COam) por sua vez está associada à interação com a superfície das partículas minerais e com a formação de complexos organominerais associadas as frações silte e argila (CHRISTENSEN, 1996; WIEDER et al., 2014; TANG; RILEY, 2015), sendo mais estáveis, uma vez que o material é mais decomposto e humificado, protegido por processos físico-químicos (SIX et al., 2002). Em consequência, possuem maior potencial de sequestro de C a longo prazo comparada com a fração mais grosseira. No entanto, o uso apropriado dessas frações como indicadores depende de diferentes fatores, como quantidade e qualidade dos resíduos orgânicos depositados no solo, variáveis climáticas, textura e litologia e variáveis antrópicas, como uso e manejo da terra (ALBALADEJO et al., 2012; MARTÍN-LAMMERDING et al., 2013; BLANCO-MOURE et al., 2013).

A matéria orgânica particulada tem se mostrado mais lábil (ZELLER; DAMBRINE, 2011) e representa a maior parte dos resíduos de plantas nos estágios iniciais de decomposição, provenientes do processo de humificação (BESNARD et al., 1996), respondendo rapidamente às mudanças no uso do solo, sendo proporcionalmente maior em solos sob vegetação

permanente com elevados aportes de resíduos (STELZER et al., 2014) e não perturbados (GOSLING; PARSONS; BENDING, 2013), constituindo-se de um substrato prontamente disponível para decomposição pelos micro-organismos do solo.

Jeng et al. (2016) observaram que o tempo de rotação do C nas partículas fracionadas fisicamente geralmente aumentam com o decréscimo do tamanho das partículas, seguindo a tendência: areia < silte = argila, conferindo as frações finas maior conservação do C orgânico, predizendo estimativas do tempo de rotação dessas frações nos modelos de C que incluem interações entre MO e minerais do solo. Defrenne et al. (2016) encontraram mais COS associado a fração de silte e argila, demonstrando que uma textura grossa contém poucos agregados, tornando uma adsorção de C em superfícies minerais fraca, que por sua vez realça o valor da estabilização e sequestro do COS. Carmo e Silva (2012), avaliando essas frações no curto período sob plantio direto com milho em monocultivo e consorciado com gramínea, observaram que as alterações promovidas pelas culturas foram mais expressivas nas camadas superficiais, promovendo aumentos de COp e COam em relação a área de referência de Cerrado. São resultados semelhantes aos encontrados por Loss et al. (2009) em sistemas agrícolas, nos quais o COp mostrou-se mais eficiente em evidenciar diferenças entre os sistemas convencionais de cultivo, plantio direto, sistemas agroflorestais e áreas de consorciadas de agricultura, em função do constante uso de adubação orgânica nessas áreas.

Galatini et al. (2004) observaram que a distribuição das frações da MOS em ambiente semiárido sob pastagens foi significativamente correlacionada com o teor de fração fina do solo, indicando a existência de diversos mecanismos que atuam na proteção da MOS a partir da decomposição microbiana, configurando um importante variável na dinâmica e qualidade dos reservatórios de MOS e na disponibilidade e armazenamento de nutrientes nesses ambientes. Dick et al. (2009) afirmaram que em solos argilosos os estoques de MO tendem a ser maiores em função das altas interações organo-minerais e reduzidas taxas de mineralização. A reduzida capacidade de acumulação da MO em solos de textura arenosa sugere a utilização de diferentes sistemas de manejo afim de potencializar o suprimento e conservação da MO nesses solos (FRAZÃO et al., 2010, MUJURU et al., 2013). A mineralogia da fração argila e silte desempenha um importante papel na estabilização do C através de complexos argilo-húmicos protegendo contra a oxidação microbiana (SAIDY et al., 2013; SIX et al., 2002).

Os solos em regiões áridas e semiáridas, que correspondem a aproximadamente 41% da área global, geralmente têm menores concentrações de C do que os das regiões úmidas (PRĂVĂLIE, 2016). A taxa de rotatividade para MOS nas terras secas não perturbadas é tipicamente baixa devido à baixa precipitação pluvial anual que limita a decomposição. Como

resultado, a matéria orgânica particulada (POM) parcialmente ou não-decomposta pode se acumular nos horizontes superficiais (COCHRAN et al., 2007). Por outro lado, a POM decompõe-se facilmente devido à sua acessibilidade e composição química geralmente lábil, tornando-a muito sensível às práticas de manejo (SIX; JASTROW, 2002). Como resultado, o impacto da conversão da terra na MOS pode ser mais pronunciado em solos de terra secas do que em solos em regiões mais úmidas, particularmente quanto às frações lábeis, como a POM (ALBALADEJO et al., 2013).

A distribuição do C nas frações granulométricas dos solos com distintas texturas, profundidades e usos tem sido pouco pesquisada, apesar da sua importância na compreensão da dinâmica da MOS (MONI et al., 2010; PANICHINI et al., 2012; GIANNETTA et al., 2018; SAINÉPO; GACHENE; KARUMA, 2018). A carência é ainda maior em relação aos solos sob florestas tropicais úmidas e secas (PAES et al., 2018), onde os estoques de C variam com o clima, o material de origem e o relevo, em função das diferentes classes de solos (FELIX, 2016).

2.4 BIOMA CAATINGA E MUDANÇAS DE USO DA TERRA NO C DO SOLO

O bioma Caatinga encontrado no território brasileiro, situado em uma das regiões mais habitadas e biodiversificadas do mundo, ainda integra um ecossistema pouco pesquisado (SANTOS et al., 2011). Abrange uma área de aproximadamente 900.000km², perfazendo 10% do território nacional do Brasil, com predominância de agricultura itinerante (NUNES et al., 2009). Estima-se que 60% do semiárido está coberto com vegetação de Caatinga, em fisionomias de vegetação fechada (mais densa) e sem cortes, e vegetação mais aberta, com algum grau de antropização. Sendo ainda 28% com pastagens nativas e plantadas e 13% com lavouras (MAPBIOMAS, 2019). O clima do semiárido é caracterizado por alta evapotranspiração (de 1500 a 2000 mm ano⁻¹) e baixa precipitação pluvial (700 mm) concentrada em poucos meses do ano (SAMPAIO, 1995). A vegetação predominante nesse bioma abrange uma diversidade de árvores e arbustos espinhosos ou não com particularidades xerófitas e armazenando água em suas estruturas como forma de sobrevivências nesses locais, denotando uma floresta tropical seca (COSTA; ARAÚJO; LIMA-VERDE, 2007). Possui uma heterogeneidade na vegetação, formada principalmente por caatinga arbórea e formação florestal com dossel denso na estação com maior disponibilidade hídrica e perda da folhagem na estação seca, ou ainda uma vegetação arbórea formada por uma faixa arbustiva estável, com predominância de cactos e bromélias (BEZERRA, 1990). Essas peculiaridades permitem uma

deposição de resíduos vegetais durante a estação seca, que representa a maior fonte primária de entrada do COS (SALGADO et al., 2015).

Destaca-se ainda, a importância dessas florestas na contribuição de serviços ecossistêmicos tais como fornecimento de madeira, forragem e preservação de bacias hidrográficas (PINHEIRO; VAN LIER; BEZERRA, 2017). No entanto, as estimativas de mudanças globais do clima projetam um cenário de aumento da temperatura aliado a intensidade das secas nos grandes territórios do mundo, sendo a região semiárida do Brasil afetada em 40% de redução das chuvas e um aumento da temperatura do ar de até 4 °C até o fim deste século (MARENGO et al., 2011; SENEVIRATNE et al., 2012; MARENGO; TORRES; ALVES, 2016). Apesar da vulnerabilidade natural desse bioma, os fatores ambientais que causam suas limitações, como precipitação e temperatura, assumem certa resistência a ações antrópicas ao qual continuamente são expostas (SAMPAIO; SALCEDO, 1997).

A mudança no uso da terra provoca a remoção da biomassa, alterando a vegetação e perturbando o solo, com potencial perda de C e de nutrientes (SMITH et al., 2015). O impacto global dos usos e mudanças do solo tem provocado alterações nos ciclos atmosféricos e hidrológicos, ocasionando a poluição do solo, água e do ar, além da perda de biodiversidade e influências na segurança alimentar da sociedade (LAMBIN; MEYFROIDT, 2011). Florestas antropizadas têm a capacidade reduzida de fornecer bens e serviços, envolvendo armazenamento de C, regulação climática e preservação da biodiversidade (PARROTTA; WILDBURGER; MANSOURIAN, 2012).

Estima-se que as substituições da floresta por culturas agrícolas causem um impacto no COS de 24 a 52%, a depender das condições climáticas e condições locais (ALTHOFF et al., 2016; SANTOS et al., 2018; SANTOS et al., 2019). O processo de perda decorrente da remoção da vegetação pelo manejo florestal ou desmatamento é comumente seguido por perdas diretas de C devido ao aumento da taxa de decomposição em virtude do preparo do solo, aeração e exposição à comunidade de microrganismos decompositores (CARNEIRO et al., 2009) e em detrimento a uma redução da proteção física e aumentos na temperatura do solo num curto intervalo de tempo (MARTÍNEZ-MENA et al., 2002) tal como a redução na quantidade de serapilheira depositada a longo prazo (DON; SCHUMACHER; FREIBAUER, 2010).

No semiárido, os sistemas agrícolas em sua maioria fazem uso do fogo como instrumento de retirada da vegetação nativa para implantação da nova cultura. Essa prática por sua vez influencia as propriedades e a rotatividades da MOS em numerosos ecossistemas, aumentando sua estabilidade no solo e modificando os ciclos dos nutrientes ligados às suas

transformações (ALEXIS et al., 2012) ou ainda provocando mudanças de ordens físico-químicas, ligadas à capacidade de retenção de água, umidade, disponibilidade de nutrientes e susceptibilidade à erosão (VARELA; BENITO; KEIZER, 2010). Em locais onde ocorrem queimas, há redução substancial no estoque de MOS principalmente na camada de serapilheira (NAVE et al., 2011), transformando compostos orgânicos lábeis em estruturas aromáticas com alto grau de recalcitrância (KNICKER, 2007).

Ainda nesse território, a exploração pecuária favorece a emissão de gases como o CO₂, CH₄ e N₂O (principais responsáveis pelo efeito estufa) por meio das alterações dos ciclos biogeoquímicos e das condições físicas, químicas e biológicas do solo, impedindo que a vegetação atue como dreno de GEE através da absorção líquida de C atmosférico (HRISTOV et al., 2013; SMITH et al., 2014; RIBEIRO et al., 2016). Estudos mostraram que as mudanças na cobertura da terra não são os principais emissores no bioma Caatinga, mostrando ainda que há influência das condições edáficas e fatores climáticos sobre a produção desses gases no solo (RIBEIRO et al., 2016). Schulz et al. (2017) revelaram diminuição geral da fragmentação e da diversidade nesse local, com reduções na distribuição dos arbustos e pastagens, implicando em riscos de degradação. A baixa produtividade de diversas pastagens tropicais tem sido um grande fator de desmatamento e outros impactos ambientais e socioeconômicos negativos no Brasil (LATAWIEC et al., 2017).

2.5 PRINCIPAIS CLASSES DE SOLO DO NORDESTE

A região Nordeste do Brasil, em razão da diversidade de climas, formações vegetais, tipos de rochas e conformações de relevo, apresenta uma grande diversidade de ambientes e, consequentemente, de solos. Esses solos apresentam feições morfológicas, físicas, químicas e mineralógicas marcantes, o que lhes permitem ser subdivididos em classes relativamente homogêneas. Devido à complexa organização de ambientes no Nordeste, particularmente na região semiárida, com áreas de cristalino, bacias sedimentares e áreas de recobrimento do cristalino por sedimentos, frequentemente encontra-se solos arenosos e profundos a pouca distância de solos argilosos e rasos (EMBRAPA, 2014).

Os solos do bioma caatinga têm a maior variabilidade do país (SAMPAIO, 2010). São originários de duas formações geológicas principais, a sedimentar e cristalina. Os solos sedimentares são antigos, intemperizados, profundos e bem drenados, enquanto os solos do cristalino são derivados do antigo escudo cristalino pré-cambriano que foram expostos à erosão geológica e possuem diferentes graus de intemperização e profundidades. A formação

sedimentar predomina na porção oeste e a cristalina, na porção leste Segundo Duque (1980), os solos do bioma Caatinga, são geralmente pouco profundos, de baixa permeabilidade, baixo teor de matéria orgânica, mas relativamente ricos em bases trocáveis. Recebem anualmente excesso de calor e luz, o que resulta em uma rápida mineralização da matéria orgânica.

Os solos de maior ocorrência são os das classes dos Latossolos e Argissolos, além da ocorrência de Neossolos Quartzarênicos, Planossolos, Cambissolos, Vertissolos, Luvisolos e, nas áreas mais movimentadas, principalmente, Neossolos Litossolos. Os Luvisolos e os Neossolos Litólicos são pouco profundos e muito suscetíveis à erosão; os Neossolos Quartzarênicos e os Neossolos Regolíticos apresentam textura muito grosseira, refletindo-se em altas taxas de infiltração, baixa retenção de umidade e baixa fertilidade; os Planossolos contêm altos teores de sódio. Os solos irrigáveis são pouco extensos, sendo os Vertissolos, Argissolos, Latossolos e alguns Cambissolos os principais. Com os modernos sistemas de irrigação localizada (microaspersão e gotejamento) os Neossolos Quartzarênicos foram incorporados ao sistema produtivo (CODEVASF, 1999).

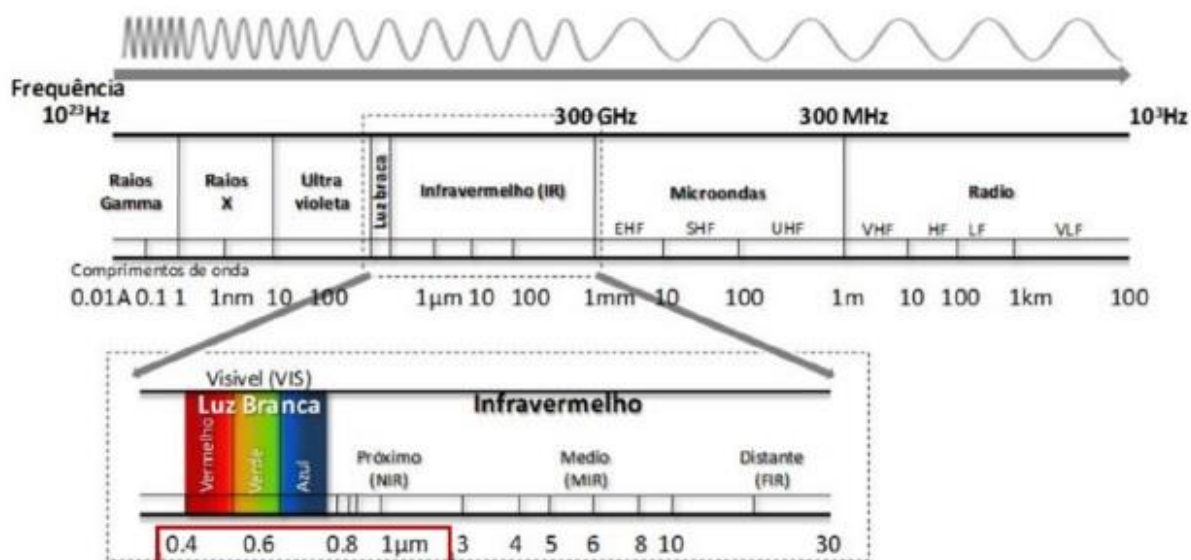
Quatro ordens de solo (Latosolos, 29,5%, Neossolos 24%, Argissolos, 16,7 % e Luvisolos, 8,7%), de um total de 15, ocupam 79% da área do Nordeste, embora estejam espacialmente fracionadas. Segundo Silva (2000), 82% da região apresentam solos de baixo potencial produtivo, seja por limitações de fertilidade, de profundidade do perfil, ou de drenagem e elevados teores de Na trocável (CUNHA et al., 2008; SALCEDO; SAMPAIO, 2008).

2.6 ESPECTROSCOPIA DE REFLECTÂNCIA DOS SOLOS

A técnica de espectroscopia baseia-se na interação da luz infravermelha com a matriz do solo no intuito de fornecer um espectro do solo, caracterizando-o através de uma "assinatura" dependente de sua composição (NGUYEN; JANIK; RAUPACH, 1991). Os espectros infravermelhos compreendem regiões visíveis a próximas (Vis-NIR; 350-2500 nm) e infravermelho médio (MIR; 2500-25000 nm) (Figura 1). Parte da energia incidente nas ligações dos compostos orgânicos é absorvida, possibilitando estimar o número e tipo de ligações moleculares na amostra, através do uso de espectrômetro, que mede a diferença entre a emissão e a reflexão da energia (FERNANDES et al., 2010). A absorção de luz na região do infravermelho é causada pela combinação harmônica de efeitos moleculares, associadas à atributos de solos como umidade, materiais orgânicos e mineralogia (ARAÚJO et al., 2014b). As ligações químicas dos compostos C-H, N-H, S-H, C=O e O-H absorvem a radiação na

região espectral, de acordo com a concentração destes, resultando em combinações harmônicas vibratórias para cada ligação química (BURNS; CIURCZAK, 2001). A técnica permite caracterizar eficazmente a composição ao solo, abrangendo minerais, compostos orgânicos e água. As codificações para cada elemento são apresentadas em forma de espectros como absorções em comprimentos de onda variáveis e específicos, servindo para descrever o solo em termos de quantidade e qualidade (ROSSEL et al., 2016). Para o C e N, os espectros podem estar diretamente relacionados com diversos grupos funcionais carboxílicos, hidroxílicos e amínicos (ROSSEL; BEHRENS, 2010), destacando-se como um procedimento eficiente para determinação desse atributo em função principalmente da simplicidade do uso, rápida aplicação e baixo custo (GHOLIZADEH et al., 2013, SORIANO-DISLA et al., 2013) e na redução dos métodos convencionais de análise, visto que, as técnicas frequentemente utilizadas para determinação desses elementos são onerosas e demoradas, originando ainda, resíduos contaminantes, como sódio e crômio (STEVENS et al., 2008; ARAÚJO; DEMATTÊ; VICENTE, 2014a).

Figura 1 – Espectro eletromagnético com faixa de medição no infravermelho visível, próximo e médio



Fonte: Adaptado de Lopez, 2009.

O uso da espectroscopia baseia-se na otimização de um modelo de calibração, pressupondo uma relação matemática entre os espectros e as propriedades do solo a serem analisadas (LUCÀ et al., 2017). Tanto nos espectros vis-NIR como MIR, a informação espectral é pré-processada e submetida a vários métodos multivariados, afim de correlacioná-los com os resultados das determinações pelos métodos padrão (MOUAZEN et al., 2010; GHOLIZADEH

et al., 2013). A forma de pré-processamento e a escolha dos métodos multivariados podem variar com o tipo e o uso do solo, faixas espectrais e métodos de aquisição dos dados espectrais (DOTTO et al., 2018). O pré-tratamento dos dados espectrais antes do processo de modelagem é considerado uma etapa crucial para remover o ruído espectral sem remover informações importantes para os processos de modelagem (KANG; GAO; YU, 2017), especialmente em certas classes de solos, como os Latossolos argilosos (MOURA-BUENO et al., 2019).

Transformação, suavização, correções de dispersão e derivadas espectrais são alguns dos métodos de pré-processamento responsáveis pela redução do ruído instrumental, adequação das características espectrais e extração de informações úteis nos processos posteriores de modelagem (NAWAR; MOUAZEN, 2017). Os métodos de calibração multivariada mais utilizados para estes tipos de determinações são os de regressão linear múltipla, regressão de mínimos quadrados parciais (PLSR), máquina de vetores de suporte (SVM), splines de regressão adaptativa multivariada (MARS) e redes neurais artificiais (NN) (BEN-DOR; BANIN, 1995; FELICÍSIMO et al., 2012). O PLSR é um método de regressão popular frequentemente aplicado em quimiometria, introduzido e descrito estatisticamente por Geladi e Kowalski (1986) e Wold, Sjöström e Eriksson (2001). É largamente utilizado na espectroscopia de infravermelho para realizar análises espectrais quantitativas (ROSSEL; BEHRENS, 2010), sendo ainda eficiente em problemas de predição multivariável, nos quais selecionam-se variáveis preditoras (X) e resposta (Y) e fatores sucessivos ortogonais (latentes), minimizando-se a covariância X e Y ou a covariância entre os espectros (X) e a propriedade do solo medida (Y). A escolha das variáveis latentes é um passo crucial na análise, pois pode afetar em grande parte a precisão da predição final. Já o modelo SVM é uma técnica não linear utilizada em problemas de classificação e calibração multivariada (KOVACEVIC et al., 2009). Matematicamente, o algoritmo SVM transfere os dados brutos para uma característica de maior dimensionalidade e a transformação dos preditores originais é realizada através das funções do kernel. Os estudos espectroscópicos do solo ainda precisam de padronização da melhor combinação de região espectral, método de pré-processamento e modelo multivariado (VASQUES; GRUNWALD; SICKMAN, 2008; PENG et al., 2014a, JIA et al., 2016, DOTTO et al., 2018).

A maioria dos trabalhos de espectroscopia de solos tropicais estão concentrados na classificação e pedogênese de solos de zonas úmidas (DEMATTÊ et al., 2016a; DEMATTÊ et al., 2017; TERRA; DEMATTÊ; ROSSEL, 2018; POPPIEL et al., 2018), no mapeamento digital (VASQUE et al., 2015; RIZZO et al., 2016), na determinação de propriedades físicas (ACKERSON; DEMATTÊ; MORGAN, 2015; LACERDA et al., 2016) e químicas (ARAÚJO

et al., 2015; DEMATTÊ et al., 2016b; DOTTO et al., 2018) e no monitoramento de contaminantes (ARAÚJO; DEMATTÊ; VICENTE, 2014a; DEMATTÊ et al., 2016c). Essas caracterizações têm sido feitas de maneira específica na região do vis-NIR (DOTTO et al., 2018; DOTTO et al., 2017b) ou MIR (MADARI et al., 2005, MADARI et al., 2006), e poucos combinando as regiões do Vis-NIR-MIR (KNOX et al., 2015; TERRA; DEMATTÊ; ROSSEL, 2015). Recentemente, Terra, Rossel e Demattê (2019) revelaram boa predição de C ($R^2 = 0.81$) na região combinada do NIR-MIR em um conjunto de 1259 amostras das camadas superficiais e subsuperficiais de solos agrícolas da região central do Brasil. Vohland et al. (2014) relataram um desempenho de modelo consideravelmente melhor com MIR em comparação com Vis-NIR para C orgânico e nitrogênio. Uma revisão crítica de Bellon-maurel e Mcbratney (2011) sobre o tema, revelou que o MIR é melhor que o vis-NIR na predição de C, com erros de predição geralmente de 10 a 40% menor. No entanto, essa variação da precisão dos modelos podem ser atribuídos a fatores como o tipo de pré-processamento aplicados aos dados espectrais e a diferença nos métodos de calibração multivariados. Pesquisas têm revelado que diferentes transformações de pré-processamento espectral, tais como suavização, transformação, correções de dispersão e derivadas espectrais, resultam em diferentes desempenhos preditivos para C e N (VASQUES; GRUNWALD; SICKMAN, 2008; KNOX et al., 2015; DOTTO et al., 2017b).

Artigos que relatam espectroscopia para avaliar solos de regiões semiáridas do mundo são escassos (BILGILI et al., 2010; OSTOVARI et al., 2018; WANG et al., 2018) e também são raros na avaliação de solos tropicais sob diferentes usos da terra (ARAÚJO et al., 2015, DEMATTÊ et al., 2016b, MOURA-BUENO et al., 2019). Praticamente não existem dados de espectroscopia sobre solos da região Nordeste do Brasil, onde a variabilidade climática é alta e a diversidade de classes de solos é a maior do país (JACOMINE, 1996; SILVA, 2004). Para essa variedade de solos, poucos estudos exploraram a seleção de características espectrais com o objetivo de diminuir covariáveis e analisar a multicolinearidade, utilizando um conjunto de amostras robusto. A calibração dos modelos com um conjunto robusto de solos da região é necessária antes que a técnica possa ser usada rotineiramente para prever concentrações de carbono e nitrogênio em amostras de solo de regiões com condições semelhantes (CONFORTI et al., 2015, LUCÀ et al., 2017).

3 MATERIAL E MÉTODOS

Os solos utilizados neste estudo foram oriundos do projeto “*Impactos de mudanças climáticas sobre a cobertura e uso da terra em Pernambuco: geração e disponibilização de informações para o subsídio a políticas públicas*”. Esse projeto, pioneiro na região nordeste do Brasil, quantificou e mapeou os estoques de C do solo nas principais classes e usos e coberturas de solo do Estado (JESUS, 2017), gerando informações da distribuição do C do solo em profundidade nas diversas regiões climáticas de Pernambuco. Ao todo foram mais de 180 perfis de solos (aproximadamente 1000 amostras) avaliados, representando uma das maiores coleções de solos dessa região. Paralelo a esse, também utilizaram-se amostras de solos integrantes da Rede Carbono do Nordeste (REDE-CNE) oriundo dos estados do Ceará, Sergipe e Piauí, para construção do Estudo 2 dessa tese.

Os solos estudados compreendem sete grandes classes (Tabela 1), segundo a área ocupada no estado e no Nordeste, são elas: Argissolos, Latossolos, Luvissolos, Neossolos Litólicos, Neossolos Quartzarênicos, Neossolos Regolíticos, e Planossolos. Essa diversidade de solos permitiu a geração de modelos específicos da dinâmica de C e N e na predição de modelos de simulação em ecossistemas desta região.

Tabela 1 – Características das principais classes de solos estudadas

Classes	Características
Argissolos	Solos bem desenvolvidos, com presença de uma camada subsuperficial mais argilosa, chamada de horizonte B textural. São pouco a muito profundos, com baixa a média fertilidade. Ocorrem em áreas de relevo desde plano a muito acidentado.
Latossolos	São solos de alto grau de intemperismo, normalmente profundos, bem drenados e bastante uniformes no conjunto de suas características morfológicas, físicas, químicas e mineralógicas no horizonte diagnóstico Bw (B latossólico). Possuem textura média a muito argilosa, com pequena variação no conteúdo de argila ao longo do perfil de solo e são ácidos e pobres em nutrientes.
Luvissolos	Solos normalmente pouco profundos a rasos. Apresentam argila com atividade alta e variação acentuada no conteúdo de argila entre a camada

superficial, horizonte (A) ou (A+E), e o horizonte subjacente Bt (B textural). Ocorrem, comumente, associados à pedregosidade superficial.

Neossolos Litólico Solos rasos, isto é, com o contato lítico dentro de 50 cm de profundidade. Normalmente, ocorrem associados a pedregosidade e rochosidade. Apresentam muitas variações de características morfológicas, físicas, químicas e mineralógicas, em conformidade com a natureza do material de origem.

Neossolos Quartzarênicos São essencialmente arenoquartzosos, predominantemente profundos a muito profundos, com drenagem acentuada a excessiva, e profundidade mínima do contato lítico (R) maior que 50 cm. São solos de baixa fertilidade natural e ocorrem em relevo plano a suave ondulado.

Neossolos Regolíticos Solos geralmente pouco profundos a profundos, de textura comumente arenosa ou média, tendendo para faixa arenosa, e cores claras ou esbranquiçadas. Apresentam uma reserva de minerais primários alteráveis, geralmente feldspatos potássicos, nas frações silte, areia e, ou, cascalho, maior que 4%. Possuem baixa fertilidade natural.

Planossolos Solos imperfeitamente ou mal drenados. Caracterizam-se por apresentarem transição abrupta, geralmente associada a uma mudança textural também abrupta, entre a camada superficial, horizontes (A) ou (A+E), e o horizonte subjacente B plânico (Bt plânico), praticamente impermeável. Possuem média fertilidade natural, sendo ácidos na superfície e neutros na subsuperfície. Grande parte desses solos possui alta saturação por sódio, conferindo-lhes característica de solos sódicos ou solódicos.

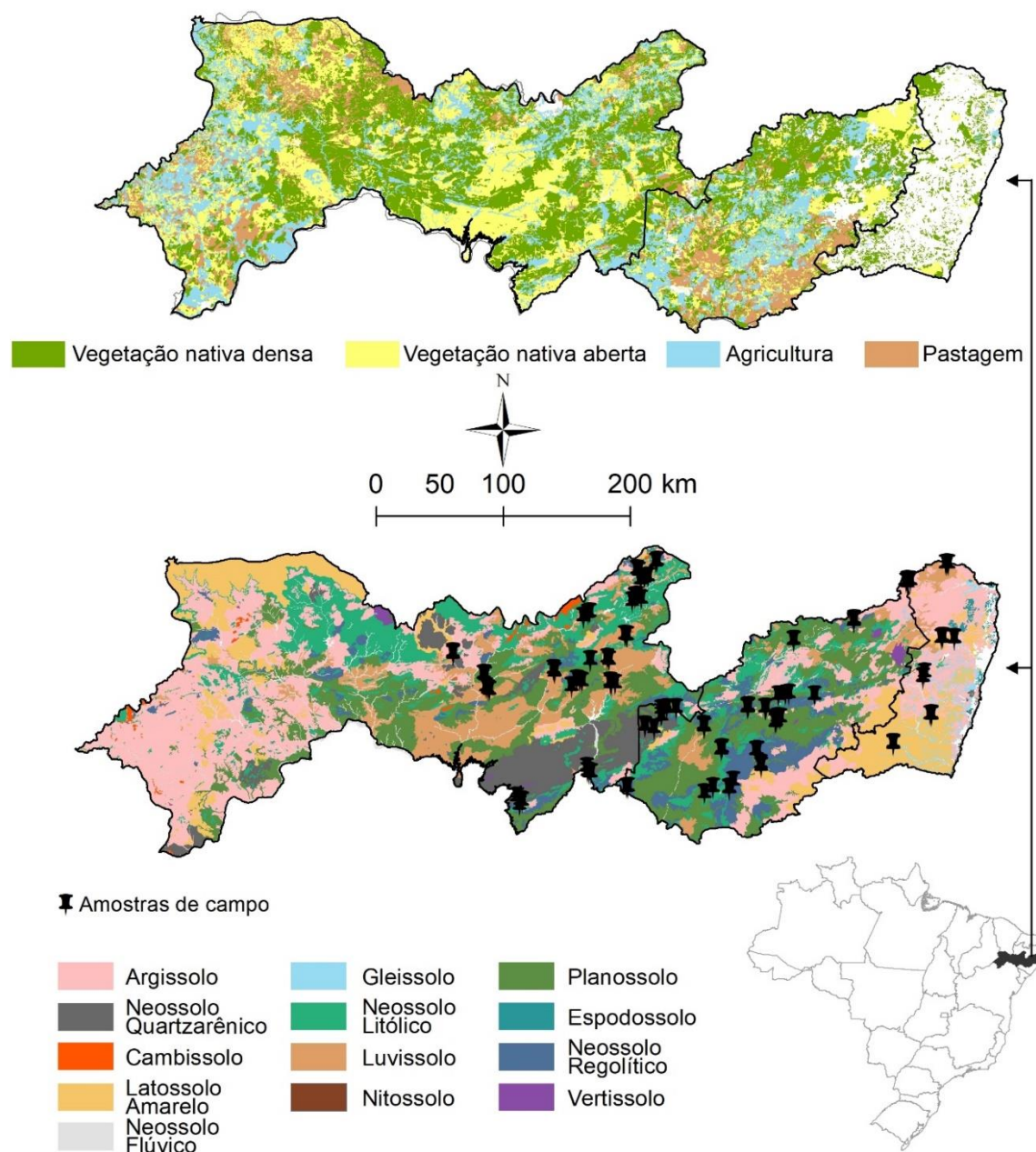
3.1 ESTUDO 1 – CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLOS DO NORDESTE BRASILEIRO DETERMINADOS POR ESPECTROSCOPIA NO INFRAVERMELHO VISÍVEL E PRÓXIMO (VIS-NIR) E NO INFRAVERMELHO MÉDIO (MIR)

Esse estudo teve como hipótese que a combinação das regiões do Vis-NIR e MIR por diferentes modelos de regressão multivariada podem melhorar as predições de carbono e nitrogênio do solo em comparação com quantificações realizadas isoladamente com cada faixa espectral usando diferentes métodos de pré-processamentos e calibração multivariada.

3.1.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no estado de Pernambuco, Brasil, que se estende de 07°15'54 "S a 09°28'18" Sul e de 34°48'33 "W a 41°19'54" Oeste (Figura 2). O estado é dividido em três zonas: 1) uma zona úmida, com 8738 km², onde o clima é quente (24–26 °C) e úmido (1600-2500 mm ano⁻¹), a vegetação original era floresta tropical (principalmente substituída por cana-de-açúcar e pastagens) e os solos são predominantemente Argissolos (51% da área) e Latossolos (19%); 2) uma zona sub-úmida, mais a oeste, com 24000 km², quente (26–28 °C) e seco (600-1000 mm ano⁻¹), predominantemente com Neossolos Litólicos (26%), Planossolos (24%), Argissolos (21%) e Neossolos Regolíticos (12%); e 3) a semiárida, com 62.726 km², incluindo toda a parte ocidental do estado, com clima quente (27–29 °C) e semiárido, com precipitação pluvial baixa (400-800 mm ano⁻¹) e chuvas irregulares, e solos predominantemente, Luvissolos (22%), Planossolos (21%), Neossolos Litólicos (19%), Neossolos Quartzarênicos (19%) e Argissolos (6%). Nas áreas subúmidas e semiáridas, a vegetação original típica (Caatinga) é a classificada como floresta sazonal seca, que é periodicamente cortada em pequenas parcelas para plantar milho e feijão em um sistema itinerante de corte e queima. Parte da Caatinga também é desmatada para plantar capim ou para permitir que as pastagens nativas cresça em vegetação nativa (SAMPAIO et al., 2010).

Figura 2 – Mapa da área de estudo localizada em Pernambuco, Brasil. (A) Mapa de uso / cobertura do solo da região de Pernambuco (B) Mapa do solo e amostras de solo coletadas na área de estudo.



Fonte: Accioly et al., 2017; Araújo filho et al., 2000

Amostras de solo foram coletadas de 128 pontos nas três regiões fisiográficas, combinando as sete classes de solo mais representativas: Argissolos ($n = 210$), Latossolos ($n = 77$), Neossolos Litólicos ($n = 84$), Planossolos ($n = 117$), Neossolos Quartzarênicos ($n = 74$), Luvissolos ($n = 68$) e Neossolos Regolíticos ($n = 71$) e os quatro principais usos da terra (vegetação nativa densa e aberta, agricultura e pastagens).

3.1.2 Amostragem de solo e aquisição espectral

Amostras de solo foram coletadas em trincheiras $0.7 \times 0.7 \text{ m}^2$, abertas após a remoção da serapilheira da superfície, até 100 cm de profundidade, separando as camadas 0 – 10, >10 – 20, >20 – 30, >30 – 40, >40 – 60, >60 – 80 e >80 – 100 cm ou até a camada de impedimento em solos com menos de 100 cm. Um total de 701 amostras foram coletadas. As amostras foram secas ao ar, peneiradas em uma malha de 2 mm e uma subamostra moída e peneiradas em 0,149 mm. Amostras de cerca de 100 mg de cada subamostra foram usadas para determinar o carbono total e o nitrogênio total em um analisador TruSpec CHN, usando um módulo de amostra sólida operado a 900 °C (LECO® 2006, St. Joseph, EUA).

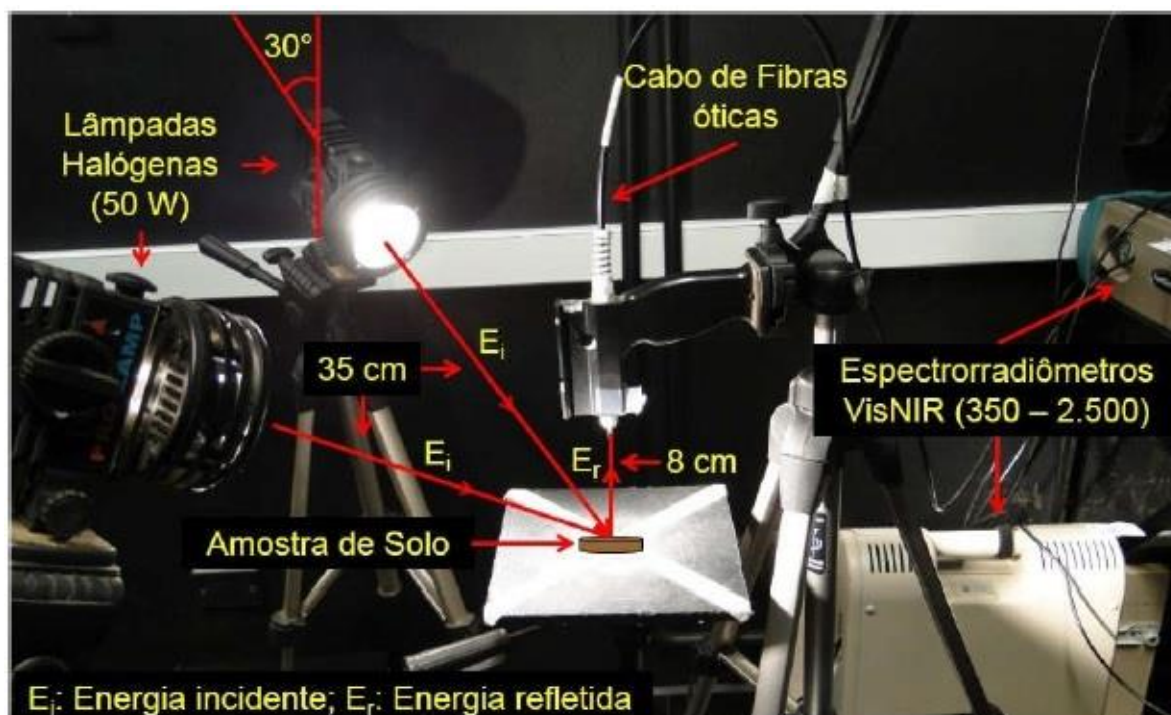
As leituras espectrais da faixa Vis-NIR para cada amostra foram realizadas em laboratório usando um sensor FieldSpec® Pro (350 - 2.500 nm) (Analytical Spectral Devices Inc., Boulder, CO, EUA) (Figura 3). Vinte gramas de cada amostra foram colocados em placas de Petri e distribuídos homogeneamente na superfície plana. Duas fontes de luz halógena (50 W) foram utilizadas como fontes de luz, posicionadas a 35 cm da amostra (raios não colimados e ângulo zenital de 30°) com um ângulo de 90° entre elas. Um cabo de fibra óptica, colocado verticalmente a 0,08 m do centro da superfície da amostra, capturou a energia refletida em uma área de aproximadamente 2 cm^2 . Para cada amostra, a refletância média foi calculada a partir de três repetições em posições diferentes, diminuindo o efeito de sombreamento. Cada replicação consistia em 100 leituras do sensor, para maximizar a relação sinal / ruído. O instrumento foi calibrado antes do início das leituras das amostras e a cada 20 minutos, usando uma placa branca Spectralon.

A curva espectral de cada amostra foi resultante da média de três repetições com rotação das amostras a 90° 180° e 270°, com três leituras cada, afim de reduzir os efeitos do sombreamento e da rugosidade da superfície.

$$\rho = \frac{R_s}{R_p \times f_p}$$

Em que: ρ é o fator de reflectância; R_s é a reflectância da amostra de solo; R_p é a reflectância da placa Spectralon; e f_p , o fator de calibração absoluta da placa Spectralon.

Figura 3 – Geometria de aquisição de dados espectrais Vis-NIR.



Fonte: Souza, 2015.

Medições na região MIR (4000 cm^{-1} a 600 cm^{-1} ; MIR) foram feitos usando um compartimento de amostra RT-DLaTGS ZnSe (Bruker Optik GmbH) equipado com um acessório para adquirir refletância difusa (Drift) (Figura 4). Um centímetro cúbico da subamostra do solo recebeu os mesmos tratamentos utilizados para a determinação do Vis-NIR. Todos os espectros foram registrados com uma resolução espectral de 2 cm^{-1} , realizando 32 varrimentos para cada medição. Antes de cada leitura, o equipamento foi calibrado com uma placa de ouro, medindo sua refletância o mesmo número de varreduras que as subamostras do solo. A faixa espectral do MIR foi convertida de cm^{-1} em nm para ser compatível com a faixa Vis-NIR.

Figura 4 – Espectrorradiômetro MidIR.



Fonte: O autor, 2020

3.1.3 Pré-processamento dos dados espectrais

A refletância espectral original sem transformação (OR) e seis métodos de pré-processamento dos dados espectrais foram utilizados: 1) suavização (SMO), que é uma média móvel simples de dados espectrais usando uma função de convolução de 11 nm; 2) absorvância (ABS), que transforma a refletância em valores de absorvância ($\log_{10} [1/R]$); 3) refletância contínua removida (CR), uma técnica introduzida por Clark e Roush (1984) na qual o algoritmo encontra pontos situados no casco convexo de um espectro, conecta os pontos por interpolação linear e normaliza o espectro dividindo os dados de entrada pelos dados interpolados linha; 4) Primeira derivada de Savitzky-Golay com um polinômio de primeira ordem (SGDer); 5) variável normal padrão (SNV), que normaliza cada linha subtraindo a média de cada linha e dividindo por seu desvio padrão; e 6) correção de dispersão multiplicativa (MSC), que executa

correção de dispersão /sinal multiplicativa nos dados espectrais. Técnicas de pré-processamento foram aplicadas às curvas de refletância para eliminar a variabilidade física devido à dispersão da luz e enfatizar características importantes em todo o espectro. Todas as transformações do pré-processamento foram realizadas na interface gráfica do usuário chamada Alrad Spectra (DOTTO, 2017a) na linguagem de programação R (R Core Team, 2016).

3.1.4 Modelos de calibração multivariada

Duas abordagens, regressão de mínimos quadrados parciais (PLSR) e máquina de vetores de suporte (SVM), foram aplicadas com base nos espectros de refletância determinados com os seis métodos de pré-processamentos espectrais e os valores medidos em laboratório das concentrações de C e N determinadas por combustão a seco. Setenta por cento do conjunto de dados (491 de 701 amostras) foram escolhidos aleatoriamente para serem usados como um conjunto de calibração. Os restantes trinta por cento foram utilizados como um conjunto de validação ($n = 210$). O conjunto de calibração foi usado para criar os modelos de regressão e o conjunto de validação foi usado para validar independentemente os modelos. A homogeneidade desses dois conjuntos foi avaliada pelo teste de Levene, no nível de significância de 5%, comparando suas variações, para garantir a validade da divisão realizada em todo o conjunto de dados.

3.1.5 Análise estatística

A modelagem de regressão foi implementada em R (R Core Team, 2016), usando os pacotes pls ($ncomp = 30$, validação = cv; MEVIK et al., 2013) para a modelagem PLSR e SVM (tipo = eps, kernel = radial, cost = 50) no pacote e1071 (MEYER, 2001). O teste de Levene (LEVENE, 1960) foi realizado utilizando o pacote R. O desempenho dos modelos foi avaliado pelo coeficiente de determinação (R^2 ; Eq. 1), quadrado médio da raiz do erro (RMSE; Eq. 2) e desempenho da razão da faixa inter-quartil (RPIQ; Eq. 3).

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y})^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (1)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i)^2} \quad (2)$$

$$RPIQ = \frac{(Q3 - Q1)}{RMSE} \quad (3)$$

onde $\hat{y}$ é os valores previstos, $\bar{y}$ é a média do valor observado, y é o valor observado, n é o número de amostras com i igual a $1, 2, \dots, n$, QI é a diferença entre o terceiro e o primeiro quartil ($Q3 - Q1$), $Q1$ é o valor em 25% das amostras e $Q3$ é o valor em 75% das amostras.

Para interpretar os desempenhos preditivos, utilizaram-se os limiares estabelecidos por Saeys, Mouazen e Ramon (2005): um valor para R^2 entre 0,66 e 0,80 indica predições quantitativas aproximadas, R^2 entre 0,81 e 0,90 revela boa predição e $R^2 > 0,90$ é uma excelente predição. Grupos arbitrários foram utilizados para simplificação da interpretação do RPIQ (DOTTO et al., 2018): modelos excelentes ($RPIQ > 2.5$), modelos muito bons ($2.5 > RPIQ > 2.0$), bom modelo ($2.0 > RPIQ > 1.7$), regular ($RPIQ 1.7 > RPIQ > 1.4$) e modelo muito ruim ($RPIQ < 1.4$). Essa classificação foi adotada neste estudo para comparar entre diferentes modelos na validação cruzada e na predição das concentrações em laboratório (BELLON-MAUREL et al., 2010). Valores mais altos de R^2 e RPIQ, e RMSE mais baixos indicam maior precisão do modelo.

3.2 ESTUDO 2 – ESTOQUES DE NITROGÊNIO EM CLASSES DE SOLO SOB DIFERENTES USOS DA TERRA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Traz como hipótese que os solos sob Caatinga densa apresentam maior estoque de nitrogênio que os antropizados, e essas diferenças variam em função da classe de solo.

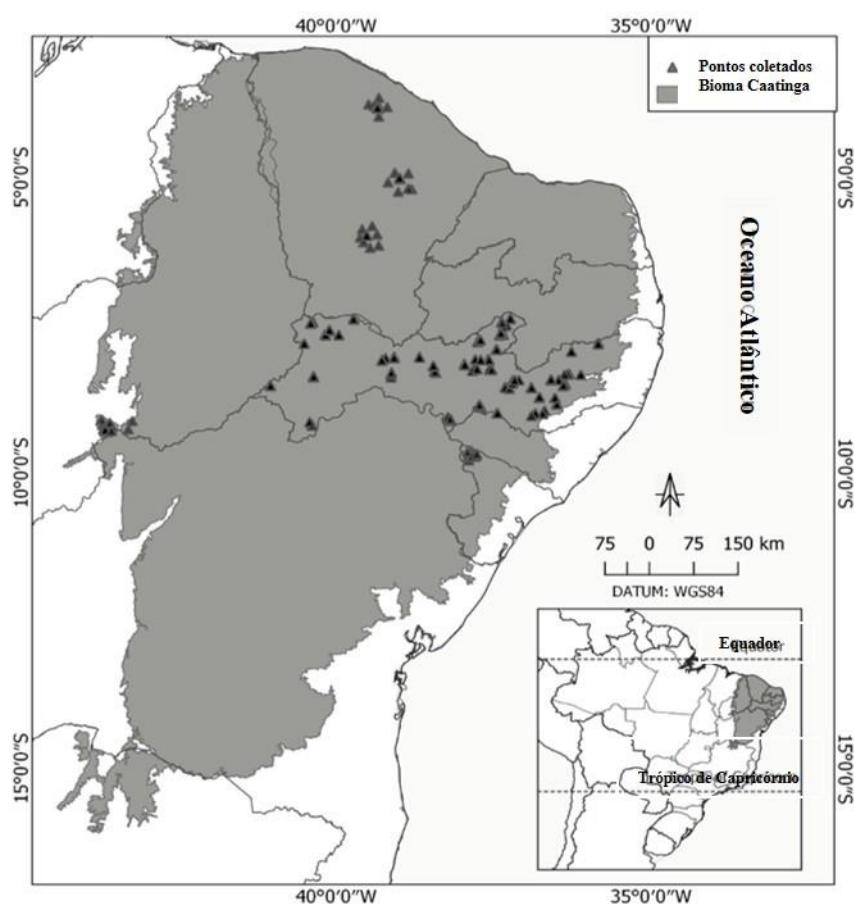
3.2.1 Área de estudo

A área de estudo foi a região semiárida do Brasil (Figura 5), que abrange cerca de um milhão de km^2 (IBGE, 2018), com altitude variável, pouco ultrapassando 1000 m, dando lugar a grandes unidades de paisagens (SAMPAIO 1995). As temperaturas do ar médias anuais variam entre 23°C e 27°C , com amplitudes entre 3°C e 5°C , e variações diárias entre 5°C e 10°C . As precipitações pluviais são escassas, com médias anuais históricas entre 300 e 1000 mm, e concentradas em três a cinco meses do ano, normalmente em regime de enxurradas que podem atingir 50 e até 70% do total de precipitação pluvial anual (SANTOS, 2017). A evapotranspiração potencial é alta: 1.500 a 2.000 mm por ano (SAMPAIO, 1995). As principais classes de solos são Latossolos (21,0% da área total), Neossolos Litólicos (19,2%), Argissolos

(14,7%), Luvisolos (13,3%), Neossolos Quartzarênicos (9,3%), Planossolos (9,1%) e Neossolos Regolíticos (4,4%) (SANTOS, 2017). Cerca de metade da área ainda é coberta com vegetação nativa, embora em diferentes estádios de regeneração e altamente fragmentadas, em consequência da pressão antrópica pela exploração madeireira, formação de pastagens nativas e agricultura itinerante (GIONGO et al., 2011).

Amostras de solo foram coletadas segundo uma estratificação em dois níveis hierárquicos: classe de solo e cobertura e uso da terra. As sete principais classes de solos foram amostradas sob os quatro principais tipos de usos da terra: vegetação nativa (Caatinga) densa e aberta, agricultura e pastagem. Para cada combinação de cobertura e solo foram escolhidos três pontos amostrais em Pernambuco, complementados por pontos no Ceará, Piauí e Sergipe, totalizando 201 pontos (Figura 5). Todos os pontos na mesma combinação de tipo de solo e uso da terra foram considerados como repetições.

Figura 5 – Localização da área de estudo e pontos de amostragem na região semiárida do Brasil.



Fonte: O autor, 2020

A Caatinga densa (CD) foi representada pela floresta nativa, com substrato e porte arbóreo-arbustivo recobrando entre 60% e 80% da superfície solo. A Caatinga aberta (CA) tem menor recobrimento do solo por árvores e arbustos, entre 40% e 60%, por causas naturais ou por interferência antrópica. Áreas de agricultura (AG) correspondem ao cultivo agrícola em sequeiro, predominando a agricultura de subsistência, em sua maioria milho (*Zea mays* L.), feijão (*Phaseolus vulgaris* L.), macassar (*Vigna unguiculata* L. Walp.) e mandioca (*Manihot esculenta* Crantz.). Na cobertura com pastagem (PA), as áreas eram mantidas sob pastejo, com predominância de gramíneas nativas ou africanas introduzidas e outras herbáceas.

3.2.2 Amostragem do solo

Em cada ponto amostral foi aberta uma trincheira de 0,7 x 0,7 até 1 m de profundidade ou até a camada de impedimento em solos com menos de 1 m de profundidade. Os restos vegetais e outros resíduos na superfície do solo foram removidos antes da abertura para evitar contaminação. Todo o solo da trincheira foi removido em camadas sequenciais nas profundidades 0-10, >10-20, >20-30, >30-40, >40-60, >60-80 e >80-100 cm. O solo de cada camada foi peneirado em malha de 2 mm para retirada de raízes e fragmentos de rochas e de cada uma foram coletadas amostras para análises. Amostras indeformadas de solo foram coletadas com anéis de aço inoxidável (5 cm de diâmetro interno e 5 cm de altura), em cada camada, nas paredes laterais da trincheira, secas a 105 °C durante 48 h e usadas para determinação da densidade do solo (Ds) (EMBRAPA 1997). Algumas camadas nos horizontes B de alguns Planossolos não tiveram suas densidades determinadas pelo método volumétrico devido à sua consistência dura. Para essas camadas, as densidades foram consideradas como as médias das outras repetições para o mesmo tipo de solo e uso da terra.

As amostras deformadas foram secas ao ar e passadas por peneira com malha de 2 mm. A textura foi determinada pelo método da pipeta, utilizando-se o NaOH (1 mol L⁻¹) como agente dispersante (ALMEIDA et al., 2012). Uma alíquota de cada amostra foi macerada em almofariz e passada em peneira com malha 0,149 mm (100 mesh) para determinação dos teores de nitrogênio. As concentrações de N foram determinadas pelo método da combustão seca, utilizando um analisador elementar CHN (TruSpec CHN LECO® 2006, St. Joseph, EUA). Os estoques de N por unidade de área foram calculados multiplicando a concentração de N do solo pela espessura da camada do solo e pela sua densidade aparente (ELLERT; BETTANY, 1995). Para o cálculo dos estoques de nitrogênio totais em (Tg) no bioma Caatinga, utilizaram-se os dados de porcentagem de cobertura vegetal densa e aberta de Aciolly et al. (2017) extrapolando-

se essas proporções de acordo com área total desse bioma as percentagens das cobertura de agricultura e pastagem também para todo bioma de acordo com os dados fornecidos pelo MapBiomas (2018).

As precipitações pluviais médias anuais nos locais de amostragem foram estimadas a partir de conjuntos de dados climáticos mensais disponíveis para o período de 1970 a 2012. Os dados de chuva foram obtidos em Silva et al. (2019).

3.2.3 Análise estatística

Os dados de concentração e estoques de N foram primeiramente verificados quanto à normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e estabilidade de variância (Teste Box-Cox) e submetidos análise de variância (ANOVA), com teste de diferença mínima significativa (LSD $p < 0.05$) para examinar os efeitos das mudanças no uso da terra nos estoques de nitrogênio nas diferentes classes de solo, utilizando a versão do software Sisvar 5.6 para Windows. As relações entre os estoques de N e chuva e textura do solo foram analisadas por regressão múltipla. Os dados dos estoques de N foram analisados por regressão linear com variáveis dummy, seguindo a equação:

$$y_i = \alpha + \beta_{CD}dCD_i + \beta_{CA}dCA_i + \beta_{PA}dPA_i + \gamma_{AR}dAR_i + \gamma_{LA}dLA_i + \gamma_{LU}dLU_i + \gamma_{NQ}dNQ_i + \gamma_{NR}dNR_i + \gamma_{NL}dNL_i$$

onde dCD, dCA e dPA são variáveis dummy para caatinga densa, aberta, agricultura e pastagem, respectivamente, e dAR, dLA, dLU, dNQ, dNR e dNL são variáveis indicadoras das classes de solos Argissolos, Latossolos, Luvisolos, Neossolos Quartzarênicos, Neossolo Regolítico e Neossolo Litólico, respectivamente. Como o modelo utiliza apenas variáveis dummy, o intercepto α representa a média do estoque de N para as categorias de referência que foram estabelecidas arbitrariamente, tendo sido agricultura para uso da terra e Planossolo para as classes de solo porque eram as que esperava-se que tivessem os menores estoques médios. Os coeficientes de inclinação para uso da terra e classes de solo (β 's) medem as diferenças médias de estoque entre cada categoria de uso da terra e a agricultura e os de classe de solos entre as classes e o Planossolo.

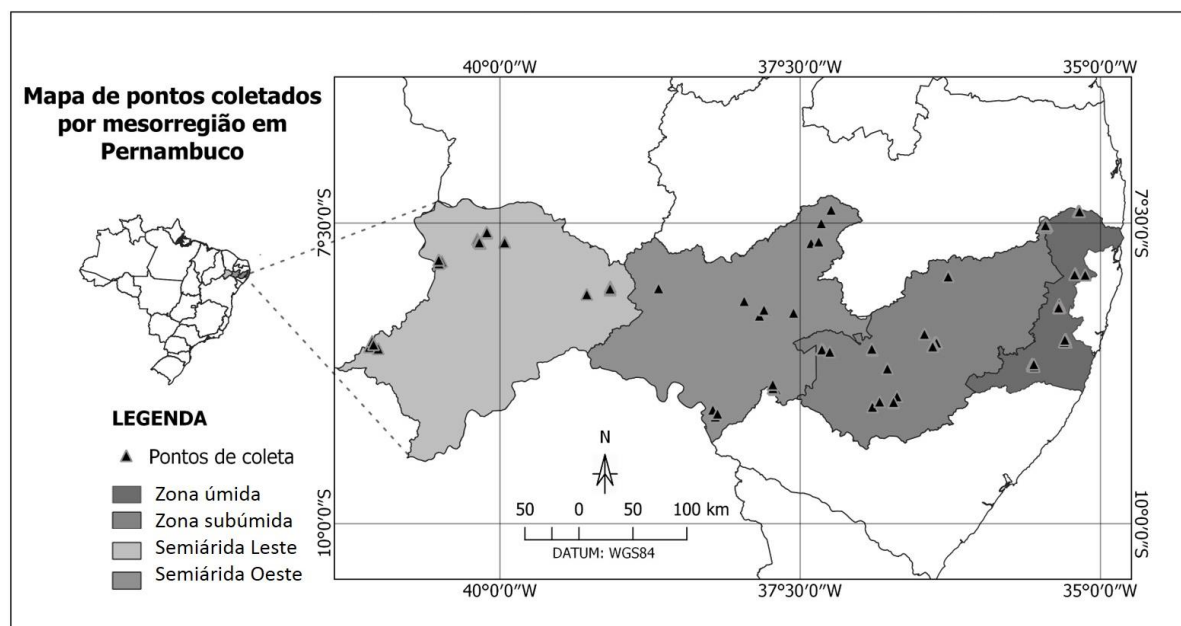
3.3 ESTUDO 3: FRAÇÕES DO CARBONO DA MATÉRIA ORGÂNICA EM SOLOS SOB DIFERENTES USOS NO NORDESTE DO BRASIL

Teve como hipótese que as frações de carbono possuem diferentes taxas de armazenamento de MOS em diferentes classes de solos e sob diferentes usos da terra e que os solos sob vegetação nativa tendem a ter maiores concentrações de carbono orgânico particulado (COp) que solos sob vegetações antrópicas.

3.3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em Pernambuco, Brasil, (Figura 6). A área do estado foi dividida em quatro zonas sendo duas correspondentes às zonas climáticas úmida e subúmida e as duas outras à divisão da zona semiárida em leste e oeste, em função das suas diferentes formações geológicas e de solos (Figura 6). A zona úmida tem um clima tropical típico (Am) com precipitação pluvial média de 1800 mm ano⁻¹ e temperatura média anual do ar de 25 ° C, e era originalmente coberta por floresta tropical úmida (Mata Atlântica), na sua maioria substituída por cana-de-açúcar e pastagens. A zona subúmida (Aw), denominada de Agreste, a oeste da úmida, tem clima de transição entre a zona costeira úmida e a zona semiárida, com uma estação seca mais longa e menor precipitação pluvial (600-900 mm) que a zona úmida e temperatura média anual do ar entre 26 a 28 ° C, e era coberta por floresta seca (caatinga), na sua maior parte substituída por pastagens e culturas anuais (milho e feijão). A zona semiárida, ainda mais a oeste que a Agreste, denominada Sertão, tem clima Bhs, com precipitação pluvial anual de 500 a 600 mm, distribuídos em três a cinco meses no ano e temperatura média anual de 28°C. Os solos na porção leste do sertão são originados majoritariamente do embasamento cristalino (SILVA et al., 1993), e na porção oeste principalmente pela cobertura sedimentar. A vegetação original é de caatinga, que ainda recobre cerca de metade da área, sendo o restante ocupado com culturas anuais e pastagens.

Figura 6 – Locais de amostragem dos diferentes usos e classes de solos das diferentes zonas climáticas do estado de Pernambuco.



Fonte: O autor, 2020

Foram coletadas amostras de solo de 96 pontos, combinando quatro usos da terra com as duas classes de solos mais representativas (zona úmida e semiárida Oeste) ou de texturas contrastantes (zona subúmida e semiárida Leste) de cada uma das quatro zonas, com três repetições: na zona úmida, Argissolos e Latossolos; na subúmida, Argissolos e Planossolos; semiárida leste, Argissolos e Neossolos Quartzarênicos; e, na semiárida oeste, Argissolos e Neossolos Litólicos. Os quatro usos da terra, que abrangem a maior parte das áreas das quatro zonas foram: vegetação nativa densa, sendo Mata Atlântica (MD) na zona costeira e Caatinga nas zonas do Agreste e Sertão (CD); vegetação nativa aberta (MA e CA); agricultura (AG); e pastagens (PA). Os locais de amostragens (Figura 6) foram selecionados utilizando o Zoneamento Agroecológico do Estado de Pernambuco (ARAÚJO FILHO et al., 2000).

3.3.2 Amostragem do solo e análise de fracionamento

As amostras de solo foram coletadas abrindo-se trincheiras de $0,7 \times 0,7 \text{ m}^2$, após a remoção da serapilheira, até a profundidade de 40 cm, e separando os solos nas camadas de 0 - 10, > 10 - 20, > 20 - 30, > 30 - 40 cm. As amostras foram secas ao ar e peneiradas por malha de 2 mm e as concentrações de carbono orgânico total (COT) foram determinadas por combustão seca, utilizando um analisador elementar CHN (TruSpec CHN LECO® 2006, St.

Joseph, EUA). Subamostras de cada combinação de solo e uso da terra e de cada camada foram fracionadas por tamanho de partícula, de acordo com Cambardella e Elliotti (1992). Cerca de 20 g de solo foram adicionadas em frascos snap-cap e neles adicionados 60 mL de hexametáfosfato de sódio (5 g L^{-1}) e, colocados para agitar por 15 h em agitador horizontal. A suspensão do solo foi passada a úmido por peneira de abertura de $53 \mu\text{m}$ e o material retido, constituído por resíduos orgânicos (além da fração areia), foi definido como carbono orgânico particulado total (partículas orgânicas $> 53 \mu\text{m}$ e até 2mm). Este material foi colocado para secar em estufa a 50°C , por 72 horas, com posterior moagem em gral de porcelana e completa tamisação em peneira de 0,149 mm de malha. Em seguida, alíquotas foram pesadas e analisadas para determinação das concentrações de C, constituindo-se, então, no carbono orgânico particulado (COp). As análises de C destas e das alíquotas seguintes foram feitas em porções de 100 mg, em analisador TruSpec CHN, usando um módulo de amostra sólida operado a 900°C (LECO® 2006, St. Joseph, EUA). A suspensão passada através da peneira de $53 \mu\text{m}$ representa o C orgânico associado aos minerais (COam) e seu conteúdo de carbono foi calculado por diferença entre o C orgânico total e o COp. Foram calculadas ainda as relações COp:COT e COam:COT que representam a proporção de cada fração em relação ao carbono orgânico total do solo.

Para avaliar a dinâmica do COT nos diferentes usos da terra e classes de solo, foi calculado o índice de manejo de carbono (IMC), segundo BLAIR, LEFROY E LISLE (1995), com as adaptações de Diekow et al. (2005), que consideraram o COp representante da fração lábil e o COam como não lábil, segundo a expressão abaixo:

$$\text{IMC} = \text{IEC} \times \text{ILC} \times 100$$

em que IEC é o estoque de carbono orgânico total da amostra em uma combinação de uso da terra e solo dividido pelo estoque de carbono orgânico total de referência, que foi considerado como Mata nativa (MA), na região úmida e Caatinga densa (CD) nas regiões sub-úmidas e semiáridas; ILC é a labilidade do C na amostra dividida pela labilidade do C na referência.

3.3.3 Análises estatística

Os resultados foram submetidos a análise de variância (ANOVA) e as médias comparadas pelo teste de LSD a 5%, usando o software estatístico SISVAR versão 5.6 (FERREIRA, 2008).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da tese serão apresentados em estudos distribuídos da seguinte forma: o primeiro, Carbono e nitrogênio em solos do Nordeste brasileiro determinados por espectroscopia no infravermelho visível e próximo (Vis-NIR) e no infravermelho médio (MIR), O segundo, Estoques de nitrogênio em classes de solo sob diferentes usos da terra no semiárido brasileiro, O terceiro, Frações de carbono da matéria orgânica em solos sob diferentes usos no Nordeste do Brasil.

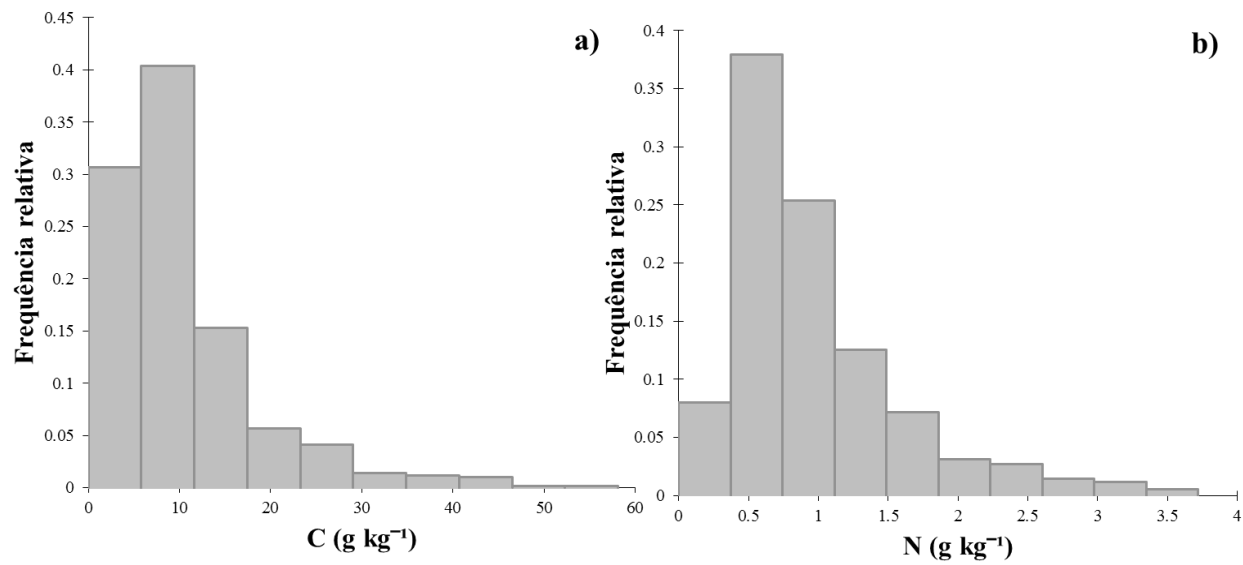
4.1 ESTUDO 1 - CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLOS DO NORDESTE BRASILEIRO DETERMINADOS POR ESPECTROSCOPIA NO INFRAVERMELHO VISÍVEL E PRÓXIMO (VIS-NIR) E NO INFRAVERMELHO MÉDIO (MIR)

Os resultados desse estudo foram divididos nos seguintes subtópicos:

4.1.1 Análise descritiva dos dados espectrais do solo

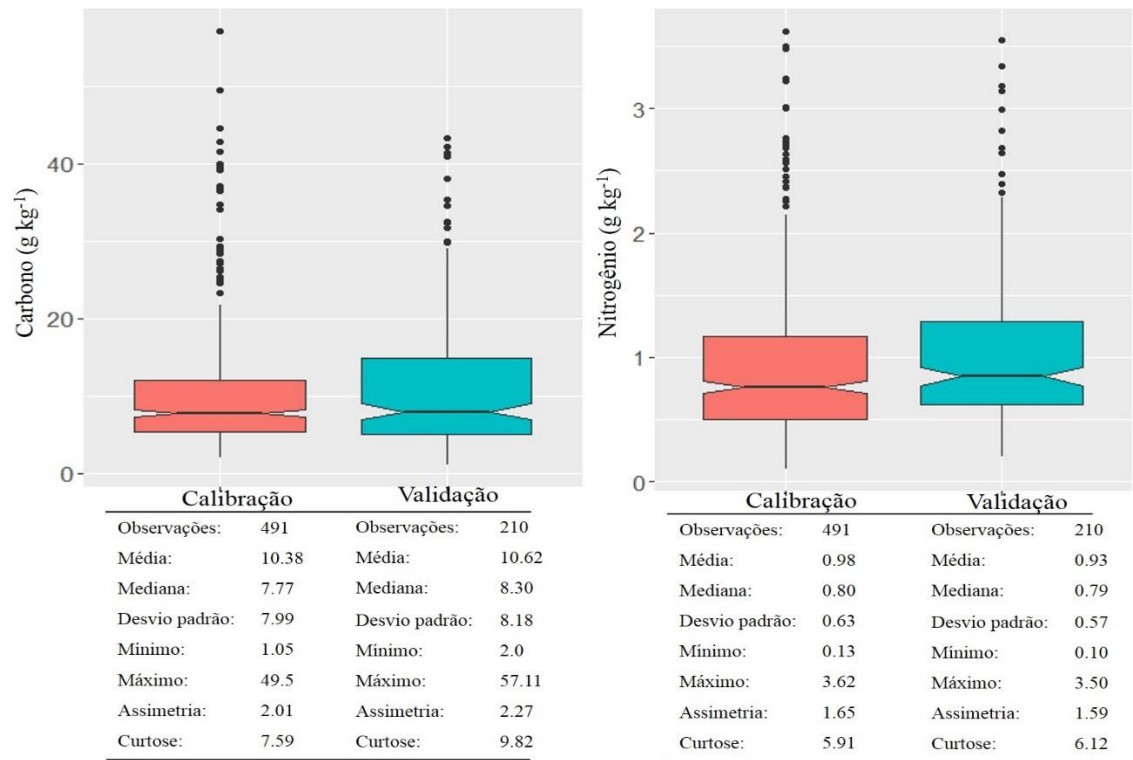
As concentrações de C variaram de 1.05 a 57.11 g kg⁻¹, com maioria das concentrações abaixo de 20 g kg⁻¹ (Figura 7a), e as concentrações de N ficaram abaixo de 2.0 g kg⁻¹, variando de 0.13 a 3.5 g kg⁻¹ (Figura 7b). A distribuição foi altamente distorcida, com assimetria de 2.27 para C e 1.59 para N. As variações nas concentrações de C e N resultaram de diferenças nos usos da terra e nas camadas e classes de solo das amostras coletadas e poderiam influenciar negativamente a precisão do modelo de predição (KUANG; MOUAZEN, 2012). Para minimizar esse problema, o intervalo de concentração no grupo de calibração deve ser maior ou igual ao do grupo de validação, com risco de RMSE elevado, se esta premissa não for atendida (STENBERG et al., 2010). De fato, as faixas de concentração do conjunto de calibração (n = 491) foram maiores do que aquelas do intervalo de validação (n = 210) (Figura 8). O teste de Levene dos dois conjuntos indicou que não houve diferença significativa entre suas variâncias, tanto para C quanto para N, e mostrou que os grupos divididos aleatoriamente eram estatisticamente semelhantes e representavam a população do estudo.

Figura 7 – Frequência relativa das concentrações de C e N em amostras de diversas classes de solos do Estado de Pernambuco, Brasil. (n = 701)



Fonte: O autor, 2020

Figura 8 – Densidade dos conjuntos de calibração e de validação das concentrações de A) Carbono e B) Nitrogênio em amostras de diversas classes de solos do Estado de Pernambuco-Brasil (n=701 amostras)



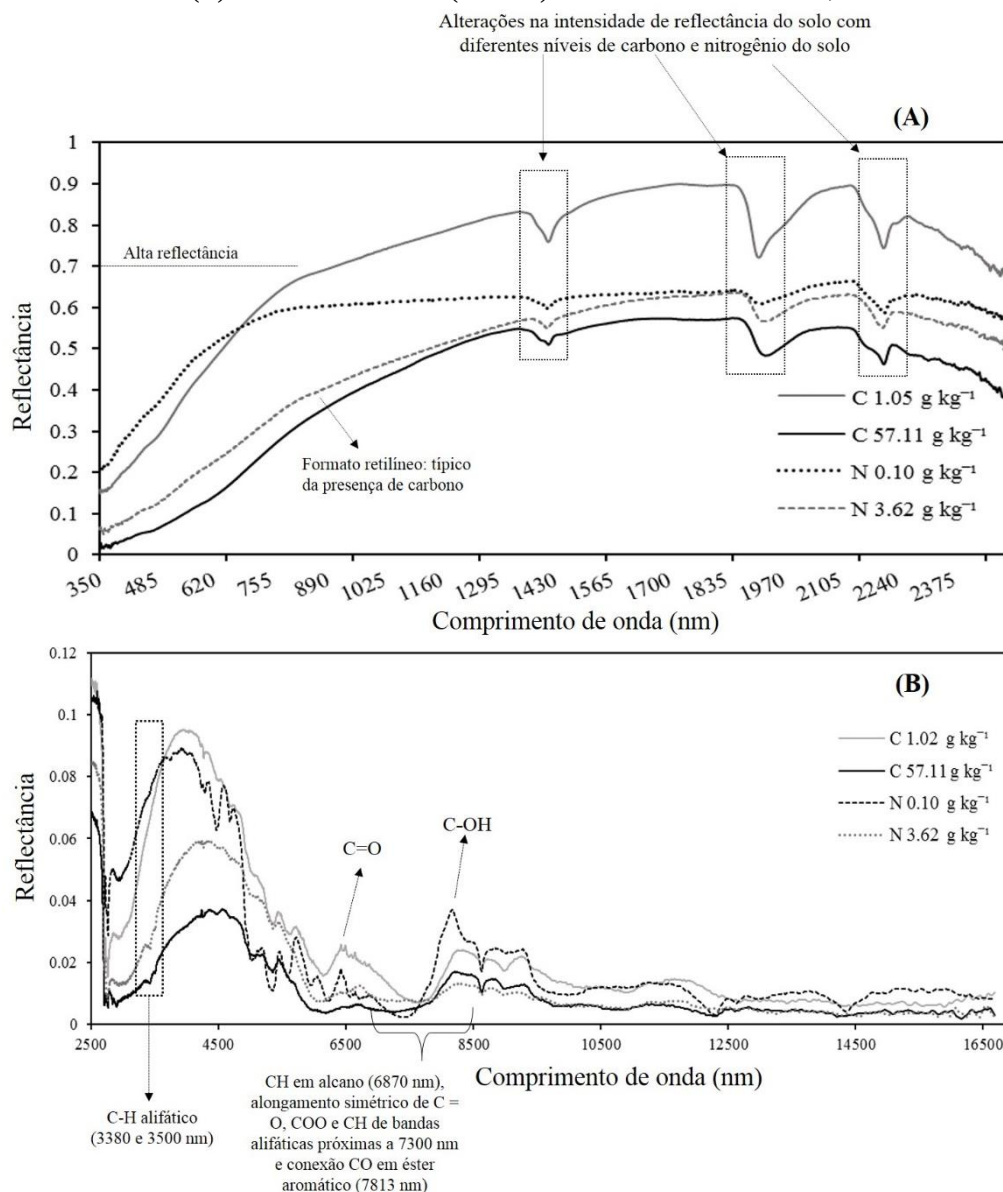
Teste de Levenes de A) p = 0,255 para Carbono e B) p = 0,621 para Nitrogênio do solo (nível de significância α = 0,05).

Fonte: O autor, 2020

Os espectros de reflectância de vis-NIR para as amostras de solo com menores e maiores concentrações de C e N (Figura 9A) tiveram forma semelhante e características de absorção bem estabelecidas próximas de 1400, 1900 e 2200 nm. A intensidade da reflectância do solo diminuiu com maiores concentrações de C e N, como foi relatado na faixa Vis-NIR (520-800 nm), especialmente em solos com concentrações superiores a 20 g kg⁻¹ (STONER; BAUMGARDNER, 1981; HENDERSON et al., 1992). As bandas 1340 - 1380 nm estão associadas ao C-H alifático, enquanto as bandas 1400 e 1900 nm estão associadas ao O-H e C-H alifático, N-H de amida e ligação O-H e as bandas de 1860 - 1900 nm frequentemente estão associadas aos grupos O-H fenólico e N-H de amida e amina (FIDÊNCIO et al., 2002; ZORNOZA et al., 2008). Resultados semelhantes de características espectrais foram encontrados em outros estudos: Lee et al. (2009) observaram comprimentos de ondas importantes para predições de C orgânico do solo em 1409 e 1775 - 2200 nm e Xu et al. (2016) em comprimentos por volta de 1100, 1600, 1700 a 1800 e 2000 a 2200 nm, com alta correlação ($R^2 = 0.66$) com o C orgânico determinado por espectroscopia. Os comprimentos de onda acima de 1100 nm possuem a vantagem de não ser correlacionados com óxidos de Fe, bastante comum em Argissolos e Latossolos que possuem alta representatividade neste estudo, reduzindo o problema da colinearidade com o C do solo, (MIŁOŁ; BENSA, 2017).

Os espectros de MIR tiveram absorção mais intensas e mais numerosas do que os do Vis-NIR em virtude das vibrações moleculares fundamentais que ocorrem nesta região (JANIK; MERRY; SKJEMSTAD, 1998) (Figura 9B). Uma característica marcante nos espectros foi identificada entre 2778 nm e 2700 nm, relacionada à vibração de alongamento de O-H, presente na estrutura dos silicatos (CLARK et al., 1990; NGUYEN; JANIK; RAUPACH, 1991). Na região do infravermelho médio, as bandas situadas entre 2941 e 6666 nm apresentam características que podem ser remetidas a moléculas orgânicas, como hidrocarbonetos alifáticos, compostos aromáticos e ácidos carboxílicos, mas também envolve aminas, amidas e compostos de fósforo e enxofre (MCDOWELL et al., 2012; MARTÍN-LÓPEZ; QUINTERO-ARIAS, 2017). As bandas espectrais em aproximadamente 3418 e 3508 nm denotam ligações C-H em grupos alquila (GAFFEY et al., 1993; MCDOWELL et al., 2012). As características dos espectros entre 4620 e 6450 nm podem ter interpretação incerta, uma vez que nessa região há componentes orgânicos como amida, carboxila e ligações C-H, C = O e C $\equiv$ O, assim como minerais silicatados de quartzo e caulinita (NGUYEN; JANIK; RAUPACH, 1991).

Figura 9 – Assinaturas espectrais de C e N nas faixas visível - infravermelho próximo (A) e infravermelho médio (B) de amostras de solo ($n = 701$) do estado de Pernambuco, Brasil.



Fonte: O autor, 2020

4.1.2 Técnica de pré-processamento em PLSR e SVM para concentrações de C

Os modelos multivariados para o C do solo tiveram R^2 variando entre 0.56 e 0.93 e RMSE entre 2.17 e 5.60 g kg⁻¹ (Tabela 2), altas amplitudes causadas por variações na precisão de cada modelo em relação ao pré-processamento. O melhor desempenho foi obtido na região do Vis-NIR-MIR, pré-processada com transformação normal padrão da variância (SNV) (Figura 10a). A criação de um espectro combinado ajuda na identificação de características

harmônicas fundamentais em relação aos modelos quimiométricos, através de maiores correlações com os comprimentos de onda acima de 2000 nm (Knox et al., 2015). Estes resultados indicam que a associação de faixas espectrais deve permitir uma interpretação mais efetiva do espectro do solo (PENG et al., 2014b). No entanto, a literatura apresenta resultados conflitantes. Nossos resultados corroboram os de Terra, Rossel e Demattê (2019) que encontraram melhores predições no espectro combinado de Vis-NIR+MIR para um conjunto de 1259 solos tropicais brasileiros, mas Knox et al. (2015) tiveram predições semelhantes para MIR sozinhos ou combinadas com NIR para 1014 amostras de solos da Flórida; e Clairotte et al. (2016) tiveram melhores predições para os solos franceses nos espectros MIR usando bandas espectrais isoladas ou em combinações, o mesmo observado por Rossel et al. (2006) para duas classes de solos Australianos.

Os espectros sem pré-processamento (OR) com leituras na região do MIR foram altamente precisos para a determinação de C no modelo com regressão por mínimos quadrados parciais (PLSR): $R^2 = 0.92$, $RMSE = 2.40 \text{ g kg}^{-1}$ e $RPIQ = 3.93$ (Tabela 2). Resultado semelhante foi encontrado usando o pré-processamento de remoção do contínuo (CR) com leituras espectrais nesta mesma região na mesma região MIR ($R^2 = 0.92$, $RMSE = 2.64 \text{ g kg}^{-1}$ e $RPIQ = 3.13$), o que geralmente garante estimativas confiáveis das concentrações de C do solo (GHOLIZADEH et al. 2013). Esse pré-processamento permite que um conjunto de atributos de absorção distintos esteja diretamente relacionado às concentrações elementares ou como um indicador de qualidade de seus constituintes (VALÁT et al., 2015). O pré-processamento com correção de sinal multiplicativo (MSC), na região combinada Vis-NIR-MIR, teve também boa capacidade preditiva (Tabela 2). Os resultados são consistentes com os de Cambule et al. (2012) que afirmaram que a correção de dispersão multiplicativa minimiza os efeitos de amplificação e dispersão de luz nos espectros, melhorando a calibração multivariada. Esses pré-processamentos foram relatados também por Knox et al. (2015), avaliando concentrações de C em diferentes usos e coberturas do solo, com valores de R^2 até 0.92.

Usando o modelo de máquina de vetores de suporte (SVM), o pré-processamento de correção de dispersão multiplicativo na faixa espectral combinada teve maior acurácia na predição do C do solo (Figura 10c), com R^2 de 0.93. Segundo Gao et al. (2014a), os bons desempenhos obtidos com este modelo podem ser explicados por sua capacidade de modelar a não-linearidade com os dados de reflectância e as concentrações de C no solo. Eles indicaram o SVM como um modelo multivariado adequado para a calibração espectral na região Vis-NIR, para a biblioteca espectral de solos do Nordeste do Brasil. Além disso, os valores obtidos neste estudo a respeito de R^2 foram ainda superiores aos obtidos por esses autores (0.72). Ji et al.

(2016) também relataram que o SVM teve um desempenho melhor que os modelos PLSR na predição da concentração de carbono no solo sob diferentes tipos de cobertura vegetal, com R^2 de 0,84.

Tabela 2 – Resumo estatístico de modelos de predição gerados por dois métodos multivariados e seis técnicas de pré-processamento para o C determinado por espectroscopia de reflectância (n = 701).

Modelo ^a	Espectro ^b	Pré-processamento ^c	Calibração (n = 491) ^d			Validação (n = 210) ^d			Modelo ^a	Espectro ^b	Pré-processamento ^c	Calibração (n = 491) ^d			Validação (n = 210) ^d		
			R ²	RMSE	RPIQ	R ²	RMSE	RPIQ				R ²	RMSE	RPIQ	R ²	RMSE	RPIQ
PLSR	Vis-NIR	OR	0.90	2.55	2.92	0.70	4.47	1.68	Vis-NIR	OR	0.87	2.98	2.49	0.74	4.32	1.74	
		SMO	0.83	3.36	2.22	0.76	3.80	1.93		SMO	0.84	3.46	2.16	0.77	3.61	2.03	
		ABS	0.86	2.99	2.58	0.76	3.89	1.76		ABS	0.87	2.96	2.60	0.83	3.47	1.97	
		CR	0.89	2.63	2.88	0.77	3.97	1.84		CR	0.98	1.02	7.43	0.69	4.69	1.56	
		SGDer.	0.88	2.84	2.79	0.65	4.62	1.46		SGDer.	0.99	0.79	10.06	0.56	5.60	1.20	
		SNV	0.83	3.16	2.34	0.76	4.26	1.81		SNV	0.89	2.71	2.73	0.77	4.19	1.84	
		MSC	0.88	2.77	2.66	0.75	4.15	1.95		MSC	0.89	2.87	2.57	0.76	4.14	1.95	
		OR	0.93	2.13	3.46	0.92	2.40	3.39		OR	0.99	0.84	8.77	0.89	2.81	2.90	
	MIR	SMO	0.94	2.00	3.72	0.88	2.91	2.60	SMO	0.97	1.39	5.37	0.87	3.00	2.52		
		ABS	0.95	1.79	4.36	0.87	2.60	2.32	ABS	0.99	0.79	9.86	0.84	3.09	1.95		
		CR	0.94	1.93	3.75	0.92	2.64	3.13	CR	0.99	0.71	10.24	0.90	2.86	2.89		
		SGDer.	0.93	2.12	3.63	0.76	3.88	1.81	SGDer.	0.99	0.77	10.02	0.75	3.91	1.80		
		SNV	0.97	1.38	5.33	0.90	2.60	2.99	SNV	0.99	0.70	10.50	0.87	2.92	2.67		
		MSC	0.96	1.54	4.88	0.91	2.40	3.03	MSC	0.99	0.73	10.25	0.89	2.68	2.72		
		OR	0.95	1.58	4.65	0.87	3.45	2.36	OR	0.99	0.68	10.78	0.87	3.41	2.39		
		SMO	0.93	2.01	3.60	0.90	2.65	2.91	SMO	0.97	1.38	5.26	0.90	2.64	2.93		
	Vis-NIR-MIR	ABS	0.95	1.81	4.17	0.91	2.54	2.83	Vis-NIR-MIR	ABS	0.99	0.74	10.26	0.86	3.11	2.31	
		CR	0.96	1.68	4.49	0.90	2.50	2.94		CR	0.99	0.72	10.43	0.90	2.51	2.93	
		SGDer.	0.97	1.39	5.31	0.73	4.27	1.73		SGDer.	0.99	0.77	9.63	0.78	3.53	2.09	
		SNV	0.95	1.73	4.30	0.92	2.19	3.47		SNV	0.99	0.73	10.18	0.91	2.38	3.19	
		MSC	0.94	1.89	3.87	0.92	2.29	3.38		MSC	0.99	0.72	10.34	0.93	2.17	3.43	

Fonte: O autor, 2020.

^a PLSR: regressão de mínimos quadrados parciais; SVM: máquina de vetores de suporte. nível de significância P < 0.001

^b Vis-NIR: infravermelho visível e próximo; MIR: reflectância de infravermelho médio; Vis-NIR-MIR: combinação de reflectância espectral de infravermelho visível, próximo e médio.

^c OR: reflectância espectral original sem transformação; SMO: suavização usando uma janela de pesquisa de 11 nm; ABS: absorvância; CR: reflectância contínua removida; SGDer: Primeira derivada de Savitzky-Golay com um polinômio de primeira ordem; SNV: variável normal padrão; MSC: correção de dispersão multiplicativa.

^d R²: coeficiente de determinação; RMSE: quadrado médio da raiz do erro em %; RPIQ: desempenho da razão da faixa inter-quartil;

Os modelos espectroscópicos de carbono, em geral, têm R^2 de 0.62 a 0.97 e RMSE de 1.6 a 6.57 g kg⁻¹ (REEVES III et al., 2006; WANG; PAN, 2016; O'ROURKE; HOLDEN, 2011). Nosso estudo encontrou coeficientes de determinação entre 0,56 a 0,93 e RMSE de 2,17 a 5,60 g kg⁻¹ para um grande conjunto de classes de solo, diferentes dos relatados para 1135 amostras de solos brasileiros da região central, para as classes taxonômicas Latossolos e Argissolos (MADARI et al., 2006). Portanto, é possível obter bons desempenhos de modelos, inclusive incluindo uma ampla diversidade de classes de solo e usos da terra. Uma visão diferente foi defendida por Stevens et al. (2013), trabalhando na escala continental da Europa, que indicaram que a predição do C de bibliotecas espectrais em larga escala não é precisa, uma vez que engloba diferentes classes de solos, com diferentes propriedades químicas e que pode responder negativamente nos processos de modelagens em função da alta variabilidade. Isso resultaria da menor precisão dos modelos com maior heterogeneidade amostral (STENBERG et al., 2010), porque as características de absorção de carbono podem ser mascaradas por outros componentes do solo, como os óxidos de ferro e minerais de argila (BROWN et al., 2006). Nossos resultados demonstram que a combinação de faixas espectrais, juntamente com a seleção do método de pré-processamento adequado permite boas predições de concentrações de carbono e nitrogênio, mesmo com um grande número de amostras de solo. Esta boa adequação pode ter sido influenciada também pelo uso do método de combustão seca mais preciso para a determinação das concentrações de C e N do que os métodos úmidos usados em alguns outros trabalhos (ARAÚJO et al., 2014b; XU et al., 2018; DOTTO et al., 2018).

As leituras espectrais no Vis-NIR com pré-processamento remoção do contínuo (CR) e a primeira derivada de polinômio de primeira ordem (SGDer) apresentaram menor capacidades de predição de C no solo (Tabela 2), contradizendo os resultados de Dotto et al. (2018), para solos de áreas úmidas brasileiras. No entanto, o pré-processamento de CR, assim como a correção de dispersão multiplicativa e o transformação normal padrão da variância, discutidas acima, melhoraram o desempenho de predição quando comparada ao controle (OR). Outros estudos relataram melhora na acurácia de modelos multivariados para o C do solo utilizando pré-processamento espectral de MSC e SNV (KNOX et al., 2015), SGDer (Stevens et al., 2010; NAWAR et al., 2016; Moura-Bueno, et al., 2019), remoção do contínuo (DOTTO et al., 2017b; MOURA-BUENO et al., 2019). Nesse sentido, o pré-processamento ideal para um conjunto de dados espectrais em um modelo de calibração é aquele que fornece o melhor desempenho de regressão após os rigorosos processos de validação e abrangência de todas as variações possíveis nos dados (RINNAN; BERG; ENGELSEN, 2009). Aqui, nós encontramos que a correção da dispersão multiplicativa é a mais eficiente em prever as concentrações de carbono

quando submetidos aos rigorosos processos de validação e abrangência de todas as variações possíveis nos dados.

4.1.3 Técnica de pré-processamento em PLSR e SVM para concentrações de N

Para o nitrogênio, a região do MIR apresentou melhores capacidades de predições com o modelo de regressão de mínimos quadrados parciais (Tabela 3), com pelo menos seis modelos de validação com valores de R^2 acima de 0.85, especialmente com pré-processamento transformação normal padrão da variância ($R^2= 0.90$, $RMSE = 0.19 \text{ g kg}^{-1}$ e $RPIQ = 3.13$) (Figura 10b), em função principalmente das características de absorção de moléculas orgânicas bem reconhecidas nessa região espectral. Estas moléculas orgânicas incluem hidrocarbonetos alifáticos, compostos aromáticos, aminas, amidas e ácidos carboxílicos (MCDOWELL et al., 2012). No NIR as absorções espectrais ocorrem de forma harmônica e com combinações das bandas fundamentais de vibrações moleculares com menores coeficientes de absorção. Portanto, a especificidade da banda é menor no NIR do que no intervalo MIR (WILLIAMS; NORRIS, 1987).

Por outro lado, no modelo de regressão máquina de vetores de suporte, os valores de R^2 para o N variaram entre 0.71 e 0.89 e os do $RMSE$ entre 0.20 e 0.34 g kg^{-1} (Tabela 3), com melhor desempenho na região do Vis-NIR-MIR em relação as regiões do Vis-NIR e MIR isoladamente, usando a remoção do contínuo no pré-processamento ($R^2=0.89$ e $RMSE = 0.21 \text{ g kg}^{-1}$) (Figura 10d). O modelo sem pré-processamento nessa faixa espectral combinada também proporcionou resultados satisfatórios para predição ($R^2=0.83$ e $RMSE = 0.27 \text{ g kg}^{-1}$) semelhantes aos relatados por Sorenson et al. (2017) para solos agrícolas Canadenses e por Xu et al. (2018) para solos da China.

Estudos demonstraram a eficácia do uso combinado Vis-NIR-MIR na predição de concentrações de diversos elementos no solo (ROSSEL et al., 2006; KNOX et al., 2015). Os resultados confirmaram o melhor desempenho do SVM que outros testes multivariados de regressão linear múltipla, regressão de mínimos quadrados parciais e splines de regressão adaptativa multivariada, como relatado por outros autores (ROSSEL; BEHRENS, 2010; STEVENS et al. 2013; PENG et al., 2014a). Stevens et al. (2010) mostraram que o SVM teve desempenho melhor que o PLSR apenas ao usar modelos de predição global, sendo menos precisos quando realizados em escala local. A heterogeneidade da nossa área de estudo, em termos de material parental, classes de solo e concentrações de C permitiu ao modelo SVM um maior alcance da capacidade preditiva, considerando sua alta flexibilidade e capacidade de

tratar relações não lineares entre o espectro e as propriedades do solo (LUCÀ et al., 2017). Os resultados de Dotto et al. (2018) também indicaram que o SVM alcançou melhor desempenho na estimativa de C que os outros oito métodos multivariados comumente usados. No entanto, há resultados conflitantes. Terra, Demattê e Rossel (2015) encontraram resultados preditivos inferiores comparando bibliotecas espectrais (espectroscopia Vis-NIR) de solos tropicais brasileiros. As baixas estimativas encontradas por estes autores podem ser atribuídas a diferentes solos, metodologias e modelos de predição utilizados.

Tabela 3 – Resumo estatístico de modelos de predição gerados por dois métodos multivariados e seis técnicas de pré-processamento para o N determinado por espectroscopia de reflectância (n = 701).

Modelo ^a	Espectro ^b	Pré-processamento ^c	Calibração (n = 491) ^d			Validação (n = 210) ^d			Modelo ^a	Espectro ^b	Pré-processamento ^c	Calibração (n = 491) ^d			Validação (n = 210) ^d		
			R ²	RMSE	RPIQ	R ²	RMSE	RPIQ				R ²	RMSE	RPIQ	R ²	RMSE	RPIQ
PLSR	Vis-NIR	OR	0.83	0.26	2.67	0.67	0.33	1.90	Vis-NIR	OR		0.85	0.25	2.78	0.71	0.31	2.05
		SMO	0.81	0.28	2.49	0.67	0.33	1.91		SMO		0.83	0.27	2.55	0.70	0.30	2.05
		ABS	0.82	0.25	2.51	0.73	0.33	2.19		ABS		0.84	0.25	2.53	0.75	0.32	2.23
		CR	0.89	0.21	3.28	0.59	0.37	1.69		CR		0.99	0.06	11.56	0.49	0.44	1.41
		SGDer.	0.86	0.23	2.96	0.60	0.40	1.53		SGDer.		0.99	0.06	11.58	0.48	0.48	1.28
		SNV	0.85	0.23	2.71	0.67	0.38	2.19		SNV		0.87	0.22	2.80	0.73	0.35	2.34
		MSC	0.85	0.24	2.85	0.64	0.37	1.72		MSC		0.87	0.23	2.90	0.69	0.33	1.91
		OR	0.93	0.16	4.05	0.85	0.24	2.80		OR		0.99	0.06	11.36	0.82	0.28	2.48
	MIR	SMO	0.90	0.18	3.59	0.88	0.23	3.21	MIR	SMO		0.95	0.14	4.76	0.85	0.26	2.86
		ABS	0.93	0.17	4.05	0.86	0.23	2.87		ABS		0.99	0.06	11.70	0.77	0.30	2.20
		CR	0.91	0.17	3.92	0.86	0.26	2.67		CR		0.99	0.05	12.27	0.83	0.28	2.42
		SGDer.	0.98	0.09	7.09	0.65	0.37	1.84		SGDer.		0.99	0.06	11.60	0.71	0.34	2.03
		SNV	0.93	0.17	4.25	0.90	0.19	3.13		SNV		0.99	0.06	12.14	0.86	0.23	2.65
		MSC	0.95	0.14	4.83	0.88	0.22	2.97		MSC		0.99	0.06	12.00	0.83	0.26	2.54
		OR	0.93	0.16	4.16	0.87	0.23	3.27		OR		0.99	0.06	11.48	0.83	0.27	2.81
		SMO	0.93	0.17	4.13	0.85	0.23	2.81		SMO		0.99	0.10	6.86	0.83	0.25	2.62
	Vis-NIR-MIR	ABS	0.95	0.14	4.74	0.84	0.24	2.55	Vis-NIR-MIR	ABS		0.99	0.06	12.04	0.80	0.27	2.29
		CR	0.93	0.16	4.20	0.88	0.22	3.13		CR		0.99	0.06	11.62	0.89	0.21	3.25
		SGDer.	0.96	0.12	5.53	0.67	0.32	1.79		SGDer.		0.99	0.06	11.38	0.76	0.28	2.07
		SNV	0.91	0.18	3.83	0.89	0.19	2.94		SNV		0.99	0.06	12.21	0.88	0.20	2.87
		MSC	0.93	0.17	3.93	0.88	0.20	3.22		MSC		0.99	0.06	11.98	0.88	0.21	3.11

Fonte: O autor, 2020

^a PLSR: regressão de mínimos quadrados parciais; SVM: máquina de vetores de suporte. nível de significância $P < 0.001$

^b Vis-NIR: infravermelho visível e próximo; MIR: reflectância de infravermelho médio; Vis-NIR-MIR: combinação de reflectância espectral de infravermelho visível, próximo e médio.

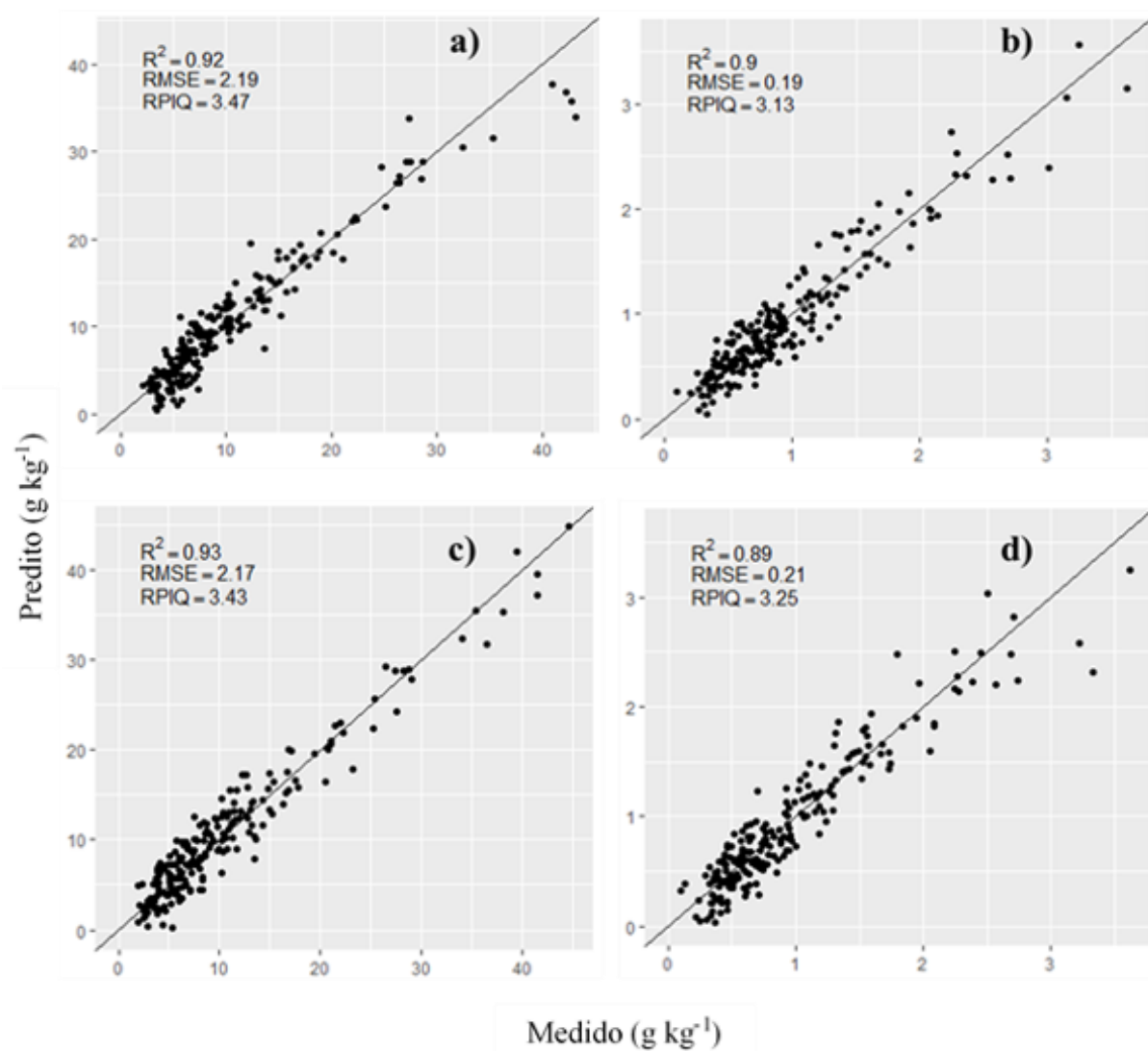
^c OR: reflectância espectral original sem transformação; SMO: suavização usando uma janela de pesquisa de 11 nm; ABS: absorvância; CR: refletância contínua removida; SGDer: Primeira derivada de Savitzky-Golay com um polinômio de primeira ordem; SNV: variável normal padrão; MSC: correção de dispersão multiplicativa.

^d R²: coeficiente de determinação; RMSE: quadrado médio da raiz do erro em %; RPIQ: desempenho da razão da faixa inter-quartil;

A separação do sinal de N e do C no espectro do solo ainda é um desafio, visto que a maior parte do N está ligada à matéria orgânica do solo (SCHIRRMANN; GEBBERS; KRAMER, 2013). Embora as concentrações de N no solo sejam geralmente inferiores a 1%, elas exercem um papel importante nas determinações de C do solo, através dos grupos amidas, que são fortemente ativos no infravermelho, dando ao método uma capacidade preditiva mais eficaz desse elemento no solo (STENBERG et al., 2010). Nossos resultados para o nitrogênio do solo são considerados inovadores devido ao grande conjunto de dados (701 amostras), incluindo uma grande proporção de amostras do subsolo com concentrações muito baixas de N. As amostras exemplificam uma variedade de classes de solo e usos da terra que são encontradas também nos outros estados da região nordeste do Brasil e até em outros países tropicais. Dada a alta precisão, a biblioteca Vis-NIR-MIR pode ser usada para prever as concentrações de C e N em novas amostras de solo com grande certeza e, em certas situações, substituir métodos convencionais para aumentar a velocidade analítica ou reduzir custos (JANIK; MERRY; SKJEMSTAD, 1998; NOCITA et al., 2015). Nossos resultados de predição espectral de C e N são semelhantes aos obtidos por Wijewardane et al. (2018) trabalhando com uma biblioteca espectral de 20.153 amostras de diferentes classes de solo.

Os modelos baseados nos espectros Vis-NIR apresentaram consistentemente as menores capacidades de predição do C e N do solo (Tabela 2 e Tabela 3), provavelmente relacionadas à baixa absorção nessa região, onde há sobreposição das bandas espectrais, dando origem a um sinal fraco para compostos químicos específicos (STENBERG et al., 2010). Valores semelhantes de R^2 (0,75) foram obtidos por Dinakaran et al. (2016) para predição de nitrogênio em solos de diferentes regiões climáticas da Índia. Menores valores de R^2 foram relatados por Terra, Demattê e Rossel (2015) para solos tropicais brasileiros. Entretanto, valores mais altos ($> 0,87$) nessa região espectral foram observados por Wight et al. (2016) para predição de C na faixa NIR (400-2100 nm) para várias classes de solo nos EUA. Embora menos precisas, as determinações com o Vis-NIR podem ser feitas com uma preparação mais rápida da amostra do que com a MIR, já que as amostras precisam ser moídas em um pó mais fino (MCDOWELL et al., 2012).

Figura 10 – Valores de carbono total do solo (a e c) e nitrogênio (b e d) medidos vs previstos para o conjunto de validação determinados por espectroscopia de reflectância em amostras de solos de Pernambuco, Brasil.



Fonte: O autor, 2020

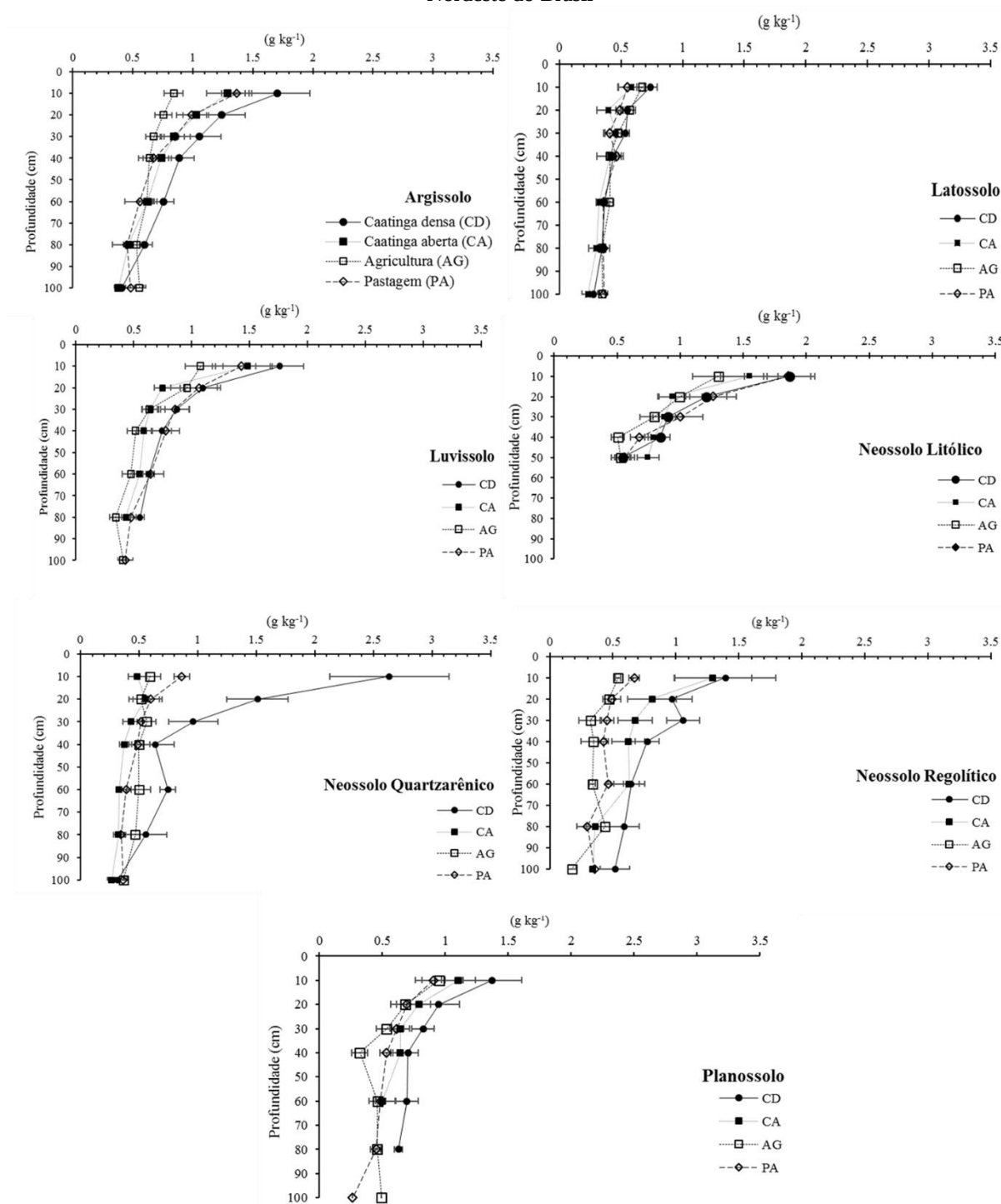
a) combinação Vis-NIR-MIR determinados por regressão de mínimos quadrados parciais (PLSR) com pré-processamento de variáveis normais padrão (SNV) b) MIR por regressão de mínimos quadrados parciais com pré-processamento de variáveis normais padrão (SNV) c) combinação Vis-NIR-MIR pela máquina de vetores de suporte (SVM) e o pré-processamento da combinação de correção de dispersão multiplicativa (MSC) d) combinação Vis-NIR-MIR por máquina de vetores de suporte com pré-processamento de remoção do contínuo (CR). Também são fornecidos coeficiente de determinação (R^2), erro médio quadrático da raiz (RMSE) e taxa de desempenho em relação à distância inter-quartil (RPIQ)

4.2 ESTUDO 2 - ESTOQUES DE NITROGÊNIO EM CLASSES DE SOLO SOB DIFERENTES USOS DA TERRA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Em todos os solos, as concentrações de N tenderam a decrescer ao longo do perfil, embora com padrões diferenciados quanto aos usos da terra e classes de solo (Figura 11). Em geral, as concentrações de N, como previsto, foram maiores sob Caatinga densa que sob os outros usos, ao longo de todo o perfil, mas com diferenças maiores nas camadas superficiais. Especialmente marcantes foram as diferenças nas camadas superficiais dos Neossolos Quartzarênicos e Regolíticos, classes de solos muito arenosos. Em muitos casos, as concentrações nos solos sob agricultura foram as mais baixas, mas nem sempre diferindo significativamente das concentrações sob os outros usos, especialmente nas camadas abaixo de 60 cm quando foram semelhantes sob caatinga aberta, agricultura e pastagem, indicando que o efeito do tipo de conversão do uso da terra foi restrito às camadas superficiais. As menores diferenças em concentrações ao longo do perfil e sob todos os usos ocorreram nos Latossolos, uma classe de solo com horizontes pouco diferenciados e profundos.

Levando em consideração as concentrações médias de N de todas as camadas e sob todos os usos, os Argissolos (0.79 g kg^{-1}), Luvisolos (0.78 g kg^{-1}) e Planossolos (0.67 g kg^{-1}), tiveram concentrações altas, enquanto os Latossolos (0.43 g kg^{-1}), Neossolos Regolíticos (0.58 g kg^{-1}) e Neossolos Quartzarênicos (0.61 g kg^{-1}) concentrações mais baixas. A concentração no Neossolo Litólico foi a mais alta (0.98 g kg^{-1}), mas todo o N estava distribuído nos 50 cm nesta classe de solos, rasos por definição.

Figura 11 – Concentração de nitrogênio em profundidade por classes de solo e uso da terra, no semiárido do Nordeste do Brasil



Fonte: O autor, 2020

O estoque de N (Tabela 4) sob Caatinga densa (8.29 Mg ha⁻¹) foi maior que sob Caatinga aberta (6.56 Mg ha⁻¹) e nas áreas de agricultura (6.43 Mg ha⁻¹) mas não diferiu significativamente do estoque nas pastagens (7.27 Mg ha⁻¹). A mudança de Caatinga densa para agricultura representa uma perda de aproximadamente 23% dos estoques (Tabela 4).

Considerando todos os usos da terra, os Argissolos tiveram os maiores estoques de N (9.72 Mg ha⁻¹) e os Neossolos Litólicos (5.87 Mg ha⁻¹) e Latossolos (6.10 Mg ha⁻¹) os menores, com menos 40% e 37%, respectivamente.

As diferenças de estoque de N da Caatinga densa para a Caatinga aberta foram maiores nos solos mais arenosos (60% nos Neossolos Quartzarênicos e 33% nos Planossolos) do que nos mais argilosos (16% nos Argissolos e 24% nos Latossolos). Já nas áreas agrícolas, as maiores diferenças em relação à Caatinga densa ocorreram em solos mais profundos (51% nos Neossolos Regolíticos) do que os solos mais rasos (22% nos Neossolos Litólicos e 20% nos Luvisolos).

Houve uma relação significativamente negativa entre precipitação e estoques de nitrogênio do solo somente para os Luvisolos e Neossolos Quartzarênico, em relação aos Planossolos utilizados como referências dummies (Tabela 4).

Tabela 4 – Estoques (Mg ha⁻¹) de nitrogênio total no perfil do solo, até 1 m de profundidade, em diferentes classes de solo e usos da terra, no semiárido do Nordeste do Brasil.

Solos	CD	CA	Agricultura	Pastagem	Média	Precipitação	Argila
Argissolo	10.89a AB	9.11a A	9.22a A	9.67a A	9.72 A	-0.00122 ^{ns}	0.0130 [*]
Latossolo	6.17a C	4.67a B	6.67a AB	6.17a B	6.10 D	0.00289 ^{ns}	-0.00292 ^{ns}
Luvisolo	7.33a C	6.0a AB	5.89a AB	7.67a AB	6.72 BCD	-0.0148 ^{***}	-0.00107 ^{ns}
Neossolo Quartzarênico	13.33a A	5.33b B	7.33b AB	7.0b AB	8.25 AB	-0.00776 ^{***}	0.000824 ^{ns}
Neossolo Regolítico	11.67a A	8.0ab AB	5.67b B	7.0b AB	8.07 ABC	-0.00901 ^{ns}	-0.0562 ^{ns}
Neossolo Litólico	6.17a C	6.18a AB	4.83a B	6.33a AB	5.87 D	0.00675 ^{ns}	0.00130 ^{ns}
Planossolo	8.11a BC	5.44a B	6.11a AB	6.44a AB	6.53 CD	-	-
Média	8.29 a	6.56 b	6.43 b	7.24 ab			

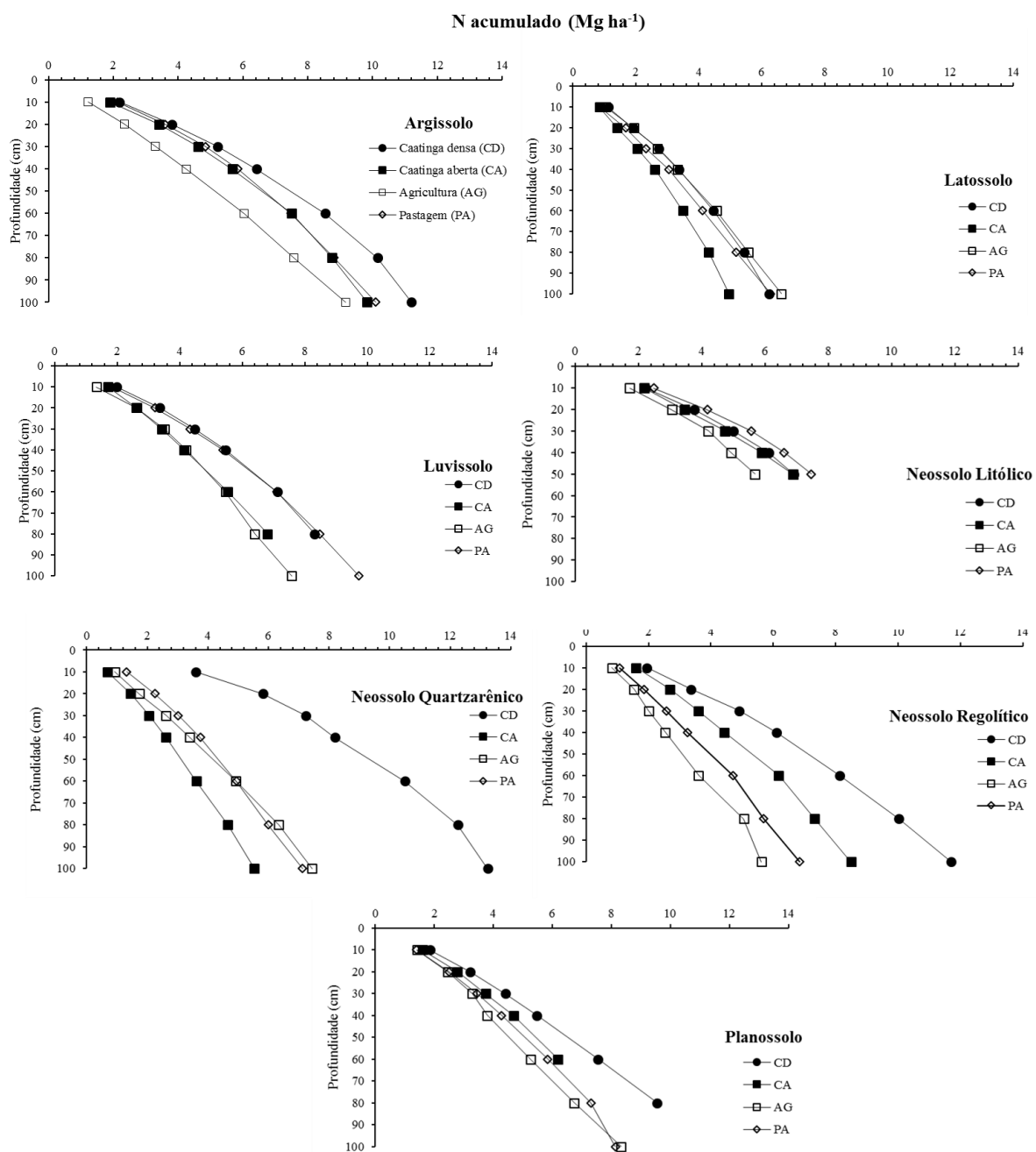
Fonte: O autor, 2020

Médias seguidas por letra igual, minúsculas na linha e maiúscula na coluna, não diferem significativamente pelo teste LSD ($p < 0.05$).

Precipitação e argila, as médias são significativamente diferentes (*** $p < 0.01$, ** $p < 0.05$, * $p < 0.1$) ou não (ns) na linha quando comparada com os Planossolos, de acordo com uma análise por regressão linear com variáveis dummy.

Com relação aos estoques acumulados, observou-se os maiores acúmulos sob cobertura de Caatinga Densa na ordem de Neossolo Quartzarênico>Neossolo Regolítica>Argissolo>Planossolo> Luvisolo>Neossolo Litólico>Latossolo (Figura 12). Os Neossolos Litólicos apesar de concentrar todo seu estoque acumulado na profundidade de até 50 cm, conseguiu se sobressair em relação aos Latossolos.

Figura 12 – Estoques acumulados de nitrogênio no perfil por classes de solo e por uso da terra, no semiárido do Brasil.



Fonte: O autor, 2020

4.2.1 Concentração e estoques em diferentes tipos de usos

A diminuição das concentrações de N em profundidade, em todos os usos da terra, é consistente com o fato de a maior parte dos resíduos orgânicos serem depositados na superfície e a matéria orgânica acumular-se nas camadas mais superficiais (BRADY; WEIL, 1996), sabendo-se que as concentrações de N estão estreitamente correlacionadas com as de matéria

orgânica (SCHULTEN; SCHNITZER, 1997). Diminuições da concentração de N variando de 12 a 65% foram observadas no presente estudo comparando a primeira camada (0-10 cm) com a camada de 80-100 cm nas diferentes classes de solos e usos da terra. Estes resultados corroboram os de Assis et al. (2010) em áreas semiáridas brasileiras, que constataram uma diminuição de 29% das concentrações de N em profundidade de até 40 cm em relação à camada de 0-5 cm. Diferenças menores foram encontradas por Souza et al. (2018), com diminuição de 16% da concentração de N da camada superficial (0-10 cm) até 80 cm, em solos tropicais da região central do Brasil.

Os efeitos do uso da terra, considerando as camadas em diferentes profundidades, foram mais pronunciados nos 30 cm superiores do solo (Figura 11), de forma semelhante ao observado por outros autores (ASSIS et al., 2010; FU et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2015). No semiárido brasileiro, há relatos da diminuição das concentrações de N no solo com a substituição da caatinga por agricultura, embora os dados sejam escassos (OLIVEIRA et al. 2015; SANTANA et al., 2019). As concentrações foram semelhantes às encontradas no presente estudo, variando de 2 a 4 g kg⁻¹ nas camadas superficiais de vegetação nativa e de 0.6 a 1.6 g kg⁻¹ em áreas sob interferência antrópica (FRACETO et al., 2012; SACRAMENTO et al., 2013; OLIVEIRA et al. 2015; SANTANA et al., 2019). A menor cobertura do solo pode levar a maiores perdas por erosão e também acelera a atividade biológica (GIONGO et al., 2011; ARAÚJO-FILHO et al., 2018), resultando em maior decomposição da matéria orgânica (ALBALADEJO et al., 2012; QIU et al., 2015). Por outro lado, algumas culturas, como o feijão (FREITAS; SILVA; SAMPAIO, 2012), o caupi (*Vigna unguiculata* L. Walp) e o milho (FERREIRA NETO et al., 2017) podem contribuir para o aumento das concentrações de N pela fixação simbiótica de N da atmosfera, que pode ser maior que a da vegetação nativa (FREITAS et al., 2012).

Considerando todo o perfil de solo até 100 cm de profundidade de todas as classes estudadas, a concentração média de N mais alta foi encontrada na caatinga densa com até 0.88 g kg⁻¹, uma faixa mais alta que a dos solos sob agricultura (até 0.58 g kg⁻¹) e Caatinga aberta (até 0.67 g kg⁻¹). Estas diferenças em concentrações refletem-se diretamente nos estoques, muito menos influenciados pelas diferenças nas densidades dos solos (SANTANA et al., 2019), com reduções nos estoques de 13%, 21% e 23% com a conversão da Caatinga densa para pastagem, Caatinga aberta e agricultura, respectivamente. Perdas semelhantes foram relatadas em áreas onde a vegetação nativa foi convertida em pastagens (16%) e agricultura (18%) em solos de várias regiões brasileiras (GROPPO et al. 2015). Em outras áreas de caatinga, foram relatadas perdas de até 35% na camada de 0-60 cm com a conversão da caatinga em cultivos agrícolas (SACRAMENTO et al., 2013) e de até 50%, nos primeiros 30 cm de solo, em apenas

10 anos de conversão para plantio de mamona (FRACETTO et al. 2012). O cultivo em solos antes ocupados por vegetação nativa causa reduções substanciais na matéria orgânica, pelo aumento na taxa de decomposição e redistribuição da MOS como resultado de interações de processos físicos, químicos e biológicos do solo (SOLOMON; LEHMANN; ZECH, 2000).

Há apenas um relato publicado de estoque N em solo de caatinga até 1 m de profundidade (SANTANA et al., 2019). Outros estoques foram determinados em camadas mais superficiais. Os 8.8 Mg ha⁻¹ de N até 50 cm de profundidade no norte do Ceará (OLIVEIRA et al., 2015) encontram-se na faixa de 4.5 a 10.5, na mesma camada de 50 cm nos solos deste artigo. Os 10.6 Mg ha⁻¹ até 30 cm encontrados no centro-norte baiano (FRACETTO et al., 2012) são maiores do que a faixa de 2.72 a 7.22 também nesta camada. Dentro da faixa até 1 m de profundidade (6.2 a 13.3 Mg ha⁻¹) estão os 8.14 Mg ha⁻¹ encontrados em florestas típicas da região semiárida Chinesa (SONG et al., 2016) e os 6.7 Mg ha⁻¹ em solos rasos e pedregosos e de baixa retenção de matéria orgânica em florestas tropicais secas do México (JARAMILLO et al., 2003). Em regiões mais úmidas são encontrados maiores estoques, como na Mata Atlântica brasileira, onde variam de 14 a 20 Mg ha⁻¹ (AMBRIZZI; ARAÚJO, 2014), em função da maior produção de biomassa e, consequente, maior aporte de resíduos vegetais. Em outras regiões do mundo, estima-se que as quantidades globais de nitrogênio para as diferentes classes de solo sejam de 3.7 a 40.1 Mg ha⁻¹, nos primeiros 100 cm de solo (BATJES, 1996).

Na conversão para sistemas agrícolas há perda de N com a retirada de lenha e a queima dos restos da vegetação da caatinga, no início do ciclo da agricultura itinerante. Durante a fase agrícola, há menor entrada de biomassa, com a remoção dos produtos e, frequentemente, também dos restos das culturas, que são usados para alimentação dos rebanhos (SCHULZ et al., 2019).

A redução nos estoques de N na caatinga aberta em relação à densa é consistente com a suposição de menor produção de biomassa, atribuída às densidades inferiores de árvores e arbustos resultantes de cortes seletivos ou da regeneração incompleta da vegetação original após um ou mais ciclos de cultivo agrícola (SANTANA et al., 2019). Já as quantidades de N fixadas simbioticamente poderiam ser maiores, se fossem áreas em regeneração, devido às maiores densidades de espécies potencialmente fixadoras que nas caatingas maduras (PEREIRA et al., 2001; SAMPAIO et al., 1998), embora alguns relatos não confirmem esta superioridade (FREITAS et al., 2012; SILVA et al., 2017). Nas caatingas mais antigas, a fixação varia de 4 a 30 kg ha⁻¹ de N (FREITAS et al., 2011; FREITAS et al., 2012; SILVA et al., 2017), mas não há relatos de incrementos no N do solo. Na China, em área semiárida com

vegetação em regeneração por dez anos, houve acúmulo de N no solo de apenas $0.95 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

A ausência de diferença significativa com a mudança de caatinga densa para pastagens contribui para a controvérsia do tema. Em muitos casos, há diminuição das concentrações de N no solo com a conversão das florestas secas para pastagens (GIARDINA; SANFORD; DØCKERSMITH, 2000; YUSUF; TREYDTE; SAUERBORN, 2015; CHIA; KIM; YIMER, 2017; SANTANA et al., 2019), mas em outros não (OLIVEIRA et al., 2015; FERREIRA et al., 2016). Nas pastagens, o aporte de matéria orgânica da biomassa aérea tende a ser menor que o da floresta seca, com o consumo de parte dela pelos rebanhos, mas a estrutura densa de raízes finas, principalmente nas camadas mais superficiais do solo, pode compensar. A contribuição das raízes nas pastagens, em geral com gramíneas e outras espécies permanentes, pode ser maior que nas culturas de ciclo curto, restritas ao crescimento por três a quatro meses (SANTANA et al., 2019; SCHULZ et al., 2019). Além disso, em comparação com as áreas agrícolas, há menor movimentação do solo, pois as pastagens não são plantadas anualmente, e ocorre menor exposição do solo à erosão com a cobertura mais prolongada (WANG et al., 2015), contribuindo para a manutenção da umidade e menores temperaturas superficiais do solo, o que pode aumentar os estoques de N (STOCKMANN et al., 2013).

A redução nas pastagens foi abaixo da ampla faixa (15 a 56%) relatada na metanálise global de Murty et al. (2002), provavelmente por causa das características intrínsecas das gramíneas, que possuem uma profundidade efetiva da raiz de cerca de 25 cm (CUNHA et al., 2010), contribuindo para o aumento das taxas de infiltração de água, redução da erosão e da densidade do solo (LOPES et al., 2010). Por outro lado, a baixa proporção de perda pode ser reflexo do manejo adotado na região, com ausência de fertilização, acarretando empobrecimento geral de N no sistema (GROPPO et al., 2015), além de perdas pela colheita, pastejo, volatilização de NH_3 , desnitrificação e lixiviação (ASSMANN et al., 2014). Por ter menor perda nos estoques, a pastagem pode ter um potencial de armazenar N no solo mais semelhante ao da vegetação nativa que o uso agrícola.

4.2.2 Concentração e estoques em diferentes classes de solos

A maior concentração de N na camada de 0-10 cm foram encontradas nos Neossolos Quartzarênicos sob caatinga densa, isto pode ser, em grande parte, devido à adição de matéria orgânica da serapilheira e da massa radicular ao solo e à liberação de N pela decomposição da serapilheira, e, em parte, devido à retenção de serapilheira pela cobertura dos arbustos, o que

aumentou o acúmulo local de matéria orgânica e assim facilitou diretamente o desenvolvimento de plantas herbáceas e aumentou a biomassa vegetal (ZHANG et al., 2006). Pelo seu caráter de baixa capacidade de retenção de água (ARAÚJO FILHO, 2011), os Neossolos Quartzarênicos são desfavoráveis para o cultivo agrícola na condição de sequeiro e é provável que a vegetação nativa tenha ciclos de regeneração mais longos, dentro do sistema de agricultura itinerante, que os solos mais intensamente usados para cultivo.

Os elevados estoques de N em Neossolos Regolíticos e Quartzarênicos são um resultado interessante em solos arenosos, pois esses solos possuem alta permeabilidade, reduzida superfície específica e densidade de carga superficial, fazendo com que as partículas constituintes apresentem pouco ou nenhum material orgânico fortemente ligado e sejam mais susceptíveis à rápida perda de água e translocação de compostos orgânicos da superfície, sendo pobre em complexos organominerais, o que implica em maior quantidade de matéria orgânica prontamente disponível aos microrganismos e resultaria em menor teores de N, visto que a matéria orgânica atua como grande reservatório desse elemento (SPARKS 2003; ZINN; LAL; RESCK, 2005). Possivelmente a retenção de serapilheira na superfície do solo pode ter contribuído para manutenção desses estoques. Bernardi et al. (2004) encontraram estoques de N em Neossolos Quartzarênicos de 3.3 Mg ha^{-1} em Caatinga densa até 60 cm, valor abaixo dos encontrado neste trabalho. Estes mesmos autores verificaram que a retirada da vegetação nativa e o cultivo agrícola diminuiu os estoques de N entre 3 e 20%. Os minerais constituintes desse tipo de solo (caulinita e quartzo) apresentam fraca ligação com a MOS, diminuindo sua capacidade adsortiva (LUTZOW et al., 2006; YU et al., 2013).

Os Latossolos apresentaram as menores concentrações de N, possivelmente pela baixa fertilidade e forte intemperização (SANTOS et al., 2018b) causada pela presença de óxidos residuais que diminuem a capacidade adsortiva dos minerais de argila, predominantemente caulinita nesta classe, causando diminuição da agregação, redução da proteção física da matéria orgânica e aumento na lixiviação de nutrientes minerais (LAL, 2004; MCLAUCHLAN, 2006b; DON; SCHUMACHER; FREIBAUER, 2010). Os Latossolos costumam ser cultivados principalmente com pastagem após a retirada da vegetação nativa (FAO, 2014), mas no semiárido brasileiro são também muito plantados com culturas anuais, principalmente milho e feijão (MACHADO; SILVA, 2001), como no presente estudo. BARRETO et al. (2011) reportaram estoques de N de 9.14 Mg ha^{-1} na camada de 50 cm em Latossolos sob sistemas agroflorestais, atribuindo esses valores ao alto teor de argila, uma vez que esse atributo está associado à proteção e estabilização de compostos orgânicos (SIX et al., 2002; DIECKOW et

al., 2009) através da alta reatividade que proporciona maior número de ligações entre esses compostos e a fase mineral.

O maior estoque no Argissolo (9.68 Mg ha^{-1}) pode estar associado à maior presença de argila (BINGHAM; COTRUFO, 2016). Normalmente, alto teor de argila leva a baixa oxidação do carbono orgânico e reduz a mineralização de N (MCLAUCHLAN, 2006b), o que justifica a relação positiva entre a argila e o conteúdo de N (SAKIN et al., 2010). Os filossilicatos predominantes nos Argissolos retêm mais carbono orgânico devido à grande área superficial das partículas de argila (DEB; SHUKLA, 2011) e estão frequentemente associados a níveis mais elevados de retenção de N (DEB; SHUKLA, 2011; GRANDY et al., 2009). Os mecanismos de ligação nos microagregados são geralmente considerados persistentes e altamente estáveis, se não permanentes, permitindo que a oclusão contribua significativamente para o armazenamento de N (NICHOLS; HALVORSON, 2013; SIX et al., 2004; WILSON et al., 2009). Além disso, a carga negativa, os pequenos espaços porosos e a capacidade de expansão aumentam ainda mais a adsorção. Em solos com maiores teores de argila, a floculação e a formação de agregados estáveis são favorecidas. Como consequência, ocorre a proteção física proporcionada pela oclusão da MOS dentro dos agregados, dificultando ou impedindo o acesso dos microrganismos e enzimas no solo, e em micro-poros onde até mesmo o fluxo difusivo de O_2 é dificultado, resultando na maior preservação da MOS (SILVA, 2012).

Os estoques médios de N em solos sob pastagem e Caatinga densa, considerando todas as classes de solos foram semelhantes, sendo os dos Neossolos Quartzarênicos e Regolíticos maiores sob Caatinga densa e os dos Luvisolos e Neossolos Litólicos com tendência a quantidades ligeiramente maiores sob pastagens. Provavelmente, o crescimento das árvores nas classes dos Neossolos Quartzarênicos e Regolíticos não é afetado negativamente devido a um sistema de enraizamento mais distribuído, o que resultaria em maior aporte de matéria orgânica que os solos sob pastagens. Wang et al. (2018) observaram que os maiores estoques de N em Neossolos de caráter arenoso estão principalmente sob a floresta, provavelmente resultante das características desfavoráveis ao cultivo agrícola, como baixa capacidade de retenção de água. Essa situação pode ajudar a explicar elevados estoques de N nessas classes de solos, uma vez que os compostos orgânicos depositados continuamente na superfície são progressivamente decompostos e translocados por processos físicos, e os compostos contendo C e N podem ser protegidos pelas superfícies minerais, ajudando na preservação dos seus estoques (LI et al., 2017). Para agricultura, os Luvisolos e Neossolos Litólicos apresentaram os menores estoques médios, mostrando que a baixa profundidade e alta pedregosidade dessas classes, aliado aos fatores climáticos são os principais fatores desfavoráveis para a produção agrícola e resultam

em uma entrada relativamente baixa de N sob terras agrícolas (ARAÚJO FILHO, 2011). Diferenças nas características do solo e de condições climáticas, espécies de culturas e práticas de manejo podem influenciar o balanço de N em vários agroecossistemas devido as variações nas entradas de N e sua retenção no solo (MEISINGER; RANDALL, 1991; ROSS et al., 2008; PIERI et al., 2011). Solos de textura fina retêm mais e têm menores perdas de nitrogênio que solos de textura grossa, embora as formas de perdas predominantes de N sejam as mesmas (MEISINGER; RANDALL, 1991; WANG et al., 2014). Por outro lado, os estoques de N nos solos sob cultivo agrícola não diferiram mesmo quando tinham características texturais contrastantes, como os Neossolos Regolíticos e Litólicos. Isto indica que os efeitos das práticas agrícolas superam o fator tipo de solo na acumulação de Nitrogênio do solo.

A área do bioma Caatinga estende-se por mais de 800 mil km² (MapBiomas, 2019). Considerando as proporções de usos da terra, os estoques totais na região semiárida foram estimados em 611.5 Tg de N, sendo 226.8 Tg sob Caatinga densa (32% da área semiárida), um estoque aproximadamente 35% maior que sob Caatinga aberta (145.6 Tg; 27% da área) e 26% maior que sob pastagens (168.2 Tg; 28% da área). A regeneração de Caatinga densa em pelo menos 30% nestas áreas, elevaria o estoque para até 320 Tg de N. No entanto, esse aumento pode demandar várias décadas (ALTHOFF et al., 2016), dada a limitação na disponibilidade de água e a baixa produtividade primária líquida (IGLESIAS; BARCHUK; GRILLI, 2012). Na meta-análise global de Li, Niu e Luo (2012) são relatados aumentos significativos nos estoques de N somente 30 a 50 anos após o reflorestamento de áreas antes ocupadas por campos agrícolas. Esses aumentos foram associados principalmente a deposição atmosférica e a fixação de N. Nas áreas do semiárido do Nordeste do Brasil, a deposição atmosférica tem sido estimada em torno de 5 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (MENEZES et al., 2012) e a fixação em áreas de caatinga e pastagem variando de 4 a 30 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (FREITAS et al., 2011; FREITAS et al., 2012; SILVA et al., 2017). Considerando a incorporação ao solo de 35 kg ha⁻¹ ano⁻¹, ainda que não houvesse perda, seriam necessários 53 anos para que os estoques das áreas nas quais a agricultura fosse descontinuada fossem repostos em valores semelhantes aos da caatinga densa. Este tempo é condizente com os encontrados para a recuperação do carbono no solo, justificado pela grande ligação entre as dinâmicas dos dois elementos. Althoff et al. (2018) mostraram que nos solos das florestas secundárias da caatinga, mesmo após 20 anos de regeneração, ainda havia cerca de 30% menos carbono do solo do que sob caatinga deixada sem cortes e Althoff et al. (2016) e Araújo-Filho et al. (2018) concluíram serem necessários 50 anos e 65 anos, respectivamente, para que os estoques de C recuperassem os níveis antes do corte da vegetação.

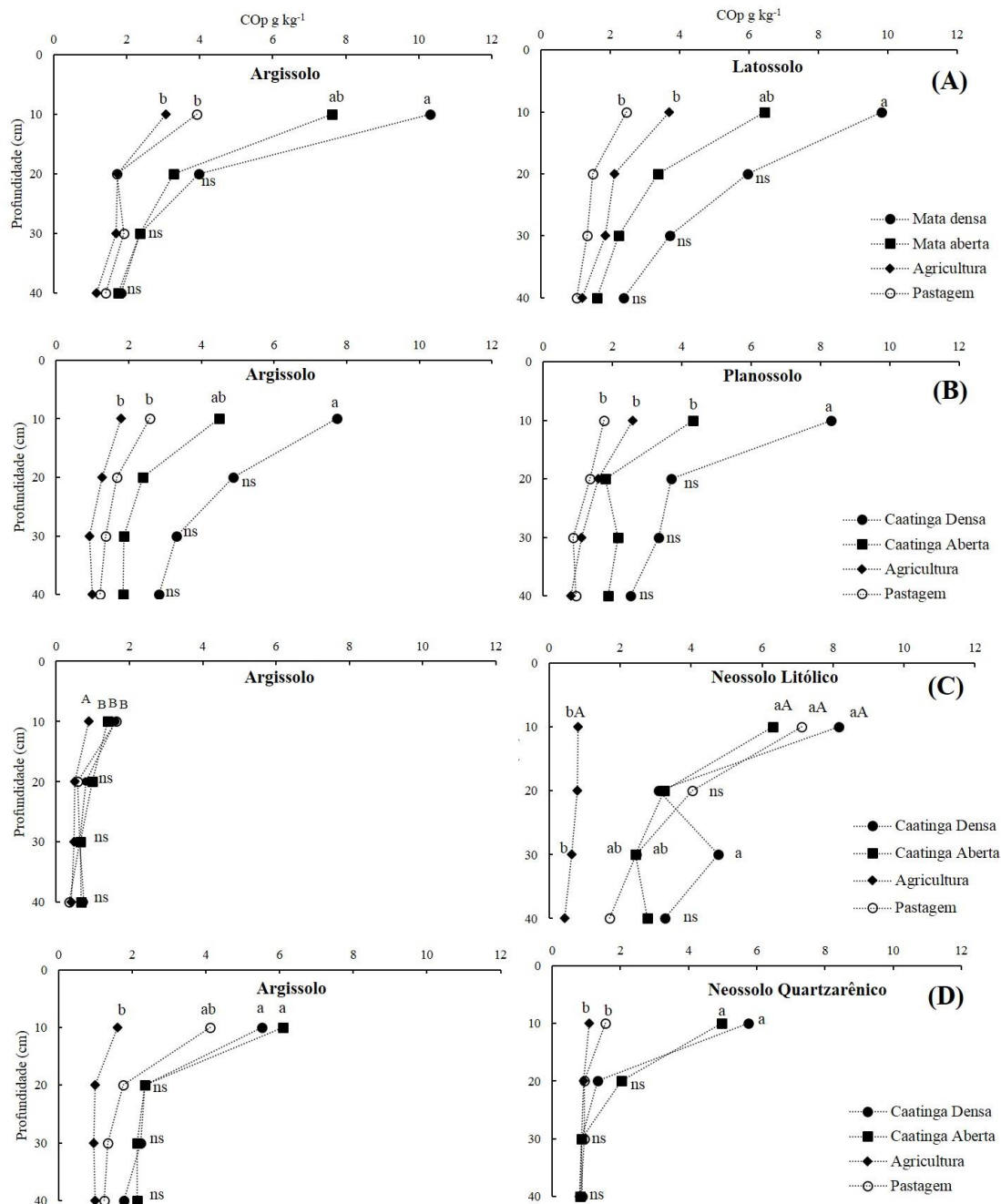
4.3 ESTUDO 3 - FRAÇÕES DE CARBONO DA MATÉRIA ORGÂNICA EM SOLOS SOB DIFERENTES USOS NO NORDESTE DO BRASIL

Os resultados desse estudo foram divididos nos seguintes subtópicos:

4.3.1 Resultados

O carbono orgânico particulado (COp), como esperado, concentrou-se na camada superficial do solo (0–10 cm), em todas as zonas, classes de solo e usos da terra, decrescendo significativamente em profundidade (Figura 13). Nessa camada superficial, o COp foi maior nos solos mantidos sob vegetação nativa em todas as zonas fisiográficas e classes de solo. Nas demais camadas, as concentrações de COp também tiveram valores mais altos sob vegetação nativa e menores sob agricultura, mas, em quase todos os casos, não diferiram significativamente. Somente no sertão oeste houve diferenças significativas entre os solos, tendo o Neossolo Litólico apresentando maiores concentrações de COp que os Argissolos, na camada superficial (Figura 13C). Entre as zonas, as maiores concentrações ocorreram nos dois solos da zona úmida (Argissolos e Latossolos) sob mata densa.

Figura 13 – Carbono orgânico particulado (COp) nos diferentes usos da terra e classes de solos nas zonas climáticas de Pernambuco, Brasil.



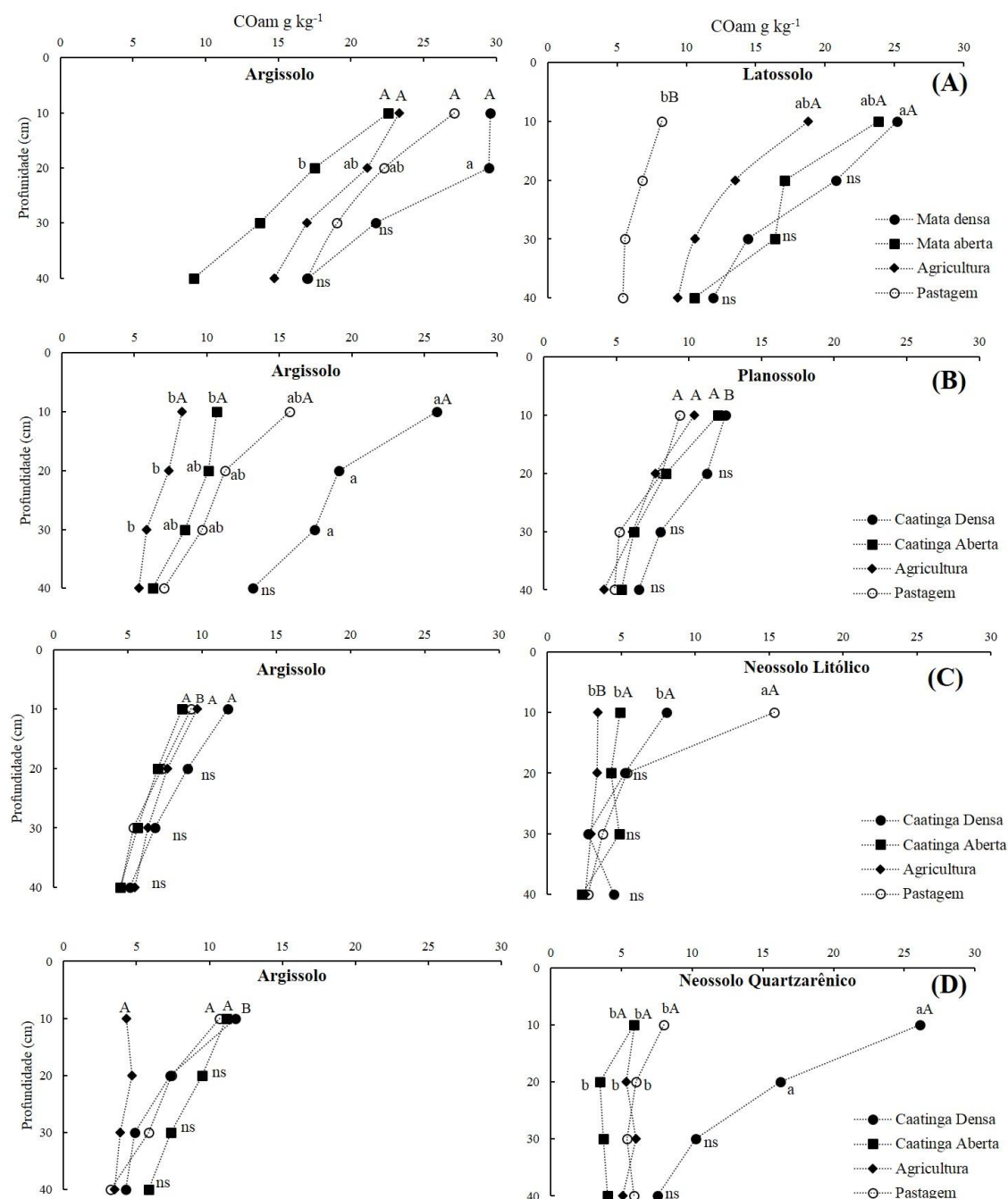
Fonte: O autor, 2020

(A) zona úmida; (B) zona subúmida; (C) zona semiárida oeste; e (D) zona semiárida leste. Valores seguidos de letras iguais, minúsculas entre os usos da terra e maiúsculas entre os solos, dentro das mesmas profundidades não diferem pelo teste LSD a 5% de probabilidade. (ns) não significativo para tipos de usos e classes de solos.

As concentrações de carbono orgânico associado aos minerais (COam) foram superiores às do COp em todas as zonas, classes de solo e usos da terra (Figura 14). Da mesma forma que o COp, o COam tendeu a se concentrar na camada superficial de 0–10 cm do solo e diminuiu com a profundidade, com menores concentrações nos usos da terra que implicam em maiores

níveis de antropização (AG, PA e CA ou MA), especialmente nos solos sob agricultura. As maiores diferenças estatísticas foram verificadas nas vegetações densas das zonas úmida, subúmida e semiárida leste com relação aos demais usos. Entre as classes de solos, essa fração foi mais sensível em identificar diferenças significativas, principalmente na camada de 0-10 cm em todas as zonas estudadas.

Figura 14 – Carbono orgânico associado mineral (COam) nos diferentes usos da terra e classes de solos nas zonas climáticas de Pernambuco, Brasil.



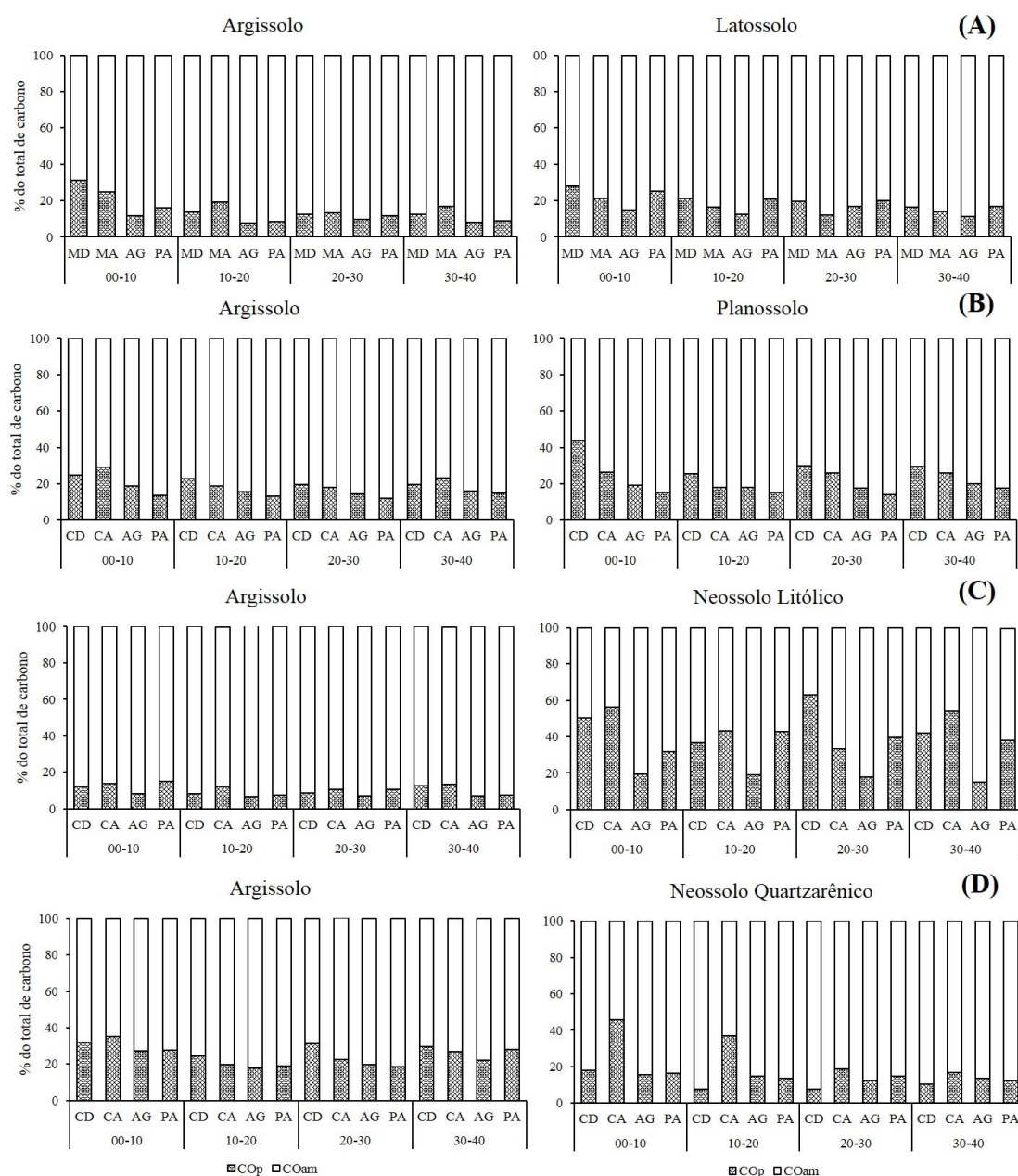
Fonte: O autor, 2020

(A) zona úmida; (B) zona subúmida; (C) zona semiárida oeste e (D) zona semiárida leste. Valores seguidos de letras iguais, minúsculas entre os usos da terra e maiúsculas entre os solos, dentro das mesmas profundidades não diferem pelo teste LSD a 5% de probabilidade. (ns) não significativo para tipos de usos e classes de solos.

Em geral, as proporções de CO_p em relação ao C orgânico total foram inferiores a 30% na camada de 0-20 cm e a 20% nas camadas de 20 a 40 cm, em todos os usos da terra, classes de solo e zonas (Figura 15), com exceção do Neossolo Litólico sob caatinga densa e aberta na zona semiárida oeste, no qual as proporções foram superiores a 40% (Figura 15C). A maior

parte do carbono total (61 a 89%) em todos os solos e usos da terra foi associada às frações silte e argila (COam) (Figura 15). Na maior parte dos casos, os usos com maior antropização tiveram maiores relações COam/SOC que os usos mais conservativos de Mata e Caatinga densa.

Figura 15 – Proporção de COp e COam em relação ao total de carbono nos diferentes usos da terra e classes de solos nas zonas climáticas de Pernambuco.



Fonte: O autor, 2020

(A) zona úmida (B) zona subúmida (C) zona semiárida oeste e (D) zona semiárida leste. MD (mata densa), MA (mata aberta), CD (Caatinga densa), CA (Caatinga aberta), AG (agricultura) e PA (pastagem).

Os usos da terra com maior antropismo tiveram influência negativa no índice de gestão de C (IMC) quando comparados à vegetação nativa, considerando o conjunto das camadas até os 0-40 cm de profundidade (Tabela 5). O IMC foi especialmente afetado nos solos sob agricultura, com reduções de mais de 50% em relação aos de vegetação nativa densa em quase todos os solos de todas as zonas, exceto o Argissolo da zona semiárida leste (67%) e o Neossolo Quatzarênico da zona semiárida oeste (52%). Para labilidade (L) e Índice de labilidade (IL) os valores elevados e em alguns casos semelhantes a vegetação nativa, tendo relação direta com valores obtidos dentro nas frações COp e COam que se encontraram numericamente desproporcionais, consequentemente, a determinação desses índices proporcionou valores elevados e estatisticamente iguais em alguns casos e em outros não diferindo da vegetação nativa.

Tabela 5 – Valores do índice de estoque de carbono (IEC), da labilidade (L), do índice de labilidade (IL) e do índice de manejo do carbono (IMC) nos diferentes usos da terra, classes de solos e zonas climáticas no estado de Pernambuco.

Classes de solos e zonas climáticas no Estado de Pernambuco.								
Usos	IEC		Labilidade		Índice Labilidade		IMC	
	ÚMIDA							
	Argissolo	Latossolo	Argissolo	Latossolo	Argissolo	Latossolo	Argissolo	Latossolo
MD	1.00 aA	1.00 aA	0.33 aA	0.28 aA	1.00 aA	1.00 aA	100 aA	100 aA
MA	0.72 bA	0.87 abA	0.23 abA	0.20 aA	0.86 aA	0.72 bA	57.67 bA	62.08 bA
AG	0.84 abA	0.74 bA	0.10 bA	0.17 aA	0.61 bA	0.71 bA	49.02 bA	46.87 bA
PA	0.86 abA	0.49 cB	0.14 abA	0.27 aA	0.76 abA	0.99 aA	64.86 bA	45.33 bA
	SUBÚMIDA							
	Argissolo	Planossolo	Argissolo	Planossolo	Argissolo	Planossolo	Argissolo	Planossolo
CD	1.00 aA	1.00 aA	0.30 aB	0.82 aA	1.00 aA	1.00 aA	100 aA	100 aA
CA	0.73 bA	0.79 abA	0.30 aA	0.33 bA	0.93 aA	0.49 bB	70.48 bA	35.90 bB
AG	0.49 cA	0.65 bA	0.20 Aa	0.24 bA	0.82 abA	0.58 bA	36.48 cA	30.86 bA
PA	0.78 bA	0.68 bA	0.16 aA	0.19 bA	0.69 bA	0.63 bA	45.20 bcA	45.06 bA
	SEMIÁRIDA LESTE							
	Argissolo	N. Litólico	Argissolo	N. Litólico	Argissolo	N. Litólico	Argissolo	N. Litólico
CD	1.00 aA	1.00 aA	0.12 aB	1.38 aA	1.00 abA	1.00 aA	100 aA	100 aA
CA	0.81 aA	0.96 aA	0.14 aB	1.42 aA	0.96 aA	0.47 bB	85.22 abA	38.88 bB
AG	0.99 aA	0.51 bB	0.08 aA	0.24 bA	0.74 bA	0.32 bB	66.84 bA	16.21 bB
PA	0.81 aA	0.94 aA	0.12 aA	0.66 abA	0.93 abA	0.36 bB	80.42 abA	35.40 bB
	SEMIÁRIDA OESTE							
	Argissolo	N. Quartzarênico	Argissolo	N. Quartzarênico	Argissolo	N. Quartzarênico	Argissolo	N. Quartzarênico
CD	1.00 aA	1.00 aA	0.46 aA	0.15 bB	1.00 aA	1.00 aA	100 aA	100 aA
CA	0.81 aA	0.40 cB	0.26 aB	0.52 aA	0.48 bA	0.73 aA	39.36 bA	33.60 bA
AG	0.67 aA	0.55 bcA	0.27 aA	0.19 bA	0.76 abA	0.95 aA	43.84 bA	52.73 bA
PA	1.00 aA	0.75 abA	0.33 aA	0.23 bA	0.99 aA	0.99 aA	72.27 abA	56.36 bA

Mata densa (MD) mata aberta (MA) Caatinga densa (CD) Caatinga aberta (CA) agricultura (AG) pastagem (PA). Valores seguidos de letras iguais, minúsculas entre os usos da terra e maiúsculas entre os solos, não diferem pelo teste LSD a 5% de probabilidade.

Fonte: O autor, 2020

4.3.2 Discussão

O COp foi a fração mais afetada pelos usos da terra (Figura 13) compara a fração COam. As maiores concentrações de COp na vegetação nativa em relação às pastagens deve ser função do maior aporte de serapilheira. Nas pastagens a maior parte da biomassa aérea é consumida pelos animais, e nos campos agrícolas de produção, a biomassa aérea também é retirada com a colheita ou queimada ao final do ciclo (SÁ et al., 2001). A ação do cultivo ou perturbação do solo quebra os macroagregados protetores do COp que os expõem a taxas mais altas de decomposição e mineralização (SAINÉPO; GACHENE; KARUMA, 2018). Além disso, a baixa deposição de resíduos orgânicos contribui para a diminuição da matéria orgânica particulada, principalmente na camada superficial, em função da maior labilidade (CAMBARDELLA; ELLIOTT, 1992) não se constituindo uma reserva temporária de C no solo em profundidade e decompondo-se logo na superfície (SOUZA; FIGUEIREDO; SOUSA, 2016). Estes resultados corroboram os encontrados por Nicoloso (2005) e Loss et al. (2009), que reportaram que sistemas de uso que propiciam maior adição de resíduos vegetais têm maiores concentrações de COp na camada superficial do solo. Six et al. (1998) relataram diminuição de COp no plantio convencional em relação ao plantio direto e hipotetizaram que no plantio com revolvimento do solo a decomposição de macroagregados e a diminuição de agentes ligantes leva à desintegração da matriz do solo que libera o carbono lábil que fica mais susceptível a perdas.

As maiores concentrações de COp nos Argissolos e Latossolos da região úmida devem-se possivelmente à manutenção de matéria orgânica protegida nos agregados do solo, uma vez que nesses solos, altamente intemperizados e com maiores concentrações de óxidos de Fe e Al e caulinitas, ocorre formação de complexos organo-minerais altamente estáveis, aumentando a estabilidade de microagregados recém-formados (SØRENSEN, 1972; BOUDOT, 1988; PINHEIRO-DICK; SCHWERTMANN, 1996; FELLER; BEARE 1997). O fato desses solos estarem localizados em uma região de alta precipitação pluvial também favoreceu a manutenção de COp no solo, visto que é esperado haver maior aporte de resíduos e aumento do período de interação do material particulado com os argilominerais devido ao maior tempo de ciclagem da MOS nos macroagregados, permitindo que as reações de complexação entre estes ocorram mais efetivamente (SIX et al., 1998). Além disso, o maior teor de argilas no Latossolo aumenta a quantidade de microporos e diminui a chance dos microrganismos mineralizarem a MOS (HARTMANN et al., 2014).

O carbono orgânico associado aos minerais (COam) não foi tão sensível aos usos da terra quanto o COp. Essa fração é, normalmente, menos modificada pelas diferentes formas de manejo, principalmente a curto prazo, tendo ciclagem mais lenta no que se refere a sua formação e decomposição (BAYER et al., 2004). Esses resultados são comparáveis aos de Datta et al. (2015), na Índia, e de Yu et al. (2017), no norte da China, que mostraram que o material recalcitrante teve uma diminuição mínima em diferentes tipos de uso da terra, provavelmente em função da inacessibilidade do COam devido às fortes ligações criadas entre as superfícies das argila e o carbono orgânico do solo (SAINÉPO; GACHENE; KARUMA, 2018). Villarino et al. (2017), avaliando o efeito do desmatamento nos estoques de C na profundidade de até 30 cm em solos do semiárido argentino, relataram que após 10 anos de cultivo, a redução na fração associada aos minerais foi de 15% enquanto a do COp foi de aproximadamente 60%. O processo de formação dessas frações é oposto, os aumentos dos teores de COp livre antecedendo à formação de COp ocluso em macro e microagregados e por fim, havendo formação de COam. Dessa maneira, para aumentar o COam, é necessário diminuir o COp pelo processo de mineralização. Portanto, a estabilização da MOS em longo prazo se dá pelo aumento das concentrações de COam, sendo importante para a manutenção de concentrações altas de carbono orgânico total no solo.

As maiores concentrações de COam nos solos sob vegetações nativa devem-se ao fato de que nesses ecossistemas há maiores teores de COS e por não serem submetidos ao revolvimento, havendo maior estabilização da matéria orgânica na fração mineral. Este resultado sugere que a proteção física é um importante mecanismo de estabilização do C nos solos estudados, impedindo a decomposição do material orgânico pelo aprisionamento no interior dos agregados. A qualidade dos resíduos orgânicos também é um fator considerado na decomposição a longo prazo, principalmente naqueles com altos teores de lignina e celulose (BALIN et al., 2017). Barreto, Gama-rodrigues e Gama-rodrigues (2014) observaram que em florestas de eucalipto mais velhas, há maiores concentrações de celulose e lignina, compostos que influenciam na velocidade de decomposição dos resíduos limitando o acesso dos microrganismos ao substrato e proporcionando maior recalcitrância à serapilheira.

A fração COp variou de 7 a 60%. Exceto nos Neossolos Litólicos sob CD e CA, onde foram encontrados valores acima de 40% do COp, os valores observados estavam dentro da faixa de valores indicado por Feller e Beare (1997). As proporções menores de COp com relação ao COam provavelmente estavam relacionadas ao clima tropical quente, que é favorável à decomposição biológica de insumos de material orgânico recente, levando a um menor acúmulo dessa fração (CHEN et al. 2004; MOHARANA et al. 2012). Esse menor acúmulo

esteve também consistentemente relacionado ao uso agrícola, isso porque as taxas de rotatividade de C da matéria orgânica particulada são mais altas; portanto essa fração, é mais esgotada pelo cultivo anual do que a matéria orgânica mais recalcitrante ligada à silte e argila (CHENU;PLANTE, 2006). Em solos onde faz-se uso de práticas convencionais de cultivo, incluindo aração, queima e ausência de adubação, a maior parte do C pode ser encontrada nas frações associadas aos minerais, enquanto nos solos sob florestas e pastagens a contribuição da fração associada a areia é maior (CARAVACA; ALAX; ALBALADEJO, 1999). Com o cultivo, a queda nos teores de C é mais pronunciada para as frações lábeis, principalmente a matéria orgânica particulada que fornece uma indicação anterior das conseqüências dos diferentes manejos do solo (GUGGENBERGER; ZECH; THOMAS, 1995; SIX et al., 2002).

Nos Neossolos Litólicos as relações COp/COS foram maiores, porque são solos mais jovens e são menos cultivados. Via de regra, esses solos apresentam textura média à arenosa e possuem um alto conteúdo de rochas ainda não intemperizadas, prevalecendo mais a matéria orgânica mais leve e particulada livre, evidenciando a presença de mais compostos alifáticos nos resíduos depositados na camada superficial do solo e, conseqüentemente, mais favoráveis ao ataque biológico (BALIN et al., 2017) e porque novos insumos de serapilheira e raiz fornecem continuamente um suprimento estável de materiais orgânicos particulados não-minerais (JACKSON et al., 2017). Nos solos profundos, os minerais de argila e silte estabilizam as substâncias orgânicas que se ligam a superfícies desses minerais, protegendo contra a decomposição e determinando a acessibilidade aos microrganismos em profundidade (DIECKOW et al., 2009; WEI et al., 2014), como observado nos aumentos das relações COam/COS das profundidades maiores que 30 cm (Figura 15). Nessas condições, os regimes de temperatura e umidade do solo tornam-se cada vez mais estáveis (HALL et al. 2016), favorecendo à atividade biológica, especialmente da fração argila, por ser ela determinada basicamente pela composição da comunidade microbiana e seus respectivos produtos, independentemente da qualidade e da quantidade dos resíduos vegetais adicionados ao solo pelos sistemas de culturas (DIEKOW, 2003), fazendo com que a dinâmica da MOS seja impulsionada por fatores abióticos como a química mineral do solo (SCHRUMPF et al. 2013). Jackson et al. (2017) afirmaram ser a maior parte (> 90%) da matéria orgânica mais profunda do que 30 cm associada aos minerais, e nessas condições, a bioquímica da matéria orgânica parece desempenhar um papel menos importante na estabilidade.

Ainda, o fato de maior parte do C estar ligada ao COam (61 a 89%) indica que os solos têm grandes estoques de C estável, com tempos de residência longos, importantes para a

mitigação das mudanças climáticas (EZE; PALMER; CHAPMAN, 2018). São valores comparáveis aos de outros estudos (LEIFELD et al., 2009; JOHN et al., 2005).

O desbalanço observado entre essas duas frações pode caracterizar um quadro de degradação ou depauperamento dos usos a médio e longo prazo, visto que é desejável que o solo apresente uma quantidade adequada de matéria orgânica particulada para garantir fluxo de carbono e manutenção da atividade biológica (CARMO et al., 2012). Os valores encontrados neste estudo (~30%) foi adequado para maioria dos solos e usos. Christensen (2001) citou que essa fração contribui com cerca de 3 a 20% do carbono orgânico total em solos tropicais. Ao mesmo tempo que, se o solo não dispuser de teores de CO₂ em quantidades suficientes para garantir o suprimento em longo prazo, os processos de oxidação da matéria orgânica do solo resultarão em diminuição nos estoques de carbono com consequente perda e degradação do solo (CARMO et al., 2012).

Os usos com vegetação nativa apresentaram os maiores índices de estoques de carbono (IEC), labilidade (IL) e índice de manejo de carbono (IMC) e o fato de possuir o maior IMC mostra a capacidade desse sistema em melhorar a qualidade do solo e promover a sustentabilidade do ecossistema. O IMC objetiva fornecer uma indicação da dinâmica de C no sistema. O valor em si não é importante, mas as diferenças refletem como os diferentes usos da terra estão afetando os sistemas (BLAIR; LEFROY; LISLE, 1995). A adição contínua de matéria orgânica nos casos dos ecossistemas nativos mostrou maiores IMC através do aumento da entrada de materiais orgânicos provenientes da biomassa florestal e menores perdas (BLAIR, 2000). Compostos de carbono, particularmente as frações mais lábeis, fornecem energia para os organismos do solo e estimulam sua atividade, o que contribui para a liberação de nutrientes dos resíduos de plantas e animais e a síntese de substâncias húmicas que afetam os atributos físicos e a fertilidade do solo (KALAMBUKATTU et al., 2013).

Entre os componentes do IMC, o índice de labilidade foi mais sensível em identificar diferenças no manejo do solo do que o IEC, o que corrobora resultados de outros estudos (DIEKOW et al., 2005; ZANATTA et al., 2019). Neste estudo, nenhum uso foi capaz de aumentar o índice de labilidade para além das áreas de referências em cada região fisiográfica (Tabela 5). Isso indica que além da importância dos estudos de estoques de C nos efeitos de diferentes usos na qualidade do solo, o constituinte da labilidade do IMC aumenta a sensibilidade de detecção em relação aos estoques (ZANATTA et al., 2019). Isso ocorre provavelmente pela alta labilidade da fração leve da matéria orgânica em detrimento ao C total, sendo as mudanças nesta fração detectadas a curto prazo via índice de labilidade (DIEKOW et al., 2005).

Baixos valores de IL indicam nesse caso, baixos teores de COp, conferindo ao solo maior porcentagem de C associado a minerais, logo, um carbono quimicamente mais estável e de maior recalcitrância. O baixo valor de COp está relacionado à adição de uma quantidade insuficiente de matéria orgânica na superfície e uma baixa proteção física desse solo. O IL pode ser mais sensível em detectar as diferenças no manejo do solo do que o IEC (LEITE et al., 2003; BONA et al., 2008; ZANATTA, 2007), atribuído principalmente a dinâmica da fração leve da MOS, que determina a labilidade do C, uma vez que essa fração é continuamente incrementada com adição de resíduos vegetais e possui elevados teores de compostos facilmente decomponíveis (SKJEMSTAD; DALAL; BARRON, 1986), a taxa de reciclagem é maior do que no solo inteiro, e portanto, as alterações nos estoques de C na fração leve são relativamente mais rápidas se comparando ao solo inteiro

5 CONCLUSÕES

Estudo 1: Carbono e nitrogênio em solos do Nordeste brasileiro determinados por espectroscopia no infravermelho visível e próximo (Vis-NIR) e no infravermelho médio (MIR)

1. Foi constituída a primeira biblioteca espectral específica para solos do Nordeste do Brasil de diferentes classes e sob diferentes usos da terra. Suas concentrações de C e N estimadas por espectroscopia de refletância foram bem correlacionadas com as determinadas por combustão a seco (método padrão). Portanto, a espectroscopia pode substituir os métodos rotineiros de determinação desses elementos. As técnicas de pré-processamento melhoraram o desempenho dos modelos multivariados em comparação com o método de refletância original (sem pré-processamento). Para C, o melhor pré-processamento foi a correção de dispersão multiplicativa com o modelo de regressão por máquina de vetores de suporte para a combinação de espectros visível, infravermelho próximo e infravermelho médio. Para N, o melhor método foi o pré-processamento de variável normal padrão com o modelo de regressão por mínimos quadrados parciais para o espectro do infravermelho médio.
2. Os modelos na região espectral combinada do Vis-NIR-MIR forneceram melhores predições ao analisar diferentes classes de solo no Nordeste brasileiro. Esta maior eficácia foi demonstrada pelas calibrações multivariadas mais robustas, de acordo com os pré-tratamentos utilizados, e em função principalmente das características de absorção de moléculas orgânicas do solo bem reconhecidas, particularmente na região MIR.

Estudo 2: Estoques de nitrogênio em classes de solo sob diferentes usos da terra no semiárido brasileiro

1. A floresta nativa é a melhor opção para acumular N no solo no semiárido brasileiro. A conversão da Caatinga densa em agricultura resulta na perda de cerca de um quarto do estoque de N do solo, até 1 m de profundidade (8,34 a 6,43 Mg N ha⁻¹). A conversão em pastagem não altera significativamente os estoques de N do solo, mas transfere o acúmulo de N para camadas mais superficiais do solo.
2. Os estoques mais altos por unidade de área foram nos Argissolos, que ocupam 15% da área semiárida da região, enquanto os mais baixos foram nos Latossolos e Neossolos Litólicos,

que são os solos predominantes na região, representando 40% de sua área, e em Planossolos, que ocupam apenas 9%.

3. Considerando os quatro principais usos do solo e as sete classes predominantes de solo no semiárido brasileiro, os estoques regionais de N no solo chegam a 612 Tg de N. Essas informações subsidiam a estimativa dos estoques nacionais e mundiais e ajudam no delineamento de políticas de manejo.

Estudo 3: Frações de carbono da matéria orgânica em solos sob diferentes usos no Nordeste do Brasil

1. Os diferentes tipos de uso da terra alteram as proporções e concentrações das frações de carbono orgânico do solo e, consequentemente, o IMC (índice de manejo do carbono). A fração lábil da matéria orgânica representada pelo carbono orgânico particulado (COp) representou menos de 30% do carbono mais estável, e o C orgânico associado aos minerais (COam) foi maior, em todas as profundidades, classes de solo e usos da terra. As concentrações de COp foram maiores nos solos sob vegetação nativa que sob agricultura, principalmente na camada de 0-10 cm de profundidade, provavelmente pela maior deposição de resíduos e menor perturbação. O COam foi pouco influenciado pelos sistemas de manejo do solo. O índice de manejo do carbono que relaciona o estoque total e a labilidade do C do solo aos das matas nativas densas, tomadas como referência, indicou que os níveis de degradação nas vegetações nativas abertas eram tão graves quanto nos solos com agricultura e pastagens.

2. O fracionamento físico da MOS forneceu uma valiosa contribuição para o conhecimento de processos relacionados à dinâmica da matéria orgânica em diferentes zonas climáticas, mostrando que são sensíveis não apenas às formas de uso da terra, mas também a fatores como classe de solo e características climáticas da região.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O monitoramento de carbono e nitrogênio deve ser continuamente implementado nas estratégias de manejo das terras da região Nordeste do Brasil, principalmente porque essa região é a mais vulnerável às mudanças climáticas do país. Ações destinadas a melhorar a MOS em cada tipo de uso da terra vão melhorar a qualidade do solo, e, adicionalmente, vão ajudar a reverter o quadro de degradação impostos pelos longos períodos de usos. Assim, recomenda-se estratégias de manejo que visem manutenção da biomassa florestal e das pastagens na superfície do solo, de forma a incrementar o acúmulo de carbono e nitrogênio do solo. Nas áreas agrícolas, que demonstraram ser mais degradadas, recomenda-se estratégias de manejos que possibilitem aumento do carbono lábil no solo e dos estoques de nitrogênio, como por exemplo adubações e promoção do uso de cobertura do solo, de modo a melhorar a fertilidade a longo prazo. Em se tratando de monitoramento, as técnicas de espectroscopia podem contribuir na quantificação desses elementos como método eficiente, simples e de baixo custo de modo a reduzir os impactos ambientais causados pelos métodos tradicionais. Embora previsões precisas de C e N tenham sido obtidas neste trabalho, ainda há potencial para desenvolver modelos baseados no melhor método de pré-processamento espectral e modelagem quimiométrica, validando esses métodos para cada tipo de solo e textura em pesquisas futuras. Seu poder preditivo pode ainda ser melhorado incorporando-se a biblioteca espectral obtida a outros bancos espectrais regionais, nacionais ou globais.

REFERÊNCIAS

- ACCIOLY, L. J. O. *et al.* **Mapeamento do uso e cobertura das terras do Semiárido pernambucano (escala 1:100.000)**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2017. 100 p. (Embrapa Solos. Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 260).
- ACKERSON, J. P.; DEMATTÊ, J. A. M.; MORGAN, C. L. S. Predicting clay content on field-moist intact tropical soils using a dried, ground VisNIR library with external parameter orthogonalization. **Geoderma**, v. 259-260, p.196-204, dez. 2015.
- ADENLE, A. A. *et al.* Global assessment of technological innovation for climate change adaptation and mitigation in developing world. **Journal of Environmental Management**, v. 161, p.261-275, set. 2015.
- ADHIKARI, K.; HARTEMINK, A. E. Digital Mapping of Topsoil Carbon Content and Changes in the Driftless Area of Wisconsin, USA. **Soil Science Society of America Journal**, v. 79, n. 1, p.155-164, 2015.
- ALBALADEJO, Juan *et al.* Land use and climate change impacts on soil organic carbon stocks in semi-arid Spain. **Journal of Soils And Sediments**, v. 13, n. 2, p.265-277, 23 out. 2012.
- ALEXANDER, P. *et al.* The economics of soil C sequestration and agricultural emissions abatement. **Soil**, v. 1, n. 1, p.331-339, 10 abr. 2015.
- ALEXIS, M.A. *et al.* Evolution of soil organic matter after prescribed fire: A 20-year chronosequence. **Geoderma**, v. 189-190, p.98-107, nov. 2012.
- ALTHOFF, T. D. *et al.* Climate change impacts on the sustainability of the firewood harvest and vegetation and soil carbon stocks in a tropical dry forest in Santa Teresinha Municipality, Northeast Brazil. **Forest Ecology And Management**, v. 360, p.367-375, jan. 2016.
- ALTHOFF, T. D. *et al.* Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 254, p.26-34, fev. 2018.
- AMBRIZZI, T.; ARAÚJO, M. **PBMC, 2014: Base científica das mudanças climáticas.**: Contribuição do Grupo de Trabalho 1 do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas ao Primeiro Relatório da Avaliação Nacional sobre Mudanças Climáticas. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil,: Coppe, 2014. 464 p.
- ARAÚJO FILHO, J. C. *et al.* **Levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do estado de Pernambuco**. 11. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2000. 382 p. (Boletim de Pesquisa).
- ARAUJO FILHO, J. C. Relação solo e paisagem no bioma Caatinga. In: Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada, 14., 2011, Dourados. **Dinâmicas socioambientais das inter-relações às interdependência**. Dourados: UFGD, 2011. p. 1 - 24.

ARAÚJO, S. R.; DEMATTÊ, J. A. M.; VICENTE, S. Soil contaminated with chromium by tannery sludge and identified by vis-NIR-mid spectroscopy techniques. **International Journal of Remote Sensing**, v. 35, n. 10, p.3579-3593, 25 abr. 2014a.

ARAÚJO, S. R. *et al.* Improving the prediction performance of a large tropical vis-NIR spectroscopic soil library from Brazil by clustering into smaller subsets or use of data mining calibration techniques. **European Journal of Soil Science**, v. 65, n. 5, p.718-729, 5 ago. 2014b.

ARAÚJO, S. R. *et al.* Determining soil properties in Amazonian Dark Earths by reflectance spectroscopy. **Geoderma**, v. 237-238, p.308-317, jan. 2015.

ARAÚJO FILHO, R. N. *et al.* Recovery of carbon stocks in deforested caatinga dry forest soils requires at least 60 years. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p.210-220, jan. 2018.

ARNHOLD, S. *et al.* Soil properties along a gradient from hillslopes to the savanna plains in the Lambwe Valley, Kenya. **Soil Tillage Research**, v. 154, p.75–83, nov. 2015.

ASSIS, C. P. *et al.* Organic matter and phosphorus fractions in irrigated agroecosystems in a semi-arid region of Northeastern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 138, n. 1-2, p.74-82, jun. 2010.

ASSMANN, J. M. *et al.* Soil carbon and nitrogen stocks and fractions in a long-term integrated crop–livestock system under no-tillage in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 190, p.52-59, jun. 2014.

AUFDENKAMPE, A. K. *et al.* Riverine coupling of biogeochemical cycles between land, oceans, and atmosphere. **Frontiers In Ecology and The Environment**, v. 9, n. 1, p.53-60, fev. 2011.

BARRETO, P. A. B. *et al.* Distribution of oxidizable organic C fractions in soils under cacao agroforestry systems in Southern Bahia, Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 81, n. 3, p.213-220, 14 abr. 2010.

BARRETO, P. A. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Carbono das frações da matéria orgânica em solos sob plantações de eucalipto de diferentes idades. **Scientia Forestalis**, v. 42, n. 104, p.581-590, dez. 2014.

BARROS, J. A. Human disturbance affects enzyme activity, microbial biomass and organic carbon in tropical dry sub-humid pasture and forest soils. **Archives of Agronomy Soil Science**, v. 66, p. 1-19, jan. 2019.

BALDOCK, J. A; SKJEMSTAD, J. O. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. **Organic Geochemistry**, v. 31, n. 7-8, p.697-710, jul. 2000.

BALIN, N. M. *et al.* Frações da matéria orgânica, índice de manejo do carbono e atributos físicos de um Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de uso. **Scientia Agraria**, v. 18, n. 3, p.85-94, 29 set. 2017.

BARTHÈS, B. G. *et al.* Performance comparison between a miniaturized and a conventional near infrared reflectance (NIR) spectrometer for characterizing soil carbon and nitrogen. **Geoderma**, v. 338, p. 422–429, jan. 2019.

BATJES, N. H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **European Journal of Soil Science**, v. 2, n. 47, p.151-163, jan. 1996.

BAYER, C. *et al.* Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 7, p.677-683, jul. 2004.

BELLON-MAUREL, V. *et al.* Critical review of chemometric indicators commonly used for assessing the quality of the prediction of soil attributes by NIR spectroscopy. **Trac Trends in Analytical Chemistry**, v. 29, n. 9, p.1073-1081, out. 2010.

BELLON-MAUREL, V.; MCBRATNEY, A. Near-infrared (NIR) and mid-infrared (MIR) spectroscopic techniques for assessing the amount of carbon stock in soils – Critical review and research perspectives. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 7, p.1398-1410, jul. 2011.

BEN-DOR, E.; BANIN, A. Near-Infrared Analysis as a Rapid Method to Simultaneously Evaluate Several Soil Properties. **Soil Science Society of America Journal**, v. 59, n. 2, p.364-372, 1995.

BENISTON, J. W. *et al.* Soil organic carbon dynamics 75 years after land-use change in perennial grassland and annual wheat agricultural systems. **Biogeochemistry**, v. 120, n. 1-3, p.37-49, 16 abr. 2014.

BERNARDI, A. C. C. *et al.* **Fertilidade do Solo e Estoques de Carbono e Nitrogênio de um Neossolo Quartzarênico sob Cultivo de Fruteiras Irrigadas na Região Nordeste do Brasil**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 2004. 35 p.

BESNARD, E. *et al.* Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. **European Journal of Soil Science**, v. 47, n. 4, p.495-503, dez. 1996.

BEZERRA, A. F. P. **Estudo Fitogeográfico do Brasil**. Fortaleza: Stylus, 1990. 100 p

BILGILI, A. V. *et al.* Visible-near infrared reflectance spectroscopy for assessment of soil properties in a semi-arid area of Turkey. **Journal of Arid Environments**, v. 74, n. 2, p.229-238, fev. 2010.

BINGHAM, A. H.; COTRUFO, M. F. Organic nitrogen storage in mineral soil: Implications for policy and management. **Science of The Total Environment**, v. 551-552, p.116-126, maio 2016.

BLAIR, G. J.; LEFROY, R. D. B.; LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. **Australian Journal of Agricultural Research**, v. 46, n. 7, p.1459-1466, 1995.

BLAIR, N. Impact of cultivation and sugar-cane green trash management on carbon fractions and aggregate stability for a Chromic Luvisol in Queensland, Australia. **Soil And Tillage Research**, v. 55, n. 3-4, p.183-191, jun. 2000.

BLANCO-MOURE, N. *et al.* Long-term no-tillage effects on particulate and mineral-associated soil organic matter under rainfed Mediterranean conditions. **Soil Use and Management**, v. 29, n. 2, p.250-259, 1 mar. 2013.

BLANCO-MOURE, N. *et al.* Soil organic matter fractions as affected by tillage and soil texture under semiarid Mediterranean conditions. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p.381-389, jan. 2016.

BONA, F. D. *et al.* Soil quality assessed by carbon management index in a subtropical Acrisol subjected to tillage systems and irrigation. **Soil Research**, v. 46, n. 5, p.469-476, 2008.

BOUDOT, J. P. Relative efficiency of complexed aluminum noncrystalline Al hydroxide, allophane and imogolite in retarding the biodegradation of citric acid. **Geoderma**, v. 52, n. 1-2, p.29-39, jan. 1992.

BRANCALIAO, S. R.; MORAES, M. H. Alterações de alguns atributos físicos e das frações húmicas de um Nitossolo vermelho na sucessão milheto-soja em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 1, p.393-404, fev. 2008.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The nature and properties of soil**. 12. ed. New Jersey, Usa: Pretience Hall, 1996.

BROGNIEZ, D. *et al.* A map of the topsoil organic carbon content of Europe generated by a generalized additive model. **European Journal of Soil Science**, v. 66, n. 1, p.121-134, 16 out. 2014.

BROWN, D. J. *et al.* Global soil characterization with VNIR diffuse reflectance spectroscopy. **Geoderma**, v. 132, n. 3-4, p.273-290, jun. 2006.

BUDGE, K. *et al.* Alpine grassland soils contain large proportion of labile carbon but indicate long turnover times. **Biogeosciences**, v. 8, n. 7, p.1911-1923, 19 jul. 2011.

BURNS, D. A.; CIURCZAK, E. W. **Handbook of near-infrared analysis**. 2. ed. New York: Marcel Dekker, 2001. 797 p.

CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, n. 3, p.777-783, 1992.

CAMBULE, A.H. *et al.* Building a near infrared spectral library for soil organic carbon estimation in the Limpopo National Park, Mozambique. **Geoderma**, v. 183-184, p.41-48, ago. 2012.

CARAVACA, F.; LAX, A.; ALBALADEJO, J. Organic matter, nutrient contents and cation exchange capacity in fine fractions from semiarid calcareous soils. **Geoderma**, v. 93, n. 3-4, p.161-176, dez. 1999.

CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 4, p.1211-1220, ago. 2012.

CARMO, F. F. *et al.* Frações granulométricas da matéria orgânica em latossolo sob plantio direto com gramíneas. **Bioscience Journal**, v. 8, n. 3, p.420-431, jun. 2012.

CARNEIRO, M. A. C. *et al.* Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 1, p.147-157, fev. 2009.

CHEN, G. *et al.* Soil biological changes for a natural forest and two plantations in subtropical China. **Pedosphere**, v. 14, n. 3, p.297-304, set. 2004.

CHEN, H. *et al.* Assessment of climate change impacts on soil organic carbon and crop yield based on long-term fertilization applications in Loess Plateau, China. **Plant and Soil**, v. 390, n. 1-2, p.401-417, nov. 2014.

CHEN, W. *et al.* Multiple mechanisms contributed to the reduced stability of Inner Mongolia grassland ecosystem following nitrogen enrichment. **Plant and Soil**, v. 409, n. 1-2, p.283-296, 22 jun. 2016.

CHENU, C.; PLANTE, A. F. Clay-sized organo-mineral complexes in a cultivation chronosequence: revisiting the concept of the 'primary organo-mineral complex'. **European Journal of Soil Science**, v. 57, n. 4, p.596-607, ago. 2006.

CHIA, R. W.; KIM, D.; YIMER, F. Can afforestation with *Cupressus lusitanica* restore soil C and N stocks depleted by crop cultivation to levels observed under native systems? **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 242, p.67-75, maio 2017.

CHRISTENSEN, B. T. Matching Measurable Soil Organic Matter Fractions with Conceptual Pools in Simulation Models of Carbon Turnover: Revision of Model Structure. In: POWLSON, D S; SMITH, P; SMITH, J U. **Valuation of Soil Organic Matter Models**. 38. ed. Berlin, Heidelberg: Springer, 1996. p. 143-159.

CHRISTENSEN, B. T. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. **European Journal of Soil Science**, v. 52, n. 3, p.345-353, set. 2001.

CIAIS, P. *et al.* Carbon and Other Biogeochemical Cycles Supplementary Material. In: STOCKER, T F *et al.* **Climate Change 2013: The Physical Science Basis.**: Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2013. p. 465-570.

CLAIROTTE, M. *et al.* National calibration of soil organic carbon concentration using diffuse infrared reflectance spectroscopy. **Geoderma**, v. 276, p.41-52, ago. 2016.

CLARK, R. N.; ROUSH, T. L. Reflectance spectroscopy: Quantitative analysis techniques for remote sensing applications. **Journal of Geophysical Research: Solid Earth**, v. 89, n. 7, p.6329-6340, jul. 1984.

CLARK, R. N. *et al.* High spectral resolution reflectance spectroscopy of minerals. **Journal Of Geophysical Research**, v. 95, n. 8, p.12653-12680, 1990.

COCHRAN, R. L. *et al.* Soil carbon pools and fluxes after land conversion in a semiarid shrub-steppe ecosystem. **Biology and Fertility Of Soils**, v. 43, n. 4, p.479-489, ago. 2006.

CONANT, R. T. *et al.* Temperature and soil organic matter decomposition rates - synthesis of current knowledge and a way forward. **Global Change Biology**, v. 17, n. 11, p.3392-3404, ago. 2011.

CONCEIÇÃO, P. C. *et al.* Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 5, p.777-788, out. 2005.

CONFORTI, M. *et al.* Visible and near infrared spectroscopy for predicting texture in forest soil: an application in southern Italy. **Iforest - Biogeosciences and Forestry**, v. 8, n. 3, p.339-347, jun. 2015.

COSTA, R. C.; ARAÚJO, F. S.; LIMA-VERDE, L. Wilson. Flora and life-form spectrum in an area of deciduous thorn woodland (caatinga) in northeastern, Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 68, n. 2, p.237-247, jan. 2007.

CUNHA, F. F. *et al.* Sistema radicular de seis gramíneas irrigadas em diferentes adubações nitrogenadas e manejos. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 32, n. 2, p.351-357, 29 abr. 2010. Universidade Estadual de Maringá.

DATTA, A. *et al.* Soil properties and organic carbon distribution under different land uses in reclaimed sodic soils of North-West India. **Geoderma Regional**, v. 4, p.134-146, abr. 2015.

DEB, S. K.; SHUKLA, M. K. A Review of Dissolved Organic Matter Transport Processes Affecting Soil and Environmental Quality. **Journal of Environmental & Analytical Toxicology**, v. 01, n. 02, p.106-117, 2011.

DEMATTE, J. A. M. *et al.* Remote Sensing from Ground to Space Platforms Associated with Terrain Attributes as a Hybrid Strategy on the Development of a Pedological Map. **Remote Sensing**, v. 8, n. 10, p.826-850, out. 2016.

DEMATTE, J. A. M. *et al.* Spectral regionalization of tropical soils in the estimation of soil attributes. **Revista Ciência Agronômica**, v. 47, p.589-598, 2016b.

DEMATTE, J. A. M. *et al.* Soil chemical alteration due to slaughterhouse waste application as identified by spectral reflectance in São Paulo State, Brazil: an environmental monitoring useful tool. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 18, p.1-22, set. 2016c.

DEMATTE, J. A. M. *et al.* Genesis and properties of wetland soils by VIS-NIR-SWIR as a technique for environmental monitoring. **Journal of Environmental Management**, v. 197, p.50-62, jul. 2017.

DEMATTE, J. A. M. *et al.* The Brazilian Soil Spectral Library (BSSL): A general view, application and challenges. **Geoderma**, v. 354, ago. 2019a.

DEMATTE, J. A. M. *et al.* Soil analytical quality control by traditional and spectroscopy techniques: Constructing the future of a hybrid laboratory for low environmental impact. **Geoderma**, v. 337, p.111-121, mar. 2019b.

DENG, L. *et al.* Effects of age and land-use changes on soil carbon and nitrogen sequestrations following cropland abandonment on the Loess Plateau, China. **Ecological Engineering**, v. 90, p.105-112, maio 2016.

DE VRIES, W. *et al.* The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and heathlands. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 8, p.1814-1823, set. 2009.

DICK, D. P. *et al.* Química da matéria orgânica do solo. In: ALLEONI, Luís Reynaldo F.; MELO, Vander de Freitas. **Química e Mineralogia do Solo**. 2. ed. Viçosa, Mg: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. Cap. 11. p. 1-55.

DIEKOW, J. **Estoque e qualidade da matéria orgânica do solo em função de sistemas de culturas e adubação nitrogenada no sistema plantio direto**. 2003. 164 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado em Ciência do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

DIEKOW, J. *et al.* Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilisation. **Plant and Soil**, v. 268, n. 1, p.319-328, jan. 2005.

DIECKOW, J. *et al.* Land use, tillage, texture and organic matter stock and composition in tropical and subtropical Brazilian soils. **European Journal of Soil Science**, v. 60, n. 2, p.240-249, mar. 2009.

DINAKARAN, J. *et al.* Near-Infrared-Spectroscopy for Determination of Carbon and Nitrogen in Indian Soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 47, n. 12, p.1503-1516, jun. 2016.

DOETTERL, S. *et al.* Soil carbon storage controlled by interactions between geochemistry and climate. **Nature Geoscience**, v. 8, n. 10, p.780-783, ago. 2015.

DON, A.; SCHUMACHER, J.; FREIBAUER, A. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks - a meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 17, n. 4, p.1658-1670, nov. 2010.

DOTTO, A. C. **Soil vis-nir spectroscopy: predictive potential and the development of a graphical user interface in r**. 2017. 112 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2017a.

DOTTO, A. C. *et al.* Two preprocessing techniques to reduce model covariables in soil property predictions by Vis-NIR spectroscopy. **Soil and Tillage Research**, v. 172, p.59-68, set. 2017b.

DOTTO, A. C. *et al.* A systematic study on the application of scatter-corrective and spectral-derivative preprocessing for multivariate prediction of soil organic carbon by Vis-NIR spectra. **Geoderma**, v. 314, p.262-274, mar. 2018.

DREWNİK, M. *et al.* Effects of exposure and vegetation type on organic matter stock in the soils of subalpine meadows in the Eastern Carpathians. **Catena**, v. 147, p.167-176, dez. 2016.

DUNGAIT, J. A. J. *et al.* Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. **Global Change Biology**, v. 18, n. 6, p.1781-1796, mar. 2012.

DURIGAN, M. *et al.* Soil Organic Matter Responses to Anthropogenic Forest Disturbance and Land Use Change in the Eastern Brazilian Amazon. **Sustainability**, v. 9, n. 3, p.379-398, mar. 2017.

EGLI, M. *et al.* Effect of north and south exposure on organic matter in high Alpine soils. **Geoderma**, v. 149, n. 1-2, p.124-136, fev. 2009.

ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 75, n. 4, p.529-538, nov. 1995.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Org.). **Manual de métodos de análise de solo**: Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa-cnps, 1997. 212 p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Org.). **Solos do Nordeste**. Recife: Embrapa-solos, 2014.

EZE, S.; PALMER, S. M.; CHAPMAN, P. J. Soil organic carbon stock and fractional distribution in upland grasslands. **Geoderma**, v. 314, p.175-183, mar. 2018.

FAGERIA, N. K. Soil quality vs. environmentally-based agricultural management practices. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 33, n. 13-14, p.2301-2329, jul. 2007.

FAO. **Status of the World's Soil Resources: Main Report**. 2015. Disponível em: <<http://www.fao.org/documents/card/en/c/c6814873-efc3-41db-b7d32081a10ede50/>>. Acesso em: 25 jan. 2019.

FAO. **Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação**. 2014. FAO, Rome. Disponível em: <www.fao.org/forestry/fra/fra2010/en>. Acesso em: 06 maio 2018.

FELLER, C.; BEARE, M. H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**, v. 79, n. 1-4, p.69-116, set. 1997.

FELICÍSIMO, Á. M. *et al.* Mapping landslide susceptibility with logistic regression, multiple adaptive regression splines, classification and regression trees, and maximum entropy methods: a comparative study. **Landslides**, v. 10, n. 2, p.175-189, mar. 2012.

FERREIRA, A. C. C. *et al.* Land-Use Type Effects on Soil Organic Carbon and Microbial Properties in a Semi-arid Region of Northeast Brazil. **Land Degradation & Development**, v. 27, n. 2, p.171-178, mar. 2014.

FERREIRA NETO, R. A. *et al.* Nitrogen fixation of Poaceae and Leguminosae in a green manure experiment in the Brazilian semiarid region. **Australian Journal of Crop Science**, v. 11, n. 11, p.1474-1480, nov. 2017.

FERNANDES, F. A. *et al.* **Uso de espectrometria de refletância no infravermelho próximo (NIRS) na análise de carbono de Neossolos do Pantanal**. Corumbá, MS: Comunicado Técnico - Embrapa, 2010. Disponível em: <<http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/online/COT86.pdf>>. Acesso em: 01 set. 2018.

FENG, W.; PLANTE, A. F.; SIX, J. Improving estimates of maximal organic carbon stabilization by fine soil particles. **Biogeochemistry**, v. 112, n. 1-3, p.81-93, nov. 2011.

FENG, W. *et al.* Methodological uncertainty in estimating carbon turnover times of soil fractions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 100, p.118-124, set. 2016.

FERREIRA, D.F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, (UFPA), v. 35, n.6, p. 1039-1042, 2011.

FIDÊNCIO, P. H. *et al.* Determination of organic matter in soil using near-infrared spectroscopy and partial least squares regression. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 33, n. 9-10, p.1607-1615, maio. 2002.

FRACETTO, F. J. C. *et al.* Estoques de carbono e nitrogênio no solo cultivado com mamona na Caatinga. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 5, p.1545-1552, nov. 2012.

FRAZÃO, L. A. *et al.* Estoques de carbono e nitrogênio e fração leve da matéria orgânica em Neossolo Quartzarênico sob uso agrícola. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 45, n. 10, p.1198-1204, out. 2010.

FREITAS, A. D. S. de *et al.* Nodulação e fixação de nitrogênio por forrageiras da caatinga cultivadas em solos do semiárido paraibano. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 40, n. 9, p.1856-1861, set. 2011.

FREITAS, A. D. S.; SILVA, A. F.; SAMPAIO, E. V. S. B. Yield and biological nitrogen fixation of cowpea varieties in the semi-arid region of Brazil. **Biomass and Bioenergy**, v. 45, p.109-114, out. 2012.

FREITAS, A. D. S. de *et al.* How much nitrogen is fixed by biological symbiosis in tropical dry forests? 2. Herbs. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 94, n. 2-3, p.181-192, nov. 2012.

FU, X. *et al.* Soil organic carbon and total nitrogen as affected by vegetation types in Northern Loess Plateau of China. **Geoderma**, v. 155, n. 1-2, p.31-35, fev. 2010.

GAFFEY, S.J. *et al.* Ultraviolet, visible, and nearinfrared reflectance spectroscopy: laboratory spectra of geologic materials. In: PIETERS, C.M., ENGLERT, P.A. (Eds.). **Remote geochemical analysis: elemental and mineralogical composition**. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 1993. p. 43–77.

GAO, Y. *et al.* Estimating Soil Organic Carbon Content with Visible–Near-Infrared (Vis-NIR) Spectroscopy. **Applied Spectroscopy**, v. 68, n. 7, p.712-722, jul. 2014a.

GAO, Y. *et al.* Long-term effects of different land use types on C, N, and P stoichiometry and storage in subtropical ecosystems: A case study in China. **Ecological Engineering**, v. 67, p.171-181, jun. 2014b.

GEBEYEHU, G.; SOROMESSA, T. Status of soil organic carbon and nitrogen stocks in Koga Watershed Area, Northwest Ethiopia. **Agriculture & Food Security**, v. 7, n. 1, p.1-10, abr. 2018.

GELADI, P.; KOWALSKI, B. R. Partial least-squares regression: a tutorial. **Analytica Chimica Acta**, v. 185, p.1-17, 1986.

GHOLIZADEH, A. *et al.* Visible, Near-Infrared, and Mid-Infrared Spectroscopy Applications for Soil Assessment with Emphasis on Soil Organic Matter Content and Quality: State-of-the-Art and Key Issues. **Applied Spectroscopy**, v. 67, n. 12, p.1349-1362, dez. 2013.

GIANNETTA, B. *et al.* Distribution and thermal stability of physically and chemically protected organic matter fractions in soils across different ecosystems. **Biology and Fertility Of Soils**, v. 54, n. 5, p.671-681, maio 2018.

GIARDINA, C. P.; SANFORD, R.; DÖCKERSMITH, I. C. Changes in Soil Phosphorus and Nitrogen During Slash-and-Burn Clearing of a Dry Tropical Forest. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, n. 1, p.399-405, 2000.

GIONGO, V. *et al.* Soil organic carbon in the Brazilian semiarid tropics. *Dynamic Soil, Dynamic Plant*. v. 5, n. 1, p.12-20, maio. 2011.

GRANDY, A. S. *et al.* The influence of microbial communities, management, and soil texture on soil organic matter chemistry. **Geoderma**, v. 150, n. 3-4, p.278-286, maio 2009.

GREGORICH, E. G. *et al.* Chemical and Biological Characteristics of Physically Uncomplexed Organic Matter. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, n. 3, p.975-985, 2006.

GROPPO, J. D. *et al.* Changes in soil carbon, nitrogen, and phosphorus due to land-use changes in Brazil. **Biogeosciences**, v. 12, n. 15, p.4765-4780, ago. 2015.

GOLCHIN, A. *et al.* Study of free and occluded particulate organic matter in soils by solid state ¹³C Cp/MAS NMR spectroscopy and scanning electron microscopy. **Soil Research**, v. 32, n. 2, p.285-309, 1994.

GOMES, L. C. *et al.* Modelling and mapping soil organic carbon stocks in Brazil. **Geoderma**, v. 340, p.337-350, abr. 2019.

GOSLING, Paul; PARSONS, Nicholas; BENDING, Gary D. What are the primary factors controlling the light fraction and particulate soil organic matter content of agricultural soils? **Biology and Fertility Of Soils**, v. 49, n. 8, p.1001-1014, abr. 2013.

GUGGENBERGER, G.; ZECH, W.; THOMAS, R. J. Lignin and carbohydrate alteration in particle-size separates of an oxisol under tropical pastures following native savanna. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 27, n. 12, p.1629-1638, dez. 1995.

GUIMARÃES, D. V. *et al.* Qualidade da Matéria Orgânica do Solo e Estoques de Carbono e Nitrogênio em Fragmento de Mata Atlântica do Município de Neópolis, Sergipe. **Scientia Plena**, v. 8, n. 4, p.1-5, jan. 2012.

HALL, S. J. *et al.* Drivers and patterns of iron redox cycling from surface to bedrock in a deep tropical forest soil: a new conceptual model. **Biogeochemistry**, v. 130, n. 1-2, p.177-190, set. 2016.

HENDERSON, T. L. *et al.* High Dimensional Reflectance Analysis of Soil Organic Matter. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, n. 3, p.865-872, 1992.

HARTMANN, M. *et al.* Distinct soil microbial diversity under long-term organic and conventional farming. **The Isme Journal**, v. 9, n. 5, p.1177-1194, out. 2014.

HILTBRUNNER, D.; ZIMMERMANN, S.; HAGEDORN, F. Afforestation with Norway spruce on a subalpine pasture alters carbon dynamics but only moderately affects soil carbon storage. **Biogeochemistry**, v. 115, n. 1-3, p.251-266, mar. 2013.

HRISTOV, A. N. *et al.* **Mitigation of Greenhouse Gas Emissions in Livestock Production - A Review of Technical Options for Non-CO2 Emissions**. 177. ed. Rome: FAO, 2013. 226 p.

IBGE INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE, Brasil**. 2018. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 05 ago. 2018.

IGLESIAS, M. R.; BARCHUK, A.; GRILLI, M. P. Carbon storage, community structure and canopy cover: A comparison along a precipitation gradient. **Forest Ecology and Management**, v. 265, p.218-229, fev. 2012.

JACKSON, R. B. *et al.* The Ecology of Soil Carbon: Pools, Vulnerabilities, and Biotic and Abiotic Controls. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 48, n. 1, p.419-445, nov. 2017.

JACOMINE, P. T. K. Solos sob caatinga: características e uso agrícola. In: Alvarez V., V. H.; Fontes, L.E.F.; Fontes, M.P.F., **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo: Universidade Federal de Viçosa, 1996. p. 96-111.

JANIK, L. J.; MERRY, R. H.; SKJEMSTAD, J. O. Can mid infrared diffuse reflectance analysis replace soil extractions? **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v. 38, n. 7, p.681-696, 1998.

JARAMILLO, V. J. *et al.* Biomass, Carbon, and Nitrogen Pools in Mexican Tropical Dry Forest Landscapes. **Ecosystems**, v. 6, n. 7, p.609-629, 1 nov. 2003.

JESUS, K. N. **Estoques e dinâmica do carbono e nitrogênio em solos sob diferentes coberturas e usos de terra em Pernambuco**. 2017. 112 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado Tecnologias Energéticas e Nucleares, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

JIA, S. *et al.* Recursive variable selection to update near-infrared spectroscopy model for the determination of soil nitrogen and organic carbon. **Geoderma**, v. 268, p.92-99, abr. 2016.

Ji, W. *et al.* Assessment of soil properties in situ using a prototype portable MIR spectrometer in two agricultural fields. **Biosystems Engineering**, v. 152, p.14-27, dez. 2016.

JOHN, B. *et al.* Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. **Geoderma**, v. 128, n. 1-2, p.63-79, set. 2005.

JOHNSON, J. A. *et al.* Global agriculture and carbon trade-offs. **Proceedings Of The National Academy Of Sciences**, v. 111, n. 34, p.12342-12347, ago. 2014.

JONES, S. K. *et al.* The nitrogen, carbon and greenhouse gas budget of a grazed, cut and fertilised temperate grassland. **Biogeosciences**, v. 14, n. 8, p.2069-2088, abr. 2017.

KALAMBUKATTU, J. G. *et al.* Soil carbon pools and carbon management index under different land use systems in the Central Himalayan region. **Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science**, v. 63, n. 3, p.200-205, abr. 2013.

KANG, H.; GAO, H.; YU, W. Evaluation of spectral pretreatments, spectral range, and regression methods for quantitative spectroscopic analysis of soil organic carbon composition. **Spectroscopy Letters**, v. 50, n. 3, p.143-149, mar. 2017.

KNICKER, H. How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. **Biogeochemistry**, v. 85, n. 1, p.91-118, mar. 2007.

KNOX, N.M. *et al.* Modelling soil carbon fractions with visible near-infrared (VNIR) and mid-infrared (MIR) spectroscopy. **Geoderma**, v. 239-240, p.229-239, fev. 2015.

KOOHAFKAN, P.; STEWART, B. A. **Water and Cereals in Drylands**. London: The Food And Agriculture Organization Of The United Nations And Earthscan, 2008. 105 p.

KOVAČEVIĆ, M. *et al.* Geological Units Classification of Multispectral Images by Using Support Vector Machines. In: CONFERENCE: INTELLIGENT NETWORKING AND COLLABORATIVE SYSTEMS, 1., 2009, Barcelona. **1st International Conference on Intelligent Networking and Collaborative Systems**. Barcelona, Espanha: Incos, 2009. p. 267 - 272.

- KUANG, B.; MOUAZEN, A. M. Influence of the number of samples on prediction error of visible and near infrared spectroscopy of selected soil properties at the farm scale. **European Journal of Soil Science**, v. 63, n. 3, p.421-429, maio 2012.
- LACERDA, M. *et al.* Tropical Texture Determination by Proximal Sensing Using a Regional Spectral Library and Its Relationship with Soil Classification. **Remote Sensing**, v. 8, n. 9, p.701-721, ago. 2016.
- LADHA, J. K.; REDDY, P. M. Nitrogen fixation in rice systems: state of knowledge and future prospects. **Plant and Soil**, v. 252, n. 1, p.151-167, maio 2003.
- LADHA, J. K. *et al.* Global nitrogen budgets in cereals: A 50-year assessment for maize, rice and wheat production systems. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p.1-9, jan. 2016.
- LAL, R. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. **Science**, v. 304, n. 5677, p.1623-1627, jun. 2004.
- LAL, R. Carbon sequestration. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1492, p.815-830, ago. 2007.
- LAMBIN, E. F.; MEYFROIDT, P. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. **Proceedings of the National Academy Of Sciences**, v. 108, n. 9, p.3465-3472, fev. 2011.
- LATAWIEC, A. E. *et al.* Improving land management in Brazil: A perspective from producers. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 240, p.276-286, mar. 2017.
- LEAL, I. R. *et al.* Changing the Course of Biodiversity Conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p.701-706, jun. 2005.
- LEE, K. S. *et al.* Wavelength Identification and Diffuse Reflectance Estimation for Surface and Profile Soil Properties. **Transactions of the Asabe**, v. 52, n. 3, p.683-695, 2009.
- LEHMANN, J.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. **Nature**, v. 528, n. 7580, p.60-68, nov. 2015.
- LEITE, L. F. C. *et al.* Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 5, p.821-832, out. 2003.
- LEIFELD, J. *et al.* Storage and turnover of carbon in grassland soils along an elevation gradient in the Swiss Alps. **Global Change Biology**, v. 15, n. 3, p.668-679, mar. 2009.
- LEVENE, H. Robust tests for equality of variances. *Robust Tests Equal*. Var. 278–292. 1960.
- LI, D.; NIU, S.; LUO, Y. Global patterns of the dynamics of soil carbon and nitrogen stocks following afforestation: a meta-analysis. **New Phytologist**, v. 195, n. 1, p.172-181, abr. 2012.
- LIU, Y. The Influence of spectral pretreatment on the selection of representative calibration samples for soil organic matter estimation using Vis-NIR reflectance spectroscopy. *Remote sensing*, v. 11, n. 450, p.1-16, fev. 2019.

LOPES, M. M. *et al.* Changes in soil microbial biomass and activity in different Brazilian pastures. **Spanish Journal Of Agricultural Research**, v. 8, n. 4, p.1253-1259, dez. 2010.

LÓPEZ, L. R. **Pedologia quantitativa: espectrometria VIS-NIR-SWIR e mapeamento digital de solos**. 2009. 171 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado Solos e Nutrição de Plantas, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2009.

LOSS, A. *et al.* Carbono e frações granulométricas da matéria orgânica do solo sob sistemas de produção orgânica. **Ciência Rural**, v. 39, n. 4, p.1067-1072, mar. 2009.

LUCÀ, F. *et al.* Effect of calibration set size on prediction at local scale of soil carbon by Vis-NIR spectroscopy. **Geoderma**, v. 288, p.175-183, fev. 2017.

LUO, Y. *et al.* Progressive Nitrogen Limitation of Ecosystem Responses to Rising Atmospheric Carbon Dioxide. **Bioscience**, v. 54, n. 8, p.731-739, 2004.

LUTZOW, M. V. *et al.* Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review. **European Journal of Soil Science**, v. 57, n. 4, p.426-445, ago. 2006.

MACDONALD, C. A. *et al.* Physiological, biochemical and molecular responses of the soil microbial community after afforestation of pastures with *Pinus radiata*. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, n. 8, p.1642-1651, ago. 2009.

MACHADO, P. L. O. A.; SILVA, Carlos A. Soil management under no-tillage systems in the tropics with special reference to Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 61, p.119-130, maio 2001.

MADARI, B. E. *et al.* Mid- and Near-Infrared Spectroscopic Determination of Carbon in a Diverse Set of Soils from the Brazilian National Soil Collection. **Spectroscopy Letters**, v. 38, n. 6, p.721-740, nov. 2005.

MADARI, B. E. *et al.* Mid- and near-infrared spectroscopic assessment of soil compositional parameters and structural indices in two Ferralsols. **Geoderma**, v. 136, n. 1-2, p.245-259, dez. 2006.

MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomass – Coleção [4.0] da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. 2019. Disponível em: <<http://mapbiomas.org>>. Acesso em: 01 set. 2019.

MARENGO, J. A. *et al.* Development of regional future climate change scenarios in South America using the Eta CPTEC/HadCM3 climate change projections: climatology and regional analyses for the Amazon, São Francisco and the Paraná River basins. **Climate Dynamics**, v. 38, n. 9-10, p.1829-1848, ago. 2011.

MARENGO, J. A.; TORRES, Roger Rodrigues; ALVES, Lincoln Muniz. Drought in Northeast Brazil—past, present, and future. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 129, n. 3-4, p.1189-1200, jun. 2016.

MARTÍN-LAMMERDING, D. *et al.* Influence of tillage practices on soil biologically active organic matter content over a growing season under semiarid Mediterranean climate. **Spanish Journal of Agricultural Research**, v. 11, n. 1, p.232-243, mar. 2013.

MARTÍN-LÓPEZ, J.; QUINTERO-ARIAS, G. Effect of Soil Use and Coverage on the Spectral Response of an Oxisol in the VIS-NIR-MIR Region. **Journal of Imaging**, v. 3, n. 1, p.10-25, fev. 2017.

MARTÍNEZ-MENA, M. *et al.* Organic carbon and nitrogen losses influenced by vegetation removal in a semiarid mediterranean soil. **Biogeochemistry**, v. 61, n. 3, p.309-321, 2002.

MARTY, C. *et al.* The relationships of soil total nitrogen concentrations, pools and C: N ratios with climate, vegetation types and nitrate deposition in temperate and boreal forests of eastern Canada. **Catena**, v. 152, p.163-172, maio 2017.

MCBRIDE, A. C. *et al.* Indicators to support environmental sustainability of bioenergy systems. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 5, p.1277-1289, set. 2011.

MCDOWELL, M. L. *et al.* Soil total carbon analysis in Hawaiian soils with visible, near-infrared and mid-infrared diffuse reflectance spectroscopy. **Geoderma**, v. 189-190, p.312-320, nov. 2012.

MCLAUHLAN, K. K. The Nature and Longevity of Agricultural Impacts on Soil Carbon and Nutrients: A Review. **Ecosystems**, v. 9, n. 8, p.1364-1382, dez. 2006a.

MCLAUHLAN, K. K. Effects of soil texture on soil carbon and nitrogen dynamics after cessation of agriculture. **Geoderma**, v. 136, n. 1-2, p.289-299, dez. 2006b.

MCSHERRY, M. E.; RITCHIE, M. E. Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. **Global Change Biology**, v. 19, n. 5, p.1347-1357, fev. 2013.

MEDEIROS, E. V. Soil organic carbon, microbial biomass and enzyme activities responses to natural regeneration in a tropical dry region in Northeast Brazil. **Catena**, v. 151, p. 137–146, jan. 2017.

MEISINGER, J. J; RANDALL, G. W. Estimating Nitrogen Budgets for Soil-Crop Systems. In: FOLLETT, R F; KEENEY, D R; CRUSE, R M. **Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability**. Madison: Soil Science Society Of America, 1991. p. 85-124.

MENEZES, R. S. C. *et al.* Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. **Brazilian Journal Of Biology**, v. 72, n. 3, p.643-653, ago. 2012.

MERANTE, P. *et al.* Adopting soil organic carbon management practices in soils of varying quality: Implications and perspectives in Europe. **Soil and Tillage Research**, v. 165, p.95-106, jan. 2017.

MEYER, D., 2001. Support vector machines the interface to libsvm in package e1071. R News 1.

- MEYER, S. *et al.* Land-use change in subalpine grassland soils: Effect on particulate organic carbon fractions and aggregation. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 175, n. 3, p.401-409, 22 mar. 2012.
- MEVIK, B. H., WEHRENS, R., LILAND, K. H. 2013. pls: Partial Least Squares and Principal 923 Component Regression. R Package Version 25-0 2.
- METCALFE, D. B.; FISHER, R. A.; WARDLE, D. A. Plant communities as drivers of soil respiration: pathways, mechanisms, and significance for global change. **Biogeosciences**, v. 8, n. 8, p.2047-2061, ago. 2011.
- MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: SANTOS, Gabriel de A. *et al.* **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 1-5.
- MIKUTTA, R. *et al.* Stabilization of Soil Organic Matter: Association with Minerals or Chemical Recalcitrance?. **Biogeochemistry**, v. 77, n. 1, p.25-56, jan. 2006.
- MIŁOŁ, B.; BENSA, A. Prediction of soil organic carbon using VIS-NIR spectroscopy: Application to Red Mediterranean soils from Croatia. **Eurasian Journal of Soil Science (ejss)**, v. 6, n. 4, p.365-373, out. 2017.
- MINASNY, B. *et al.* Soil carbon 4 per mille. **Geoderma**, v. 292, p.59–86, abr. 2017
- MOGES, A.; DAGNACHEW, M.; YIMER, F. Land Use Effects on Soil Quality Indicators: A Case Study of Abo-Wonsho Southern Ethiopia. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2013, p.1-9, 2013.
- MOHAN, S.; SINGH, M.; KUMAR, R. Effect of nitrogen, phosphorus and zinc fertilization on yield and quality of kharif fodder -A review. **Agricultural Reviews**, v. 36, n. 3, p.218-226, 2015.
- MOHARANA, P. C. *et al.* Long-term effect of nutrient management on soil fertility and soil organic carbon pools under a 6-year-old pearl millet–wheat cropping system in an Inceptisol of subtropical India. **Field Crops Research**, v. 136, p.32-41, set. 2012.
- MONI, C. *et al.* Relative importance of sorption versus aggregation for organic matter storage in subsoil horizons of two contrasting soils. **European Journal of Soil Science**, v. 61, n. 6, p.958-969, nov. 2010.
- MOSIER, A. R. *et al.* Policy implications of human-accelerated nitrogen cycling. **The Nitrogen Cycle at Regional to Global Scales**, v. 57, n. 1, p.477-516, abr. 2002.
- MOUAZEN, A. M. *et al.* Comparison among principal component, partial least squares and back propagation neural network analyses for accuracy of measurement of selected soil properties with visible and near infrared spectroscopy. **Geoderma**, v. 158, n. 1-2, p.23-31, ago. 2010.
- MOURA-BUENO, J. M. *et al.* Stratification of a local VIS-NIR-SWIR spectral library by homogeneity criteria yields more accurate soil organic carbon predictions. **Geoderma**, v. 337, p.565-581, mar. 2019.

MUJURU, L. *et al.* Land use and management effects on soil organic matter fractions in Rhodic Ferralsols and Haplic Arenosols in Bindura and Shamva districts of Zimbabwe. **Geoderma**, v. 209-210, p.262-272, nov. 2013.

MURTY, D. *et al.* Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? a review of the literature. **Global Change Biology**, v. 8, n. 2, p.105-123, fev. 2002.

NAVE, L. E. *et al.* Fire effects on temperate forest soil C and N storage. **Ecological Applications**, v. 21, n. 4, p.1189-1201, jun. 2011.

NAWAR, S. *et al.* Estimating the soil clay content and organic matter by means of different calibration methods of vis-NIR diffuse reflectance spectroscopy. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p.510-522, jan. 2016.

NAWAR, S.; MOUAZEN, A. Comparison between Random Forests, Artificial Neural Networks and Gradient Boosted Machines Methods of On-Line Vis-NIR Spectroscopy Measurements of Soil Total Nitrogen and Total Carbon. **Sensors**, v. 17, n. 10, p.2428-2450, out. 2017.

NELSON, G. C. *et al.* Climate change effects on agriculture: Economic responses to biophysical shocks. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 9, p.3274-3279, dez. 2013.

NGUYEN, T. T.; JANIK, L. J.; RAUPACH, M. Diffuse reflectance infrared fourier transform (DRIFT) spectroscopy in soil studies. **Soil Research**, v. 29, n. 1, p.49-67, 1991.

NICHOLS, K. A.; HALVORSON, J. J. Roles of Biology, Chemistry, and Physics in Soil Macroaggregate Formation and Stabilization. **The Open Agriculture Journal**, v. 7, p.107-117, jan. 2013.

NICOLOSO, R. S. **Dinâmica da matéria orgânica do solo em áreas de integração lavourapecuária sob sistema de plantio direto**. 2005. 150 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Agronomia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

NICOLOSO, R. S. *et al.* Balanço do carbono orgânico no solo sob integração lavoura-pecuária no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 6, p.2425-2433, dez. 2008.

NOCITA, M. *et al.* Soil Spectroscopy: An Alternative to Wet Chemistry for Soil Monitoring. **Advances in Agronomy**, v. 132, p.139-159, jan. 2015.

NUNES, L. A. P. L. *et al.* Impacto da queimada e de enleiramento de resíduos Orgânicos em atributos biológicos de solo sob Caatinga no semi-árido nordestino. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 1, p.131-140, mar. 2009.

NUWAN, K. *et al.* Predicting Physical and Chemical Properties of US Soils with a Mid-Infrared Reflectance Spectral Library. **Soil Science Society of America Journal**, v. 82, n. 3, p.722-731, 2018.

OLIVEIRA, S. P. de *et al.* Organic Carbon and Nitrogen Stocks in Soils of Northeastern Brazil Converted to Irrigated Agriculture. **Land Degradation & Development**, v. 26, n. 1, p.9-21, jan. 2015.

OORTS, K.; VANLAUWE, B.; MERCKX, R. Cation exchange capacities of soil organic matter fractions in a Ferric Lixisol with different organic matter inputs. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 100, n. 2-3, p.161-171, dez. 2003.

O'ROURKE, S. M. *et al.* Soil organic carbon across scales. **Global Change Biology**, v. 21, n. 10, p.3561-3574, jun. 2015.

O'ROURKE, S. M.; HOLDEN, N. M. Optical sensing and chemometric analysis of soil organic carbon - a cost effective alternative to conventional laboratory methods? **Soil Use and Management**, v. 27, n. 2, p.143-155, maio 2011.

OSHER, L. J.; MATSON, P. A.; AMUNDSON, R. Effect of land use change on soil carbon in Hawaii. **Biogeochemistry**, v. 65, n. 2, p.213-232, set. 2003.

OSTOVARI, Y. *et al.* Towards prediction of soil erodibility, SOM and CaCO₃ using laboratory Vis-NIR spectra: A case study in a semi-arid region of Iran. **Geoderma**, v. 314, p.102-112, mar. 2018.

PAES, E. C. *et al.* Carbon management index and carbon stock of a cohesive Oxisol under different in the region Northeast of Brazil. **Journal of Agricultural Science**, v. 10, n. 9, p. 1-8, ago. 2018.

PANICHINI, M. *et al.* Carbon distribution in top- and subsoil horizons of two contrasting Andisols under pasture or forest. **European Journal of Soil Science**, v. 63, n. 5, p.616-624, out. 2012.

PISANTE, M. *et al.* Conservation Agriculture and Climate Change. In: FAROOQ, Muhammad; SIDDIQUE, Kadambot H. M.. **Conservation Agriculture**. New York Dordrecht London: Springer Cham Heidelberg, 2015. p. 579-620.

QIU, Q. *et al.* Effects of plant-derived dissolved organic matter (DOM) on soil CO₂ and N₂O emissions and soil carbon and nitrogen sequestrations. **Applied Soil Ecology**, v. 96, p.122-130, nov. 2015.

PANWAR, P. *et al.* Soil Fertility Index, Soil Evaluation Factor, and Microbial Indices under Different Land Uses in Acidic Soil of Humid Subtropical India. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 42, n. 22, p.2724-2737, dez. 2011.

PARROTTA, J.; WILDBURGER, C.; MANSOURIAN, S. **Understanding relationships between biodiversity, carbon, forests and people: The key to achieving REDD+ objectives. A global assessment report prepared by the Global Forest Expert Panel on Biodiversity, Forest Management, and REDD+**. 31. ed. Vienna, Austria: International Union Of Forest Research Organizations (IUFRO), 2012. 160 p.

PARTON, W. J. *et al.* Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands¹. **Soil Science Society of America Journal**, v. 51, n. 5, p.1173-1179, 1987.

PAUSTIAN, K. *et al.* Climate-smart soils. **Nature**, v. 532, n. 7597, p.49-57, abr. 2016.

PENG, X. *et al.* Estimating Soil Organic Carbon Using VIS/NIR Spectroscopy with SVMR and SPA Methods. **Remote Sensing**, v. 6, n. 4, p.2699-2717, mar. 2014a.

PENG, Y. *et al.* Quantification of SOC and Clay Content Using Visible Near-Infrared Reflectance–Mid-Infrared Reflectance Spectroscopy With Jack-Knifing Partial Least Squares Regression. **Soil Science**, p.325-332, nov. 2014b.

PENG, Y. *et al.* Soil biochemical responses to nitrogen addition in a secondary evergreen broad-leaved forest ecosystem. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p.1-11, jun. 2017.

PEREIRA, I. M. *et al.* Regeneração natural em um remanescente de Caatinga sob diferentes níveis de perturbação, no agreste paraibano. **Acta Botanica Brasilica**, v. 15, n. 3, p.413-426, dez. 2001.

PIERI, L. *et al.* Nitrogen balance in a hilly semi-agricultural watershed in Northern Italy. **Italian Journal of Agronomy**, v. 6, n. 1, p.12-21, mar. 2011.

PINHEIRO-DICK, D.; SCHWERTMANN, U. Microaggregates from Oxisols and Inceptisols: dispersion through selective dissolutions and physicochemical treatments. **Geoderma**, v. 74, n. 1-2, p.49-63, nov. 1996.

PINHEIRO, E. *et al.* Prediction of Soil Physical and Chemical Properties by Visible and Near-Infrared Diffuse Reflectance Spectroscopy in the Central Amazon. **Remote Sensing**, v. 9, n. 4, p.293-315, mar. 2017.

PINHEIRO, E.; VAN LIER, Q.; BEZERRA, A. Hydrology of a Water-Limited Forest under Climate Change Scenarios: The Case of the Caatinga Biome, Brazil. **Forests**, v. 8, n. 3, p.62-77, fev. 2017.

POEPLAU, C.; DON, A. Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. **Geoderma**, v. 192, p.189-201, jan. 2013.

POPPIEL, R. R. *et al.* Surface Spectroscopy of Oxisols, Entisols and Inceptisol and Relationships with Selected Soil Properties. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, p.1-26, fev. 2018.

PRĀVĀLIE, R. Drylands extent and environmental issues. A global approach. **Earth-Science Reviews**, v. 161, p.259-278, out. 2016.

QUÉRÉ, C. L. *et al.* Global Carbon Budget 2018. **Earth System Science Data**, v. 10, n. 4, p.2141-2194, dez. 2018.

R Core Team, 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria (2017) (URL) <http://www.R-project.org/>.

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, p.1609-1623, dez. 2007.

REEVES III, J. B. *et al.* Can Near or Mid-Infrared Diffuse Reflectance Spectroscopy Be Used to Determine Soil Carbon Pools? **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 37, n. 15-20, p.2307-2325, jun. 2006.

REN, H. *et al.* Do sheep grazing patterns affect ecosystem functioning in steppe grassland ecosystems in Inner Mongolia? **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 213, p.1-10, dez. 2015.

RIBEIRO, K. *et al.* Land cover changes and greenhouse gas emissions in two different soil covers in the Brazilian Caatinga. **Science of the Total Environment**, v. 571, p.1048-1057, nov. 2016.

RINNAN, Å.; BERG, F. D.; ENGELSEN, S. B. Review of the most common pre-processing techniques for near-infrared spectra. **Trac Trends in Analytical Chemistry**, v. 28, n. 10, p.1201-1222, nov. 2009.

RIZZO, R. *et al.* Digital soil mapping at local scale using a multi-depth Vis–NIR spectral library and terrain attributes. **Geoderma**, v. 274, p.18-27, jul. 2016.

ROSSEL, R. A. V. *et al.* Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. **Geoderma**, v. 131, n. 1-2, p.59-75, mar. 2006.

ROSSEL, R. V.; BEHRENS, T. Using data mining to model and interpret soil diffuse reflectance spectra. **Geoderma**, v. 158, n. 1-2, p.46-54, ago. 2010.

ROSSEL, R. A. V. *et al.* A global spectral library to characterize the world's soil. **Earth-science Reviews**, v. 155, p.198-230, abr. 2016.

ROSS, S. M. *et al.* The nitrogen balance of three long-term agroecosystems on a boreal soil in western Canada. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 127, n. 3-4, p.241-250, set. 2008.

RUMPEL, C. *et al.* The impact of grassland management on biogeochemical cycles involving carbon, nitrogen and phosphorus. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 15, n. 2, p.353-371, 2015.

SÁ, J. C. M. *et al.* Organic Matter Dynamics and Carbon Sequestration Rates for a Tillage Chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil Science Society of America Journal**, v. 65, n. 5, p.1486-1499, 2001.

SACRAMENTO, J. A. A. S. *et al.* Soil carbon and nitrogen stocks in traditional agricultural and agroforestry systems in the semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, p.784-795, jun. 2013.

SAEYS, W.; MOUAZEN, A. M.; RAMON, Herman. Potential for Onsite and Online Analysis of Pig Manure using Visible and Near Infrared Reflectance Spectroscopy. **Biosystems Engineering**, v. 91, n. 4, p.393-402, ago. 2005.

SAIDY, A. R. *et al.* The sorption of organic carbon onto differing clay minerals in the presence and absence of hydrous iron oxide. **Geoderma**, v. 209-210, p.15-21, nov. 2013.

SAINIPO, B. M.; GACHENE, C. K.; KARUMA, A. Assessment of soil organic carbon fractions and carbon management index under different land use types in Olesharo Catchment, Narok County, Kenya. **Carbon Balance and Management**, v. 13, n. 4, p.1-9, fev. 2018.

SAKIN, E. *et al.* Organic and inorganic carbon stock and balance of Adana city soils in Turkey. **African Journal of Agricultural Research**, v. 5, n. 19, p.2737-2743, out. 2010.

SKJEMSTAD, J. O.; DALAL, R. C.; BARRON, P. F.. Spectroscopic Investigations of Cultivation Effects on Organic Matter of Vertisols¹. **Soil Science Society of America Journal**, v. 50, n. 2, p.354-359, 1986.

SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Matéria orgânica do solo no bioma caatinga. In: SANTOS, Gabriel de A. *et al.* **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Atual, 2008. p. 419-441.

SALGADO, E. V. *et al.* Rainfall patterns and the contribution of litter in the caatinga dry tropical forest. **Revista Ciência Agronômica**, v. 46, n. 2, p.299-309, jun. 2015.

SAMPAIO, E. V. S. B. Overview of the Brazilian caatinga. In: BULLOCK, Stephen H.; MOONEY, Harold A.; MEDINA, Ernesto. **Seasonally Dry Tropical Forests**. California: Cambridge University Press, 1995. p. 35-53.

SAMPAIO, E. V. S. B.; SALCEDO, I. H. Diretrizes para o manejo sustentável dos solos brasileiros: região semiárida. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., 1997, Rio de Janeiro. **Anais**. Rio de Janeiro: Mesa Redonda, 1997. p. 1 - 20.

SAMPAIO, E. V. S. B. *et al.* Regeneração da vegetação de caatinga após corte e queima, em Serra Talhada, PE. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.33, p.621-632, maio.1998.

SAMPAIO, E. V. S. B. *et al.* Tree biomass estimation in regenerating areas of tropical dry vegetation in northeast Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 6, p.1135-1140, mar. 2010.

SAMPAIO, E. V. S. B.; COSTA, T. L. Estoques e Fluxos de Carbono no Semi-Árido Nordeste: Estimativas Preliminares. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 4, n. 6, p.1275-1291, dez. 2011.

SANTANA, M. S. *et al.* Carbon and nitrogen stocks of soils under different land uses in Pernambuco state, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 16, p.1-10, mar. 2019.

SANTOS, J. C. *et al.* Caatinga: The Scientific Negligence Experienced by a Dry Tropical Forest. **Tropical Conservation Science**, v. 4, n. 3, p.276-286, set. 2011.

SANTOS, U. J. *et al.* Soil organic carbon fractions and humic substances are affected by land uses of Caatinga forest in Brazil. **Arid Land Research and Management**, v. 1, p. 1-19, dez. 2019.

SANTOS, U. J. *et al.* Land use changes the soil carbon stocks, microbial biomass and fatty acid methyl ester (FAME) in Brazilian semiarid area. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 64, p. 1-15, set. 2018a.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018b. 356 p.

SANTOS, M. C. (Org.). Solos do semiárido do Brasil. In: CONSELHO REGIONAL DE ENGENHARIA E AGRONOMIA DE PERNAMBUCO. **Cadernos do Semiárido: riquezas & oportunidades**. 10. ed. Recife: Edufrpe, 2017.

SARIYILDIZ, T.; SAVACI, G.; KRAVKAZ, I. S. K. Effects of tree species, stand age and land-use change on soil carbon and nitrogen stock rates in northwestern Turkey. **Iforest - Biogeosciences and Forestry**, v. 9, n. 1, p.165-170, fev. 2016.

SCHARLEMANN, J. P. *et al.* Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. **Carbon Management**, v. 5, n. 1, p.81-91, fev. 2014.

SCHIRRMANN, M.; GEBBERS, R.; KRAMER, E. Performance of Automated Near-Infrared Reflectance Spectrometry for Continuous in Situ Mapping of Soil Fertility at Field Scale. **Vadose Zone Journal**, v. 12, n. 4, p.1-12, 2013.

SCHMIDT, M. W. I. *et al.* Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, v. 478, n. 7367, p.49-56, out. 2011.

SCHRUMPF, M. *et al.* Storage and stability of organic carbon in soils as related to depth, occlusion within aggregates, and attachment to minerals. **Biogeosciences**, v. 10, n. 3, p.1675-1691, mar. 2013.

SCHULTEN, H. R.; SCHNITZER, M. The chemistry of soil organic nitrogen: a review. **Biology and Fertility of Soils**, v. 26, n. 1, p.1-15, 28 nov. 1997.

SCHULZ, C. *et al.* Land change and loss of landscape diversity at the Caatinga phytogeographical domain – Analysis of pattern-process relationships with MODIS land cover products (2001–2012). **Journal of Arid Environments**, v. 136, p.54-74, jan. 2017.

SCHULZ, K. *et al.* Grazing, forest density, and carbon storage: towards a more sustainable land use in Caatinga dry forests of Brazil. **Regional Environmental Change**, v. 18, p. 1969-1981, fev. 2018.

SCHULZ, K. *et al.* Grazing reduces plant species diversity of Caatinga dry forests in northeastern Brazil. **Applied Vegetation Science**, v. 22, n. 2, p.348-359, abr. 2019.

SENEVIRATNE, S. I. *et al.* Changes in climate extremes and their impacts on the natural physical environment. In: BARROS, C B V *et al.* **Managing the Risks of Extreme Events**

and Disasters to Advance Climate Change Adaptation: A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)... Cambridge, Uk, And New York, Ny, Usa,: Cambridge University Press, 2012. Cap. 3. p. 109-230.

SHANG, S. *et al.* Soil Organic Carbon in Particle Size and Density Fractionations under Four Forest Vegetation-Land Use Types in Subtropical China. **Forests**, v. 5, n. 6, p.1391-1408, jun. 2014.

SILVA, F. B. R. *et al.* **Zoneamento agroecológico do Nordeste: diagnóstico do quadro natural e agrossocioeconômico.** 2. ed. Petrolina: Embrapa-cpatsa, 1993. (EMBRAPA-CPATSA. Documentos, 80).

SILVA, J. R. C. Erosão e produtividade do solo no semi-árido. In: OLIVEIRA, T. S. *et al.* **Agricultura, sustentabilidade e o semi-árido.** Fortaleza: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Universidade Federal do Ceará, 2000. Cap. 9. p. 168-213.

SILVA, V. P. R. On climate variability in Northeast of Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 58, n. 4, p.575-596, set. 2004.

SILVA, E. A. *et al.* Frações de carbono em topossequências de solos sob eucalipto com diferentes históricos de uso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 4, p.1167-1178, ago. 2012.

SILVA, A. F. *et al.* Biological nitrogen fixation in tropical dry forests with different legume diversity and abundance. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 107, n. 3, p.321-334, mar. 2017.

SILVA, A. S. A. *et al.* Comparison of Interpolation Methods for Spatial Distribution of Monthly Precipitation in the State of Pernambuco, Brazil. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 24, n. 3, p.1-11, mar. 2019.

SIX, J. *et al.* Aggregation and Soil Organic Matter Accumulation in Cultivated and Native Grassland Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 62, n. 5, p.1367-1377, 1998.

SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, K. Aggregate and Soil Organic Matter Dynamics under Conventional and No-Tillage Systems. **Soil Science Society of America Journal**, v. 63, n. 5, p.1350-1358, 1999.

SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 14, p.2099-2103, dez. 2000.

SIX, J. *et al.* Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, v. 241, n. 2, p.155-176, 2002.

SIX, J.; JASTROW, J. D. Organic Matter Turnover. In: LAL, Rattan. **Encyclopedia of Soil Science.** New York: Marcel Dekker, 2002. p. 936-942.

SIX, J. *et al.* A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil and Tillage Research**, v. 79, n. 1, p.7-31, set. 2004.

SMITH, P. *et al.* Carbon sequestration potential in European croplands has been overestimated. **Global Change Biology**, v. 11, n. 12, p.2153-2163, dez. 2005.

SMITH, P. *et al.* REVIEW: The role of ecosystems and their management in regulating climate, and soil, water and air quality. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 4, p.812-829, dez. 2012.

SMITH, P. *et al.* 2014: Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). In: EDENHOFER, O R *et al.* **Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, United Kingdom And New York, Ny, Usa: Cambridge University Press, 2014. Cap. 11. p. 811-921.

SMITH, P. *et al.* Global change pressures on soils from land use and management. **Global Change Biology**, v. 22, n. 3, p.1008-1028, dez. 2015.

SOLLINS, P.; HOMANN, P.; CALDWELL, B. A. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. **Geoderma**, v. 74, n. 1-2, p.65-105, nov. 1996.

SOLOMON, D.; LEHMANN, J.; ZECH, W. Land use effects on soil organic matter properties of chromic luvisols in semi-arid northern Tanzania: carbon, nitrogen, lignin and carbohydrates. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 78, n. 3, p.203-213, maio 2000.

SONG, B. *et al.* Distribution of soil carbon and nitrogen in two typical forests in the semiarid region of the Loess Plateau, China. **Catena**, v. 143, p.159-166, ago. 2016.

SØRENSEN, H. L. Stabilization of newly formed amino-acid metabolites in soil by clay minerals. **Soil Science**, v. 144, n. 1, p.5-11, jul. 1972.

SORENSEN, P. T. *et al.* Monitoring organic carbon, total nitrogen, and pH for reclaimed soils using field reflectance spectroscopy. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 97, n. 2, p.241-248, jun. 2017.

SORIANO-DISLA, J. M. *et al.* The Performance of Visible, Near-, and Mid-Infrared Reflectance Spectroscopy for Prediction of Soil Physical, Chemical, and Biological Properties. **Applied Spectroscopy Reviews**, v. 49, n. 2, p.139-186, ago. 2013.

SOUZA, A. B. **Diagnóstico hiperespectral da relação textural entre horizontes de solo: construindo índices**. 2015. 127 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Solos e Nutrição de Plantas, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2015.

SOUZA, G. P.; FIGUEIREDO, C. C.; SOUSA, D. M. G. Relationships between labile soil organic carbon fractions under different soil management systems. **Scientia Agricola**, v. 73, n. 6, p.535-542, dez. 2016.

SPARKS, D. **Environmental Soil Chemistry**. 2. ed. Newark: Academic Press, 2003. 352 p.

STELZER, R. S. *et al.* Particulate organic matter quality influences nitrate retention and denitrification in stream sediments: evidence from a carbon burial experiment. **Biogeochemistry**, v. 119, n. 1-3, p.387-402, mar. 2014.

STENBERG, B. *et al.* Visible and Near Infrared Spectroscopy in Soil Science. **Advances In Agronomy**, v. 107, n. 1, p.163-215, 2010.

STEVENS, A. *et al.* Laboratory, field and airborne spectroscopy for monitoring organic carbon content in agricultural soils. **Geoderma**, v. 144, n. 1-2, p.395-404, mar. 2008.

STEVENS, A. *et al.* Measuring soil organic carbon in croplands at regional scale using airborne imaging spectroscopy. **Geoderma**, v. 158, n. 1-2, p.32-45, ago. 2010.

STEVENS, A. *et al.* Prediction of Soil Organic Carbon at the European Scale by Visible and Near InfraRed Reflectance Spectroscopy. **Plos One**, v. 8, n. 6, p.1-13, jun. 2013.

STEVENSON, F. J. **Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions**. 2. ed. New York: Wiley, 1994. 512 p.

STOCKMANN, U. *et al.* The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 164, p.80-99, jan. 2013.

STOCKMANN, U. *et al.* Global soil organic carbon assessment. **Global Food Security**, v. 6, p.9-16, out. 2015.

STONER, E. R.; BAUMGARDNER, M. F. Characteristic Variations in Reflectance of Surface Soils1. **Soil Science Society of America Journal**, v. 45, n. 6, p.1161-1165, 1981.

TAN, Z. *et al.* Distribution of light and heavy fractions of soil organic carbon as related to land use and tillage practice. **Soil and Tillage Research**, v. 92, n. 1-2, p.53-59, jan. 2007.

TANG, J.; RILEY, William, J. Weaker soil carbon–climate feedbacks resulting from microbial and abiotic interactions. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 1, p.56-60, nov. 2014.

TERRA, F. S.; DEMATTÊ, J. A. M.; ROSSEL, R. A. V. Spectral libraries for quantitative analyses of tropical Brazilian soils: Comparing vis–NIR and mid-IR reflectance data. **Geoderma**, v. 255-256, p.81-93, out. 2015.

TERRA, F. S.; DEMATTÊ, J. A. M.; ROSSEL, R. A. V. Proximal spectral sensing in pedological assessments: vis–NIR spectra for soil classification based on weathering and pedogenesis. **Geoderma**, v. 318, p.123-136, maio 2018.

TERRA, F. S.; ROSSEL, R. A. V.; DEMATTÊ, J. A. M. Spectral fusion by Outer Product Analysis (OPA) to improve predictions of soil organic C. **Geoderma**, v. 335, p.35-46, fev. 2019.

TIAN, J. *et al.* Integrated management systems and N fertilization: effect on soil organic matter in rice-rapeseed rotation. **Plant and Soil**, v. 372, n. 1-2, p.53-63, abr. 2013.

VALÁAT, R. *et al.* Absorption Features in Soil Spectra Assessment. **Applied Spectroscopy**, v. 69, n. 12, p.1425-1431, dez. 2015.

VARELA, M. E.; BENITO, E.; KEIZER, J. J.. Wildfire effects on soil erodibility of woodlands in NW Spain. **Land Degradation & Development**, v. 21, n. 2, p.75-82, mar. 2010.

VASQUES, G. M.; GRUNWALD, S.; SICKMAN, J. O. Comparison of multivariate methods for inferential modeling of soil carbon using visible/near-infrared spectra. **Geoderma**, v. 146, n. 1-2, p.14-25, jul. 2008.

VASQUES, G. M. *et al.* Integrating geospatial and multi-depth laboratory spectral data for mapping soil classes in a geologically complex area in southeastern Brazil. **European Journal of Soil Science**, v. 66, n. 4, p.767-779, abr. 2015.

VILLARINO, S. H. *et al.* Deforestation impacts on soil organic carbon stocks in the Semiarid Chaco Region, Argentina. **Science of the Total Environment**, v. 575, p.1056-1065, jan. 2017.

VOHLAND, M. *et al.* Determination of soil properties with visible to near- and mid-infrared spectroscopy: Effects of spectral variable selection. **Geoderma**, v. 223-225, p.88-96, jul. 2014.

VON LÜTZOW, M. *et al.* SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, n. 9, p.2183-2207, set. 2007.

WANG, Y.; HOULTON, B. Z. Nitrogen constraints on terrestrial carbon uptake: Implications for the global carbon-climate feedback. **Geophysical Research Letters**, v. 36, n. 24, p.1-5, dez. 2009.

WANG, F. *et al.* The effect of understory removal on microclimate and soil properties in two subtropical lumber plantations. **Journal of Forest Research**, v. 19, n. 1, p.238-243, fev. 2014.

WANG, Y. *et al.* Soil Organic Carbon Stocks in Deep Soils at a Watershed Scale on the Chinese Loess Plateau. **Soil Science Society of America Journal**, v. 80, n. 1, p.157-167, 2015.

WANG, C.; PAN, X. Estimation of Clay and Soil Organic Carbon Using Visible and Near-Infrared Spectroscopy and Unground Samples. **Soil Science Society of America Journal**, v. 80, n. 5, p.1393-1402, 2016.

WANG, B. *et al.* Estimating soil organic carbon stocks using different modelling techniques in the semi-arid rangelands of eastern Australia. **Ecological Indicators**, v. 88, p.425-438, maio 2018.

WEI, X. *et al.* Global pattern of soil carbon losses due to the conversion of forests to agricultural land. **Scientific Reports**, v. 4, n. 1, p.1-6, fev. 2014.

- WIEDER, W. R. *et al.* Integrating microbial physiology and physio-chemical principles in soils with the Microbial-MIneral Carbon Stabilization (MIMICS) model. **Biogeosciences**, v. 11, n. 14, p.3899-3917, jul. 2014.
- WIGHT, J. P. *et al.* Comparison of Near Infrared Reflectance Spectroscopy with Combustion and Chemical Methods for Soil Carbon Measurements in Agricultural Soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 47, n. 6, p.731-742, fev. 2016.
- WILSON, G. W. T. *et al.* Soil aggregation and carbon sequestration are tightly correlated with the abundance of arbuscular mycorrhizal fungi: results from long-term field experiments. **Ecology Letters**, v. 12, n. 5, p.452-461, maio 2009.
- WOLD, S.; SJÖSTRÖM, M.; ERIKSSON, L. PLS-regression: a basic tool of chemometrics. **Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems**, v. 58, n. 2, p.109-130, out. 2001.
- WRB - World Reference Base for Soil Resources. **International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps**. Rome: FAO - Food And Agriculture Organization Of The United Nations, 2014.
- WU, Z. *et al.* Responses of terrestrial ecosystems to temperature and precipitation change: a meta-analysis of experimental manipulation. **Global Change Biology**, v. 17, n. 2, p.927-942, jan. 2011.
- WILLIAMS, P; NORRIS, K. **Near-infrared technology in the agricultural and food industries**. St. Paul, Minnesota, Usa: American Association Of Cereal Chemists, Inc., 1987. 330 p.
- XU, S. *et al.* Effects of Subsetting by Parent Materials on Prediction of Soil Organic Matter Content in a Hilly Area Using Vis–NIR Spectroscopy. **Plos One**, v. 11, n. 3, p.1-17, mar. 2016.
- XU, S. *et al.* Comparison of multivariate methods for estimating selected soil properties from intact soil cores of paddy fields by Vis–NIR spectroscopy. **Geoderma**, v. 310, p.29-43, jan. 2018.
- YU, W. H. *et al.* Adsorption of proteins and nucleic acids on clay minerals and their interactions: A review. **Applied Clay Science**, v. 80-81, p.443-452, ago. 2013.
- YU, P. *et al.* Soil organic carbon fractions are affected by different land uses in an agro-pastoral transitional zone in Northeastern China. **Ecological Indicators**, v. 73, p.331-337, fev. 2017.
- YANG, X. *et al.* Effects of contrasting soil management regimes on total and labile soil organic carbon fractions in a loess soil in China. **Geoderma**, v. 177-178, p.49-56, maio 2012.
- YUSUF, H. M.; TREYDTE, A. C.; SAUERBORN, J. Managing Semi-Arid Rangelands for Carbon Storage: Grazing and Woody Encroachment Effects on Soil Carbon and Nitrogen. **Plos One**, v. 10, n. 10, p.1-18, out. 2015.

ZANATTA, J. *et al.* Soil organic carbon accumulation and carbon costs related to tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in a subtropical Acrisol. **Soil and Tillage Research**, v. 94, n. 2, p.510-519, jun. 2007.

ZANATTA, J. A. *et al.* Carbon indices to assess quality of management systems in a Subtropical Acrisol. **Scientia Agricola**, v. 76, n. 6, p.501-508, dez. 2019.

ZELLER, B.; DAMBRINE, E. Coarse particulate organic matter is the primary source of mineral N in the topsoil of three beech forests. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 3, p.542-550, mar. 2011.

ZHANG, J. *et al.* Stocks and dynamics of SOC in relation to soil redistribution by water and tillage erosion. **Global Change Biology**, v. 12, n. 10, p.1834-1841, out. 2006.

ZHONG, X. *et al.* Physical protection by soil aggregates stabilizes soil organic carbon under simulated N deposition in a subtropical forest of China. **Geoderma**, v. 285, p.323-332, jan. 2017.

ZORNOZA, R. *et al.* Near infrared spectroscopy for determination of various physical, chemical and biochemical properties in Mediterranean soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, n. 7, p.1923-1930, jul. 2008.

ZIMMERMANN, M. *et al.* Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. **European Journal of Soil Science**, v. 58, n. 3, p.658-667, jun. 2007.

ZINN, Y. L.; LAL, R.; RESCK, D. V.S. Changes in soil organic carbon stocks under agriculture in Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 84, n. 1, p.28-40, nov. 2005.

ZITER, C.; MACDOUGALL, A. S. Nutrients and defoliation increase soil carbon inputs in grassland. **Ecology**, v. 94, n. 1, p.106-116, jan. 2013.