

LEILIANE BOZZI ZEFERINO

**DINÂMICA DO USO E COBERTURA DO SOLO E OS IMPACTOS SOBRE A  
MATÉRIA ORGÂNICA EM AMBIENTES DE TRANSIÇÃO FLORESTA  
AMAZÔNICA – CERRADO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2018

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade  
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

Z43d  
2018

Zeferino, Leiliane Bozzi, 1989-

Dinâmica do uso e cobertura do solo e os impactos sobre a  
matéria orgânica em ambientes de transição Floresta Amazônica  
- Cerrado / Leiliane Bozzi Zeferino. – Viçosa, MG, 2018.  
xii, 184 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui anexos.

Orientador: Teógenes Senna de Oliveira.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Solos - Manejo. 2. Humus. 3. Sensoriamento Remoto.  
4. Fertilidade do solo. I. Universidade Federal de Viçosa.  
Departamento de Solos. Programa de Pós-Graduação em Solos e  
Nutrição de Plantas. II. Título.

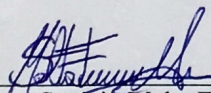
CDD 22. ed. 631.4

LEILIANE BOZZI ZEFERINO

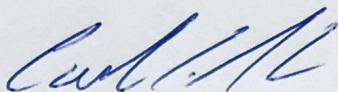
**DINÂMICA DO USO E COBERTURA DO SOLO E OS IMPACTOS SOBRE A  
MATÉRIA ORGÂNICA EM AMBIENTES DE TRANSIÇÃO FLORESTA  
AMAZÔNICA – CERRADO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

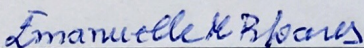
APROVADA: 21 de setembro de 2018.



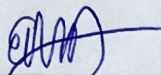
Stoccio Malta Ferreira Maia



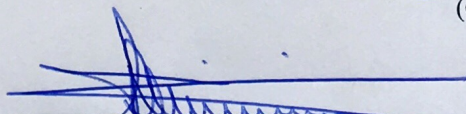
Carlos Eduardo Pellegrino Cerri



Emanuelle Mercês Barros Soares



Elídio Inácio Fernandes Filho  
(Coorientador)



Teogenes Senna de Oliveira  
(Orientador)

À minha mãe Maria Aparecida Bozzi, que dignamente me apresentou à importância da família e ao caminho da honestidade e persistência,

Dedico.

## AGRADECIMENTOS

A Deus por me guiar, iluminar e me dar tranquilidade para seguir em frente com os meus objetivos e não desanimar com as dificuldades.

Aos meus pais, Maria Aparecida Bozzi e Reginaldo Armelão, irmãs e a toda minha família que, com muito carinho e apoio, não mediram esforços para que eu concluísse mais esta etapa da minha vida.

Ao meu marido Almir Junior pelo apoio incondicional em todos os momentos, principalmente nos de incerteza, muito comuns para quem tenta trilhar novos caminhos. Sem você nenhuma conquista valeria a pena.

À Universidade Federal de Viçosa e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES) pela oportunidade de estudo todos esses anos e pela concessão da bolsa de pesquisa.

Ao meu orientador, professor Teógenes, pela orientação e confiança no meu trabalho.

Ao professor Richard Bell, pela amizade e orientação, que ultrapassaram o período de vivência na Austrália, para uma vida toda. Àquele que me ensinou, que o objetivo do doutorado além da tese, é de ensinar a nunca desistir.

Ao professor Elpídio, pela co-orientação, paciência e ensinamentos no laboratório de Geoprocessamento (LabGeo).

Aos professores Antônio Clementino, José Neuman e Elcivan da Universidade Federal do Tocantins, que dispuseram de seu tempo para me auxiliar nos trabalhos de campo. Meus sinceros agradecimentos por toda a ajuda fornecida a eliminar os obstáculos de campo desse projeto.

Aos amigos que acompanharam de perto a execução dessa tese, Lígia Farias, Maria Maiara Cazotti, Vanessa Schiavon, Lucas Carvalho, Hugo Mariano, Nathalie Sena, Francis Henrique e Marcel Thomas. As amigas do Futsal Feminino LUVÉ, das repúblicas e do Departamento de Solos, essenciais para finalizar essa etapa.

Aos funcionários do Departamento de Solos e da Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, especialmente à Ana Carolina e ao Nayan.

Aos docentes do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, por todo o conhecimento.

A todos que fizeram do doutorado e da minha vivência em Viçosa uma experiência única, muito obrigada.

“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor,  
mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou  
o que deveria ser, mas Graças a Deus, não sou  
o que era antes”.

(Marthin Luther King)

## **BIOGRAFIA**

LEILIANE BOZZI ZEFERINO, filha de Maria Aparecida Bozzi e Josué Antônio Zeferino, nasceu na cidade de Venda Nova do Imigrante, no estado do Espírito Santo, no dia 01 de novembro de 1989. Em 27 de abril de 2018, casou-se com Almir Pimenta de Sousa Júnior na cidade de Afonso Cláudio, estado do Espírito Santo.

Ingressou no curso de Zootecnia na Universidade Federal do Espírito Santo no ano de 2007. Gradou-se Bacharel em Zootecnia em fevereiro de 2012. Em agosto de 2012 ingressou no Mestrado em Produção Vegetal, da mesma instituição, submetendo-se à defesa em julho de 2014.

Em agosto de 2014, na Universidade Federal de Viçosa, iniciou o Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas, submetendo-se à defesa em 21 de setembro de 2018.

## SUMÁRIO

RESUMO .....	ix
ABSTRACT .....	xi
INTRODUÇÃO GERAL .....	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	3
CAPÍTULO I - Dados ambientais incrementam a acurácia das classificações do uso e cobertura do solo? .....	5
1. Introdução.....	5
2. Material e Métodos.....	7
2.1. Descrição da área de estudo e amostragem .....	7
2.2. Variáveis espectrais.....	8
2.3. Variáveis ambientais .....	10
2.4. Seleção das variáveis.....	11
2.5. Algoritmo classificador <i>Random Forest</i> .....	12
2.6. Validação dos mapas e análise de concordância .....	13
3. Resultados .....	14
3.1. Classificação com utilização de variáveis espectrais .....	14
3.1.1. Seleção de variáveis .....	14
3.1.2. Desempenho da classificação.....	16
3.2. Classificação com adição de variáveis ambientais.....	18
3.2.1. Seleção de variáveis .....	18
3.2.2. Desempenho da classificação.....	21
3.3. Concordância entre as classificações .....	23
4. Discussão.....	25
4.1. Seleção de Variáveis .....	25
4.2. Desempenho da classificação.....	27
5. Conclusões .....	29
6. Referências Bibliográficas .....	30
ANEXO.....	36
CAPÍTULO II – Proposta metodológica para seleção de amostras de treinamento e validação em classificação de imagens usando Random Forest.....	39
1. Introdução.....	39
2. Material e Métodos.....	41
2.1. Descrição da Área de Estudo e Amostragem .....	41
2.2. Variáveis.....	42
2.2.1. Variáveis Espectrais .....	42
2.2.2. Variáveis Ambientais .....	43



2.3.	Seleção de Variáveis .....	44
2.4.	Métodos para seleção de amostras de treinamento e validação .....	45
2.5.	Avaliação do desempenho da classificação .....	48
2.6.	Algoritmo classificador Random Forest .....	49
2.7.	Avaliação Estatística .....	49
3.	Resultados .....	49
3.1.	Avaliação do efeito dos métodos de validação .....	50
3.2.	Avaliação do efeito dos tratamentos .....	50
3.3.	Avaliação do efeito tratamento vs. métodos de validação .....	52
3.4.	Desempenho das classificações por classe de uso e cobertura do solo .....	54
4.	Discussão.....	58
5.	Conclusões .....	60
6.	Referências Bibliográficas .....	60
	ANEXO.....	64
	CAPÍTULO III - Mudança espaço-temporal do uso e cobertura do solo em ambiente de ecótono na Amazônia Oriental.....	66
1.	Introdução.....	66
2.	Materiais e Métodos .....	68
2.1.	Área de estudo.....	68
2.2.	Classificação de imagens e detecção de mudanças .....	69
2.3.	Cenários futuros e a legislação ambiental .....	72
3.	Resultados e Discussão .....	73
3.1.	Uso e cobertura do solo entre 1986 e 2015 .....	73
3.2.	Distribuição espaço-temporal da mudança de uso e cobertura do solo.....	75
3.3.	Dinâmica da mudança do uso e cobertura do solo entre 1986 e 2015 .....	80
3.4.	Acurácia das predições.....	85
3.5.	Uso e cobertura do solo nos cenários futuros.....	85
3.6.	Dinâmica da mudança do uso e cobertura do solo nos cenários futuros.....	87
4.	Conclusões .....	89
5.	Referências Bibliográficas .....	90
	ANEXOS.....	98
	CAPÍTULO IV - Distribuição de C e N nas frações da matéria orgânica do solo após conversão floresta-pastagem na Amazônia Oriental .....	105
1.	Introdução.....	105
2.	Material e Métodos.....	108
2.1.	Descrição da área de estudo e amostragem.....	108
2.2.	Análises da matéria orgânica do solo .....	112
2.3.	Análise estatística.....	114

3. Resultados .....	114
3.1. Teores e estoques de C e N no solo.....	114
3.2. Teores e estoques de C e N do solo nas frações MOP e MAM .....	119
3.3. Alterações na origem do C .....	123
4. Discussão.....	126
4.1. Teores totais versus frações de C e N da MOS .....	126
4.2. Alterações na origem do C nas SEs .....	128
5. Conclusões .....	131
6. Referências Bibliográficas .....	131
ANEXOS.....	142
CAPÍTULO V - Simulação das mudanças nos estoques de C e N em função do uso e cobertura do solo em transição Floresta Amazônica-Cerrado.....	146
1. Introdução.....	146
2. Material e Métodos.....	148
2.1. Descrição da Área de Estudo e Amostragem .....	148
2.2. Modelagem da dinâmica de C e N pelo Century .....	153
2.3. Sequência dos eventos simulados .....	154
2.4. Validação dos modelos.....	156
2.5. Cenários futuros .....	156
3. Resultados e Discussão .....	158
3.1. Avaliação da performance dos modelos.....	158
3.2. Condição inicial da vegetação nativa .....	159
3.3. Simulação das áreas de pastagens .....	161
3.4. Estoques de C e N nos cenários futuros .....	164
3.5. Produção de biomassa forrageira .....	170
4. Conclusões .....	172
5. Referências Bibliográficas .....	173
ANEXO.....	183
CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	184

## RESUMO

ZEFERINO, Leiliane Bozzi, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, setembro de 2018. **Dinâmica do uso e cobertura do solo e os impactos sobre a matéria orgânica em ambientes de transição floresta Amazônica - Cerrado.** Orientador: Teogenes Senna de Oliveira. Coorientadores: Elpídio Inácio Fernandes Filho, Hugo Alberto Ruiz, Antônio Clemetino dos Santos.

A dinâmica do uso e cobertura do solo serve como ferramenta para definição de estratégias e políticas de gerenciamento e monitoramento de recursos naturais. Atualmente, temos testemunhado a importância das mudanças no uso e cobertura do solo em escala regional e global, como é o caso do aquecimento Global. Os objetivos do estudo foram: i) avaliar o uso e cobertura do solo na Bacia do Lontra - TO, entre os anos de 1986 e 2015, por meio de imagens de satélite; ii) projetar cenários futuros de uso e cobertura do solo frente a mudanças instituídas pelo Novo Código Florestal; iii) identificar e estratificar pastagens com diferentes tempos de implantação após conversão de áreas de vegetação nativa; iv) avaliar os estoques de C e N de frações da matéria orgânica do solo sob pastagens com diferentes tempos de implantação; v) avaliar o conteúdo e a distribuição do C do solo nas frações granulométricas da MOS, após a conversão floresta – pastagem; vi) simular os efeitos de diferentes práticas de manejo em pastagens nos estoques de C. A área de estudo é a bacia hidrográfica do Rio Lontra localizada na região Norte do estado do Tocantins, inserida na Amazônia Legal na transição entre a Floresta Amazônica e Cerrado. O mapeamento do uso e cobertura do solo foi realizado a partir da classificação de imagens Landsat - 5 e 8, sensores TM e OLI, para os anos de 1986, 1990, 1993, 1999, 2004, 2010 e 2015. No processo de classificação de imagens, adotando o algoritmo *Random Forest*, foram utilizadas 96 variáveis preditoras, envolvendo dados espectrais e ambientais (geológicos, pedológicos, climáticos, topográficos e distâncias euclidianas). A detecção de mudanças no uso e cobertura do solo foi obtida por meio de análise de concordância. As situações futuras projetadas constituíram-se: (i) na continuidade de padrão de mudanças do uso e cobertura do solo identificado desde 1986 até 2015, desconsiderando as medidas previstas no novo código florestal (cenário 1-S1); e (ii) a implantação das áreas de reserva legal, delimitadas no CAR (Cadastro Ambiental Rural) dos imóveis inseridos na bacia do rio Lontra, conforme previsto no Artigo 12 do código florestal brasileiro (cenário 2-S2). A projeção dos cenários foi realizada utilizando o pacote LULCC (*Land Use and Land Cover Changes*) para o software R. Os efeitos da conversão floresta – pastagem na matéria orgânica foi avaliado nos estoques do C e N do solo nas frações granulométricas da MOS (matéria

orgânica particulada – MOP, matéria orgânica associada aos minerais – MAM). Para tanto, foram selecionadas cinco situações de estudo (SE): SE1 (Floresta Ombrófila sobre Neossolo Quartzarênico); SE2 (Floresta Ombrófila sobre Plintossolo Pétrico); SE3 (Cerrado Denso sobre Latossolo Vermelho-Amarelo Petroplúntico); SE4 (Cerrado Denso sobre Argissolo Vermelho-Amarelo) e SE5 (Cerrado *Strictu Sensu* sobre Neossolo Quartzarênico). Nestas áreas foram coletadas amostras de solo em pastagem com dois tempos distintos de implantação (entre 10 e 30 anos) e duas repetições de área, além de uma de vegetação nativa, referência das condições iniciais. A simulação das mudanças nos estoques de C e N na camada de 0–20 cm foi feita utilizando o modelo Century, versão 4.0, com o ajuste do modelo para determinação dos parâmetros de produção de biomassa do tipo de vegetação presente. Os estoques de C e N simulados no estado de equilíbrio da MOS sob vegetação nativa foram usados como as condições iniciais para ajuste do modelo de desmatamento e posterior estabelecimento da pastagem. Sete cenários futuros de produção para 2050 foram simulados para avaliar os efeitos de diferentes práticas de manejo das pastagens sobre os estoques de C e N no solo em comparação com a situação atual de ausência de práticas de manejo. A integração de variáveis ambientais às espectrais proporcionou maiores valores de acurácia global (de 91% a 94%), indicando que a adição de variáveis ambientais às espectrais pode ser alternativa para melhorar o monitoramento espaço-temporal em áreas de ecótono de regiões Neotropicais. A cobertura florestal entre 1986 – 2015 teve uma redução de 32,3 mil ha, enquanto que o uso com pastagens cresceu em aproximadamente 30 mil ha. O cenário S1 indicou intensa conversão de cobertura florestal nativa em pastagens, passando a representar mais de 80% do uso e cobertura do solo, frente a 11,3% e 5,1% das florestas e Cerrado *Strictu Sensu*. Já o cenário S2, que aborda a aplicação da legislação florestal brasileira, possibilitou a recomposição da cobertura florestal em relação ao primeiro ano de monitoramento, cobrindo 29,5% da área da bacia. As maiores taxas de perda de C-C<sub>3</sub> foram verificadas nas pastagens com menor tempo de implantação e na situação de estudo SE3. As maiores taxas de ganho de C-C<sub>4</sub> foram observadas na fração MOP das pastagens com 20 anos da SE2 e SE3. Práticas como o controle químico de espécies espontâneas, adubação de formação no momento de implantação das pastagens e sistemas silvipastoris, mostram-se como alternativas para maximizar o sequestro de carbono.

## ABSTRACT

ZEFERINO, Leiliane Bozzi, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, September, 2018. **Land use and land cover dynamics and impacts in the soil organic matter in transitions environments between Amazon Forest – Cerrado.** Adviser: Teogenes Senna de Oliveira. Co-advisers: Elpídio Inácio Fernandes Filho, Hugo Alberto Ruiz, Antônio Cletino dos Santos.

The dynamics of land use and land cover serve as a tool for the definition of strategies and policies for the management and monitoring of natural resources. Currently, we have witnessed the importance of changes in land use and land cover on a regional and global scale, such as Global Warming. The study aimed: i) to evaluate the land use and land cover in the Rio Lontra Basin, Tocantins State, between 1986 and 2015, through satellite images; ii) to design future scenarios of land use and land cover in face of changes instituted by the New Forest Code; iii) to identify and stratify pastures with different implantation times after conversion of areas of native vegetation; iv) to evaluate the C and N stocks of soil organic matter (SOM) fractions under pastures with different implantation times; v) to evaluate the content and distribution of soil C in the granulometric fractions of SOM, after forest - pasture conversion; vi) to simulate the effects of different management practices on pastures in the C stocks. The study area is the Rio Lontra basin located in the northern region of the Tocantins State, inserted in the Legal Amazon in the transition between the Amazon Forest and Cerrado. The land use and land cover mapping were carried out based on the classification of Landsat - 5 and 8 images, TM and OLI sensors, for the years 1986, 1990, 1993, 1999, 2004, 2010 and 2015. In the classification process of images, using the Random Forest algorithm, we used 96 predictor variables, involving spectral and environmental data (geological, pedological, climatic, topographic and Euclidean distances). The detection of changes in land use and land cover was obtained through concordance analysis. The projected future situations consisted of: (i) the continuity of the pattern of changes in land use and land cover identified from 1986 to 2015, disregarding the measures foreseen in the new forest code (scenario 1-S1); and (ii) the establishment of the legal reserve areas, delimited in the REC (Rural Environmental Cadastre) of the properties inserted in the Rio Lontra basin, as provided in Article 12 of the Brazilian Forest Code (scenario 2-S2). The effects of the forest - pasture conversion on the organic matter were evaluated in soil C and N stocks in the SOM particle size fractions (particulate organic matter – POM and organic matter associated to minerals - OMAM). For this, five study situations (SE) were selected: SE1 (Ombrophylous Forest on Typic Quartzipsamment); SE2 (Ombrophilous Forest on Typic

Plinthaquox); SE3 (Cerrado Denso on Typic Plinthaquox); SE4 (Dense Cerrado on Typic Epiaquults) and SE5 (Cerrado *Strictu Sensu* on Typic Quartzipsamment). In these areas, soil samples were collected in the pasture with two distinct implantation times (between 10 and 30 years) and two replicates of the area, in addition to one of native vegetation, reference of the initial conditions. The simulation of changes in C and N stocks in the 0-20 cm layer was done using the Century model, version 4.0, with the adjustment of the model to determine the biomass production parameters of the present vegetation type. C and N stocks simulated at the steady state of SOM under native vegetation were used as the initial conditions for adjustment of the deforestation model and subsequent establishment of pasture. Seven future production scenarios for 2050 were simulated to evaluate the effects of different pasture management practices on C and N stocks in the soil compared to the current situation of absence of management practices. The integration of environmental variables to the spectral ones provided higher values of global accuracy (from 91% to 94%), indicating that the addition of environmental variables to the spectral ones may be an alternative to improve space-time monitoring in ecotone areas of Neotropical regions. The forest cover between 1986 and 2015 had a reduction of 32.3 thousand ha, while the use with pastures grew by approximately 30 thousand ha. The S1 scenario indicated an intense conversion of native forest cover to pasture, representing more than 80% of land use and land cover, compared to 11.3% and 5.1% of the forests and Cerrado *Strictu Sensu*. On the other hand, scenario S2, which addresses the application of the Brazilian forest legislation, made it possible to recompose the forest cover in relation to the first year of monitoring, covering 29.5% of the basin area. The highest loss rates of C-C3 were observed in the pastures with the shortest implantation time and in the SE3 study situation. The highest rates of C-C4 gain were observed in the POM fraction of the 20-year pastures of SE2 and SE3. Practices such as chemical control of spontaneous species, fertilization training at the moment of pasture implantation and agroforestry systems, are shown as alternatives to maximize carbon sequestration.

## INTRODUÇÃO GERAL

Ecossistemas como Amazônia e Cerrado, vêm perdendo suas propriedades originais (Longo & Espíndola, 2000), por meio da sua conversão em áreas agrícolas, principalmente em pastagens. A falta de adoção de práticas de manejo adequadas nessas áreas, comprometem o potencial produtivo dos solos devido alterações nas suas propriedades.

Iniciativas de monitoramento e mapeamento da cobertura vegetal, se tornam ferramentas poderosas para a compreensão do processo, e os efeitos, da ocupação e uso antrópico do solo. O mapeamento e monitoramento do uso e cobertura do solo é realizado com dois objetivos, classificação e detecção de mudança. A cobertura do solo define as áreas que são ocupadas por agricultura, florestas, corpos d'água e áreas construídas. Por outro lado, o uso do solo indica como as paisagens estão sendo utilizadas (Thyagarajan & Vignesh, 2017). O aprimoramento das técnicas de sensoriamento remoto que visam o mapeamento e monitoramento do uso e cobertura do solo tornam-se necessários para uma melhor gestão dos recursos naturais, além de permitir estimar cenários futuros considerando a progressão de acontecimentos prévios (Ferreira, 2006).

A sustentabilidade dos sistemas agrícolas tem ganhado destaque nos últimos anos. Um dos fatores para alcançar a sustentabilidade é por meio da adoção de práticas de manejo que visem preservar e/ou aumentar os estoques de carbono no solo e diminuir as emissões de gases de efeito estufa (Duarte-Guardia et al., 2018; Zhou et al., 2019). Os estoques de C no solo dependem: i) da entrada de C no sistema, variando conforme o clima, solo e vegetação, e ii) mecanismo de controle do tempo médio de residência do C (Duarte-Guardia et al., 2018). Assim, quantificar e prever os estoques de C no solo nos diversos ecossistemas torna-se foco para a criação de políticas para mitigação das mudanças climáticas.

Os modelos para simulação dos ciclos biogeoquímicos mostram-se ferramentas para apoiar decisões imediatas e auxiliar a definir práticas adequadas e sustentáveis de uso do solo (Parton, 1987). Nesse sentido, diversos estudos têm sido realizados com o objetivo de avaliar os efeitos da mudança do uso e cobertura do solo nos estoques de C e N, por meio de modelos de simulação, tal como o Century (Parton, 1987; Cerri et al., 2003; Lopes et al., 2008; Tornquist et al., 2009; Bortolon et al., 2011; Carvalho et al., 2015; Althoff et al., 2018). O Century é um modelo de decomposição da matéria orgânica que simula a dinâmica do C, N, P e S nas plantas e no solo, tanto em sistemas naturais como em sistemas de produção, projetando previsões para escalas de longo tempo. Dessa forma, o modelo permite relacionar o teor de matéria orgânica

aos níveis de fertilidade, aos tipos de solo, às condições climáticas e ao manejo dos sistemas produtivos.

As bacias hidrográficas, unidade de planejamento, constituem ecossistemas adequados para avaliação dos impactos causados pela atividade antrópica (Baruqui & Fernandes, 1985; Fernandes & Silva, 1994), uma vez que abordam todos os recursos naturais/ambientais da área de drenagem da bacia e não apenas o hídrico, sendo assim, capaz de determinar a capacidade de suporte de um ambiente qualquer (Pires & Santos, 1995). Portanto, torna-se possível perceber que o uso e a ocupação são condicionados pelas características intrínsecas de cada bacia, tendo em vista, que essa define as potencialidades e limitações para as diversas modalidades de uso e ocupação (Araújo et al., 2018).

Na região da Bacia do Rio Lontra, local de estudo, ocorrem áreas de tensão ecológica na transição entre Floresta Estacional, Floresta Ombrófila Cerrado e Cerrado o que representa ambientes de alta taxa de endemismo e de ocorrência de espécies raras (SEPLAN, 2011). Estas são importantes regiões ecológicas, sensíveis às mudanças climáticas (Malanson, 1997), de ampla biodiversidade e hábitat para diversas espécies (Henry, 2003), podendo inclusive apresentar características únicas e próprias (Kark & Rensburg, 2006).

Diante do exposto, estudo da evolução do uso do solo, bem como suas consequências, tornam-se imprescindíveis em áreas de transição ecológica Floresta Amazônica - Cerrado, que vem sofrendo grande pressão pela expansão da pecuária bovina. Portanto, espera-se que o uso do solo com pastagens em ambientes de transição de biomas (Floresta Amazônica e Cerrado) e os impactos sobre a matéria orgânica sejam diferenciados e dependentes das propriedades das classes de solo predominantes.

Os objetivos do estudo foram: i) avaliar o uso e cobertura do solo na Bacia do Lontra-TO, entre os anos de 1986 e 2015, por meio de imagens de satélite; ii) projetar cenários futuros de uso e cobertura do solo frente a mudanças instituídas pelo Novo Código Florestal; iii) identificar e estratificar pastagens com diferentes tempos de implantação após conversão de áreas de vegetação nativa; iv) avaliar os estoques de C e N de frações da matéria orgânica do solo sob pastagens com diferentes tempos de implantação; v) avaliar o conteúdo e a distribuição do C do solo nas frações granulométricas da MOS, após a conversão floresta – pastagem; vi) simular os efeitos de diferentes práticas de manejo em pastagens nos estoques de C.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALTHOFF, T.D.; MENEZES, R.S.C.; PINTO, A.S. PAREYN, F.G.C.; CARVALHO, A.L.; MARTINS, J.C.R.; CARVALHO, E.X.; SILVA, A.S.A.; DUTRA, E.D. & SAMPAIO, A.V.S.B. (2018). Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 254:26–34.
- ARAÚJO, L.E.; SOUSA, F.A.S.; MORAES NETO, J.M.; SOUTO, J.S. & REINALDO, L.R.L.R. (2018). Bacias hidrográficas e impactos ambientais. Disponível em: <<http://revista.uepb.edu.br/index.php/qualitas/article/viewFile/399/366>>. Acesso em: 26 jun. 2018.
- BARUQUI, A. M. & FERNANDES, M. R. (1985). Práticas de conservação do solo. Belo Horizonte. *Informe Agropecuário, Belo Horizonte*. 11 (128):55-69.
- BONILLA, A.L.C. (2005). Balanço de nitrogênio em microbacias pareadas (floresta vs pastagem) no Estado de Rondônia. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. 69p. (Tese de Mestrado)
- BORGES, K.M.R. & SANTOS, P.M.C. (2009). Modelo Linear de Mistura Espectral – MLME aplicado ao monitoramento do Cerrado, Bacia do Rio Carinhanha (MG-BA). In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Natal, RN. Anais. São José dos Campos, SP, INPE.
- BORLAUG, N.E. (2002). Feeding a world of 10 billion people: the miracle ahead. In: R. Bailey (ed.). *Global warming and other eco-myths*. Competitive Enterprise Institute, Roseville, EUA, 29-60p.
- BORTOLON, E.S.O.; MIELNICZUK, J.; TORNQUIST, C.G.; LOPES, F. & BERGAMASCHI, H. (2011). Validation of the century model to estimate the impact of agriculture on soil organic carbon in Southern Brazil. *Geoderma*. 156–166.
- CARVALHO, A.L.; MENEZES, R.S.C.; NÓBREGA, R.S.; PINTO, A.S.; OMETTO, J.P.H.B.; RANDOW, C.V. & GIAROLLA, A. (2015). Impact of climate changes on potential sugarcane yield in Pernambuco, northeastern region of Brazil. *Renew. Energy*. 78:26–34.
- CERRI, C.E.P.; COLEMAN, K.; JENKINSON, D.S.; BERNOUX, M.; VECTORIA, R.; CERRI, C.C. (2003). Modeling soil carbon from forest and pasture ecosystem of Amazon, Brazil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67:1879–1887.
- DUARTE-GUARDIA, S.; PERI, P.L.; AMELUNG, W.; SHEIL, D.; LAFFAN, S.W.; BORCHARD, N.; BIRD, M.I.; DIELEMAN, W.; PEPPER, D.A.; ZUTTA, B.; JOBBAGY, E.; SILVA, L.C.R.; BONSER, S.P.; BERHONGARAY, G.; PIÑEIRO, G.; MARTINEZ, M.J.; COWIE, A.L. & LADD, B. (2018). Better estimates of soil carbon from geographical data: a revised global approach. *Mitig Adapt Strateg Glob Change*. Published online. 18p.
- FERNANDES, M.R. & SILVA, J. C. (1994). Programa Estadual de Manejo de Sub-Bacias Hidrográficas: Fundamentos e estratégias - Belo Horizonte: EMATERMG. 24p.
- FERREIRA, C.S. (2006). Avaliação temporal do uso e ocupação das terras na bacia do rio São Bartolomeu, DF. Brasília. 131p. (Mestrado em Ciências Agrárias)
- HENRY, R. (2003). Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos. Ed. Rima, São Carlos, 350p.
- KARK, S. & RENSBURG, B.J. (2006). Van Ecotones: Marginal or central areas of transition? *Israel Journal of Ecology and Evolution*. 52: 29-53.
- KLINK, C.A. & MACHADO, R.B. (2005). A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*. 1(1): 147 – 155.
- LONGO R.M. & ESPÍNDOLA C.R. (2000). C-orgânico, N-total e substâncias húmicas sob influência da introdução de pastagens (*Brachiaria* sp.) em áreas de Cerrado e floresta amazônica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 24:723-729.
- LOPES, A.S. (1994). Solos sob “cerrado”: características, propriedades e manejo. Piracicaba: Associação Brasileira da Potassa e do Fosfato. 162 p.

- LOPES, F.; MERTEN, G.H.; MIELNICZUK, J.; TORNQUIST, C.G. & OLIVEIRA, E.S. (2008). Simulação da dinâmica do carbono do solo numa microbacia rural pelo modelo Century. *Pesqui Agropecu Bras.* 43:745–753.
- MALANSON, G.P. (1997). Effects of feedbacks and seed rain on ecotone patterns. *Landscape Ecology.* 330: 481-495.
- MULLER, M.M.L.; GUIMARÃES, T.D & MARTINS, P.F.S. (2001). Degradação de pastagens na Região Amazônica: propriedades físicas do solo e crescimento de raízes. *Pesqui Agropecu Bras.* 36 (11):1409-1418.
- PARTON, W.J. (1987). Analysis of factors controlling soil organic matter levels in great plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51:1173–1179.
- SALTON, J.C. & HERNANI, L.C. (1998). Adoção. In: SALTON, J.C.; HERNANI, L.C. & FONTE, C.Z. Sistema de plantio direto. Brasília, Embrapa Agropecuária Oeste. 21-35 p.
- SANTOS, P.M.C, ALVES M.S., SILVA D.A., CARNEIRO, C.L. & FERNANDES, M. M. (2009). Monitoramento do desmatamento no Cerrado, porção oeste da Bacia do Rio São Francisco: uma análise dos produtos NDVI e Modelo de Mistura Espectral. *In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, RN. Anais...* São José dos Campos, SP, INPE.
- SEPLAN – Secretaria de Planejamento do Estado do Tocantins. (2011). Mapeamento das Regiões Fitoecológicas e Inventário Florestal do Estado do Tocantins. Palmas.
- SILVA, C.J.; SANCHES, L.; BLEICH, M.E.; LOBO, F.A.; NOGUEIRA, J.S. (2007). Produção de serrapilheira no Cerrado e Floresta de transição Amazônia-Cerrado do centro-oeste brasileiro. *Acta Amazônica.* 37(4): 543-548.
- THYAGHARAJAN, K.K. & VIGNESH, T. (2017). Soft computing techniques for land use and land cover monitoring with multispectral remote sensing images: A review. *Arch Computat Methods Eng.* Published online. 27p.
- TORNQUIST, C.G.; MIELNICZUK, J. & CERRI, C.E.P. (2009). Modeling soil organic carbon dynamics in Oxisols of Ibirubá (Brazil) with the Century Model. *Soil Till Res.* 105:33–43.
- VIANA, S.N. & BAUCH, A. A. (2009). O uso de imagens CBERS no monitoramento da cobertura vegetal da bacia hidrográfica do rio São Francisco – estudo de caso: Oeste Baiano. *In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, RN. Anais.* São José dos Campos, SP, INPE. 2. Municípios localizados no Bioma Cerrado e a área desmatada no ano de 2009.
- VIOLA, M.R.; MELLO, C.R.; GIONGO, M.; BESKOW, S. & SANTOS, A.F. (2012). Modelagem hidrológica em uma sub-bacia hidrográfica do Baixo Rio Araguaia, TO. *J. Biotec. Biodivers.* 13(3):38-47.
- ZHOU, Y.; HARTEMINK, A. E.; SHI, Z.; LIANG, Z. & LU, Y. (2019). Land use and climate change effects on soil organic carbon in North and Northeast China. *Science of The Total Environment.* 647: 1230–1238.

## **CAPÍTULO I - Dados ambientais incrementam a acurácia das classificações do uso e cobertura do solo?**

**Resumo:** A classificação de imagens ópticas converte dados espectrais em informações temáticas a partir da assinatura espectral de cada objeto na imagem. Contudo, a “separabilidade” espectral é influenciada pelas características intrínsecas dos alvos, bem como das características das imagens utilizadas. O uso de dados auxiliares aos espectrais surge como alternativa para melhorar a distinção entre as classes de uso e cobertura do solo. Os objetivos do trabalho são os de avaliar a integração de variáveis ambientais às espectrais e o desempenho do algoritmo *Random Forest* (machine learning) na classificação de imagens OLI do Landsat – 8, de uma bacia hidrográfica na Amazônia Oriental, Brasil. O processo de classificação utilizou 96 variáveis preditoras, envolvendo dados espectrais, geológicos, pedológicos, climáticos, topográficos e distâncias euclidianas. O processo de seleção das variáveis para a construção dos modelos preditivos foi dividido em duas abordagens: (i) conjunto de dados contendo apenas variáveis espectrais, e (ii) conjunto de variáveis ambientais adicionado aos dados espectrais. A seleção de variáveis foi realizada associando-se a análise de correlação não linear, através do Coeficiente de Dependência Aleatorizado e do método *Recursive Feature Elimination* (RFE) utilizando para tanto o algoritmo classificador *Random Forest*. As variáveis espectrais NDVI, bandas 2, 4, 5, 6 e 7 do período seco e banda 4 do período chuvoso foram selecionadas em ambas as abordagens (i e ii). A distância euclidiana da área urbana, classe de solos Neossolo Quartzarênico, precipitação anual, precipitação do mês de fevereiro e precipitação do trimestre mais chuvoso foram as variáveis selecionadas do conjunto de dados auxiliares. A integração de variáveis ambientais às espectrais proporcionou maiores valores de acurácia global (de 91% a 94%). As classes Cerrado *Strictu Sensu*, Pastagem, Queimada e Eucalipto, demonstraram ser dependentes de informações auxiliares às espectrais para garantir melhor desempenho durante a classificação. O estudo demonstra que a adição de variáveis ambientais às espectrais pode ser alternativa para melhorar o monitoramento espaço-temporal em áreas de ecótono de regiões Neotropicais.

**Palavras – Chave:** Amazônia, seleção de variáveis, acurácia, Recursive Feature Elimination, Random Forest.

### **1. Introdução**

A mudança na cobertura do solo é identificada em escala global como um dos temas de pesquisa mais importantes (Gutman, 2002), já que o potencial de danos ao meio ambiente, a economia e ao bem-estar da sociedade com o uso indevido do solo é elevado (Framil, 2013). A avaliação da mudança de uso e cobertura do solo é desafiadora, motivo pelo qual a implementação de programas de monitoramento e mapeamento da cobertura vegetal passam a ser uma necessidade, já que definem estratégias de gestão urbana e ambiental, principalmente no uso e na ocupação ordenada do meio ambiente.

Imagens de sensoriamento remoto foram consideradas por muito tempo uma das principais fontes de informações sobre a cobertura do solo (Bakula & Jelowicki, 2016). O desenvolvimento de novos sensores permitiu a geração de imagens de melhor resolução, favorecendo, conseqüentemente, as técnicas que utilizam esse tipo de informação. A classificação de imagens é uma das técnicas que se beneficia desse desenvolvimento. Essa técnica converte dados espectrais em informações temáticas, categorizando-os (Gerçek, 2004; Novo, 2010) a partir da assinatura espectral de cada objeto na imagem (Pignatti et al., 2009). Contudo, a discriminação das diferentes classes de acordo com a variabilidade espectral é muitas vezes imprecisa (Janssen et al., 1990; Bruzzone et al., 1997), dada a baixa “separabilidade espectral” de alvos.

O reconhecimento dos padrões espectrais das possíveis classes de uso e cobertura do solo ainda se apresenta como fator limitante ao processo de classificação de imagens ópticas, especialmente em ambientes complexos, tais como áreas de ecótono, onde torna-se difícil diferenciar classes com propriedades espectrais semelhantes. O uso de dados auxiliares aos espectrais, durante o processo de classificação de imagens, surge como alternativa para melhorar a distinção entre as classes de uso e cobertura do solo (Franklin, 1995). A adição de dados auxiliares ao processo de classificação resulta em valores de acurácias 5 a 10% maiores que às resultantes de dados espectrais (Trietz & Howarth, 2000).

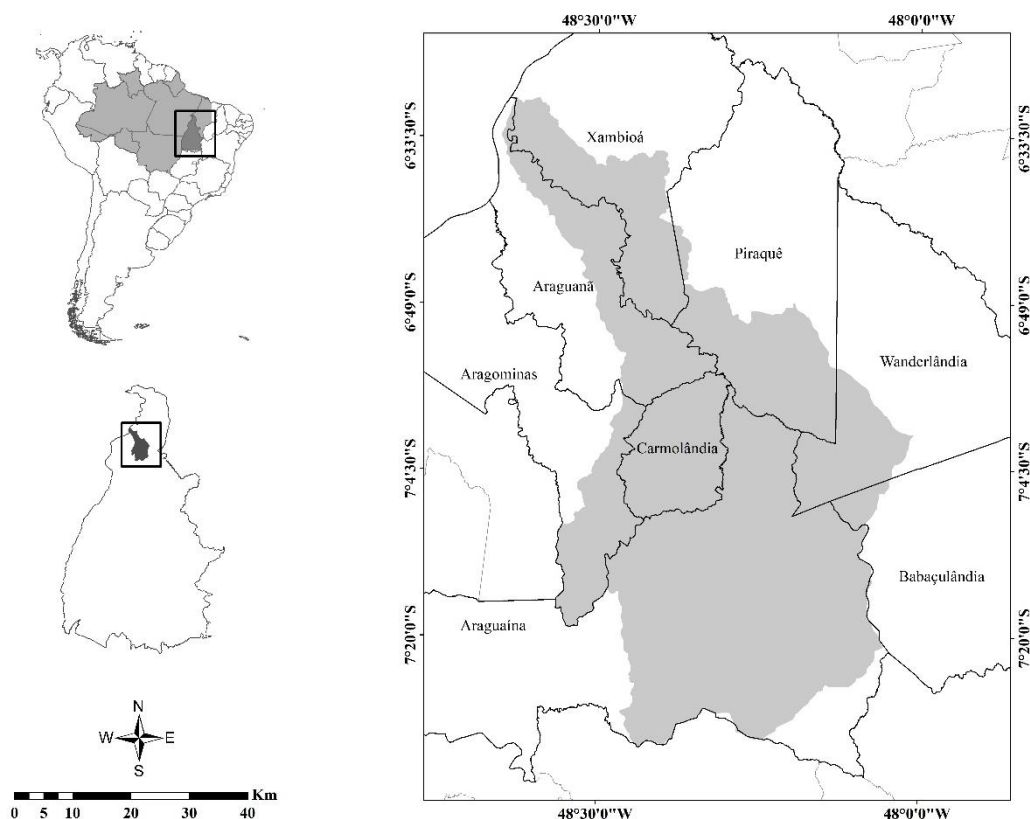
Diferentes metodologias estão sendo aprimoradas a fim de contornar a limitação dos dados espectrais no processo de classificação, como por exemplo a abordagem “*Logical Channel*”, fundamentada na adição de atributos às informações espectrais (Strahler et al., 1978). Diversos autores tratam essa integração de dados auxiliares como alternativa para redução de erros durante a classificação de imagens (Franklin, 1989; Franklin & Wilson, 1991; Duguay et al., 1989; Zukowskyj et al., 2003; Bruzzone et al., 1997; Ricchetti, 2000; Rogan et al., 2002). O processo de classificação de imagens apresentará resultados mais fidedignos quando aspectos associados aos ambientes naturais (clima, solo, relevo, água, etc) e antrópicos (estradas, construções, área urbana) passarem a ser ponderados (Perez Filho, 2007), pois, afinal, determinam e direcionam o uso e cobertura do solo.

Nesse contexto, a incorporação de informações ambientais aos dados espectrais revela-se como alternativa para o reconhecimento dos padrões de ocorrência das classes de uso e cobertura do solo, quando há limitação para discriminação espectral. Dessa forma propõe-se avaliar o desempenho do algoritmo *Random Forest* (RF) na classificação de imagens ópticas do Landsat – 8, da bacia hidrográfica do Rio Lontra na Amazônia Oriental, Brasil, bem como o ganho em eficiência com a integração de variáveis ambientais às variáveis espectrais.

## 2. Material e Métodos

### 2.1. Descrição da área de estudo e amostragem

A área de estudo é a bacia hidrográfica do Rio Lontra localizada na região Norte do estado do Tocantins ( $7^{\circ}19'28''$  S e  $48^{\circ}00'00''$  O;  $3.870$  km<sup>2</sup> área de drenagem), inserida na Amazônia Legal e no sistema hidrográfico Tocantins-Araguaia. Nesta bacia está localizado um importante polo econômico da região abrangendo os municípios de Aragoínas, Araguaína, Araganã, Babaçulândia, Carmolândia, Piraquê, Wanderlândia e Xambioá (Figura 1), com densidade demográfica de aproximadamente  $227.181$  habitantes (IBGE, 2017).



**Figura 1.** Localização da área de estudo, em relação à América do Sul, Amazônia Legal e Estado do Tocantins, Brasil.

Considerando as características espectrais de cada classe de uso e cobertura do solo, foi coletado, aleatoriamente, um conjunto de 606 polígonos de tamanho médio de 12 pixels na imagem OLI Landsat - 8. Na coleta, buscou-se contemplar as nove classes de uso e cobertura do solo presentes na paisagem: Mata, Cerrado *Strictu Sensu*, Pastagem, Queimada, Área Urbana, Solo Exposto, Afloramento Rochoso, Floresta Plantada de Eucalipto e Corpo D'Água.

Em adição, foram coletados em campo 284 pontos de controle com auxílio de GPS de navegação, para assessorar na identificação de padrões em áreas com distinção visual e espectral dos alvos limitada. Os pontos foram também utilizados para verificação da acurácia dos mapas de uso e cobertura gerados ao final da classificação. Para tanto, esses pontos foram sobrepostos ao mapa e analisada a concordância da classe atribuída pela classificação àquela contida no respectivo ponto de controle.

## 2.2. Variáveis espectrais

As variáveis espectrais consistiram dos produtos das imagens Landsat – 8 sensor OLI (*Operational Land Imager*), adquiridas diretamente do site do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS – *United States Geological Survey*), com correção atmosférica e os valores expressos em reflectância de superfície (USGS, 2015). O sensor OLI possui bandas espectrais na faixa do visível, infravermelho próximo (NIR) e de ondas curtas (SWIR), além de uma pancromática (Tabela 1).

**Tabela 1.** Descrição das bandas espectrais do satélite Landsat 8 sensor OLI

Bandas Espectrais	Resolução Espectral ( $\mu\text{m}$ )	Resolução Espacial (m)	Resolução Temporal (dias)	Área Imageada (km)	Resolução Radiométrica (bits)
<sup>1/</sup> Costal (B1)	0.433 - 0.453				
Azul (B2)	0.450 - 0.515				
Verde (B3)	0.525 - 0.600				
Vermelho (B4)	0.630 - 0.680	30			
NIR (B5)	0.845 - 0.885		16	185	12
SWIR 1 (B6)	1.560 - 1.660				
SWIR 2 (B7)	2.100 - 2.300				
Pancromática (B8)	0.500 - 0.680	15			
<sup>2/</sup> Cirrus (B9)	1.360 - 1.390	30			

<sup>1/</sup>Utilizada em estudos de aerossol e ambientes costeiros; <sup>2/</sup>Utilizada para estudos de nuvens cirrus.

**Fonte:** Adaptado de EMBRAPA (2013).

O estudo foi realizado excluindo-se as bandas 1 e 9, já que são utilizadas apenas para estudos de ambientes costeiros e nuvens cirrus (USGS, 2012). A reflectância de superfície só pode ser gerada do sensor OLI, o que conseqüentemente impede a utilização das bandas termais do sensor TIRS ao adotar-se imagens expressas nessa unidade (USGS, 2017).

Para cobertura da área de estudo, foram necessárias duas cenas Landsat - 8, nas órbitas 222 e 223 e ponto 065, conforme a grade de imageamento do satélite. A fim de obter melhor

distinção entre as possíveis classes de uso e cobertura do solo, optou-se em utilizar imagens da estação chuvosa e da estação seca (Tabela 2).

**Tabela 2.** Propriedades das imagens utilizadas para classificação do uso e cobertura do solo

Data de Aquisição	Órbita/Ponto	Estação Climática
24 de junho de 2015	222/65	Estação chuvosa
15 de junho de 2015		
11 de agosto de 2015	223/65	Estação seca
18 de agosto de 2015		

Além dos dados espectrais brutos, de reflectância da superfície nos diferentes comprimentos de onda, covariáveis espectrais referentes a índices espectrais de vegetação também foram gerados, como seguem: *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) e *Soil Adjusted Vegetation Index* (SAVI), para as imagens em ambas as estações chuvosa e seca, além de relações entre os índices obtidos em cada estação, conforme apresentado na tabela 3.

**Tabela 3.** Equações dos índices espectrais utilizados

Índice Espectral	Fonte
${}^1/NDVI = \frac{Banda\ 5 - Banda\ 4}{Banda\ 5 + Banda\ 4}$	Rouse et al. (1973)
${}^1/SAVI = \left( \frac{[Banda\ 5 - Banda\ 4]}{[Banda\ 5 + Banda\ 4] + L} \right) \times [1 + L]$	Huete (1988)
Diferença NDVI = $NDVI_{estação\ chuvosa} - NDVI_{estação\ seca}$	-
Razão NDVI = $\frac{NDVI_{estação\ chuvosa}}{NDVI_{estação\ seca}}$	-
Diferença SAVI = $SAVI_{estação\ chuvosa} - SAVI_{estação\ seca}$	-
Razão SAVI = $\frac{SAVI_{estação\ chuvosa}}{SAVI_{estação\ seca}}$	-

<sup>1/</sup> Os índices foram calculados para as imagens em ambas estações, resultando em  $NDVI_{estação\ chuvosa}$  e  $NDVI_{estação\ seca}$ ;  $SAVI_{estação\ chuvosa}$  e  $SAVI_{estação\ seca}$ .

O fator de ajuste “L” no SAVI foi de 0,5, valor estabelecido por representar as condições ambientais mais comuns (Xue & Su, 2017) e agrupar a maior variação da vegetação na bacia, uma área de ecótono e de fitofisionomias diferenciadas (Floresta Ombrófila Densa, Cerrado Denso e Cerrado *Strictu Sensu*). Este fator visa reduzir os efeitos da cor do solo, variando entre 0 a 1, sendo os valores inversamente proporcionais à intensidade de cobertura vegetal (Huete, 1988). Quando o valor de L for igual à zero, o índice SAVI equivalerá ao índice NDVI (Xue & Su, 2017).

### 2.3. Variáveis ambientais

As variáveis ambientais referem-se à dados da geologia, pedologia, topografia, clima e distâncias euclidianas (Tabela 1A).

A variável geologia utilizada contém a distribuição das formações geológicas presentes na região, as quais definem a conformação topográfica do terreno e a tipologia dos solos existentes (IBGE, 2015). Por sua vez, as variáveis pedológicas apresentam informações da ocorrência dos tipos de solo predominantes na área de estudo, bem como da ocorrência de pequenas manchas de solo em áreas de predomínio de outra classe (SEPLAN, 2016). Ambas as variáveis geologia e pedologia foram adquiridas na escala de 1:250.000.

A variáveis topográficas referentes às feições geomorfológicas, resumiram-se ao próprio modelo digital de elevação (MDE), gerados a partir de imagens *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), com resolução espacial de 30m disponibilizado pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS, 2015), e a produtos gerados desse MDE, com: plano de curvatura (caráter divergente/convergente do terreno - Anjos et al., 2011), declividade (plano - 0 a 3%; suave ondulado - 3 a 8%; ondulado - 8 a 20%; forte ondulado - 20 a 45% e montanhoso - 45 a 75%) e sombreamento topográfico (representação tridimensional do sombreamento da superfície do relevo, que leva em conta o ângulo de fonte de iluminação e sombras).

Os dados climáticos foram obtidos da base global WordClim versão 1.4 (WorldClim, 2016), com resolução espacial de 1km<sup>2</sup> (Hijmans et al. 2005). A base de dados apresenta valores médios da temperatura máxima, média e mínima, e precipitação para os anos de 1960 a 1990, além de variáveis bioclimáticas associadas à temperatura e precipitação.

Por fim, foram obtidas as variáveis distância euclidiana da rede de drenagem e da área urbana. A distância euclidiana é uma medida matemática que expressa a proximidade de um ponto a uma área de referência, podendo ser adotada no processo de classificação de imagens para a tomada de decisão da pertinência de um ponto a uma classe. A distância euclidiana auxilia na compreensão da espacialização e distinção dos padrões relacionados ao processo de ocupação no município, bem como na identificação de padrões que determinam a localização da rede de drenagem (Souza, 2017).

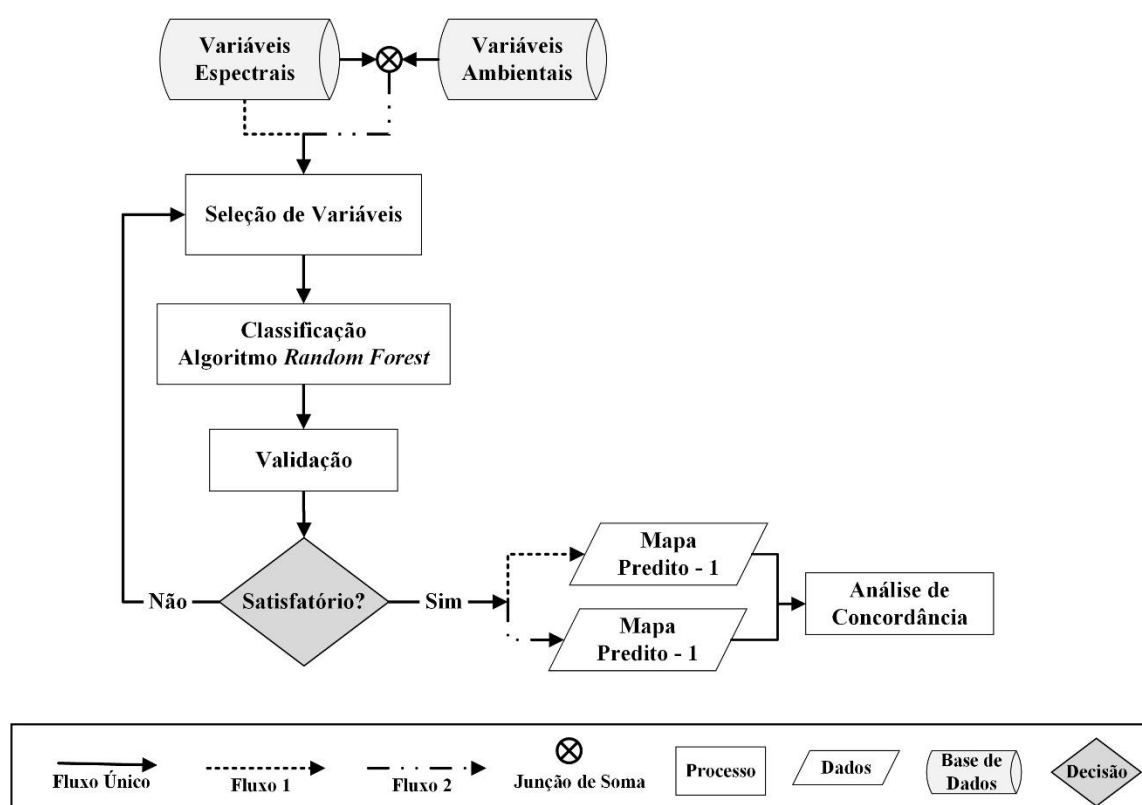
A heterogeneidade das resoluções dos dados reflete a escassez de dados para a região de estudo. Entretanto, ressalta-se que a base de dados foi padronizada para a resolução de 30 m previamente ao processo de classificação e projetados no sistema Universal Transversa de Mercator (UTM), zona 23S e datum World Geodetic System 1984 (WGS 84). O processamento



dos dados foi realizado no software ArcGIS® 10.1, do *Environmental Systems Research Institute* (ESRI – Redlands, CA, USA), além do software R (v. 3.3.2) (R Core Team, 2016).

## 2.4. Seleção das variáveis

O conjunto de polígonos coletados representando as classes de uso e cobertura do solo foi sobreposto às 20 variáveis espectrais (Figura 2, Fluxo 1), bem como às 76 variáveis ambientais (Figura 2, Fluxo 2), para que fossem extraídas e associadas às informações de cada uma aos respectivos pixels dos polígonos. Em seguida, essas informações foram utilizadas para o treinamento e validação do algoritmo *Random Forest* (RF) (Breiman, 2001).



**Figura 2.** Diagrama do processo de classificação de imagens usando duas abordagens, variáveis espectrais (Fluxo 1); variáveis espectrais e variáveis ambientais integradas (Fluxo 2).

As medidas, mediana (para as variáveis numéricas) e moda (para as variáveis categóricas), foram calculadas para cada polígono do conjunto amostral para que um valor indicando a tendência dos dados, passasse a representar o polígono. Assim, apenas os valores mais representativos para as variáveis foram considerados, eliminando valores discrepantes (*outliers*) que não caracterizam a classe na sua totalidade. Posteriormente, as amostras foram

particionadas aleatoriamente na proporção de 75% para o treinamento do classificador e 25% para validação dos modelos preditivos criados. Ressalta-se a utilização dos pontos de controle coletados à campo como validadores finais (adicionais) da classificação.

De posse dos dados contendo os valores medianos e modais, as variáveis (Figura 2, Fluxo Único) tiveram suas variâncias testadas para que fossem removidas aquelas que apresentassem variância igual à zero, o que não ocorreu com nenhuma delas. Em seguida, para o conjunto de variáveis ambientais, procedeu-se a separação das variáveis qualitativas (valores que não expressam quantidade, mas categorias), tais como geologia e pedologia, das quantitativas, para que as primeiras fossem convertidas em “*dummy variables*”. Na literatura, “*dummy variables*” são variáveis artificiais que assumem valores de 1 ou 0 pela presença ou ausência de uma categoria, respectivamente. Dessa forma, as variáveis qualitativas tornam-se passíveis de quantificação (Missio & Jacobi, 2007). Em seguida, cada classe das variáveis geologia e pedologia foram segregadas como uma variável ambiental.

A redução da base de dados é uma etapa de pré-processamento para a “*Machine Learning*”, que consiste na remoção de dados redundantes garantindo a geração de modelos com melhores valores de acurácia e maior simplicidade, além de permitir maior reprodutibilidade (Khalid et al., 2014). Nesse sentido, objetivando um modelo de treinamento mais parcimonioso, as variáveis foram submetidas a análise de correlação não-linear baseado no Coeficiente de Dependência Aleatorizado (*Randomized Dependence Correlation - RDC*) (Lopez-Paz et al., 2013), de forma a remover variáveis correlacionadas sem comprometer a acurácia da classificação. Posteriormente, por meio do processo recursivo de eliminação (*Recursive Feature Elimination – RFE*) (Kaya et al., 2014), as variáveis foram selecionadas conforme sua importância para o desempenho da classificação, de modo que àquelas menos importantes foram eliminadas sequencialmente antes da predição das classes de uso e cobertura do solo.

## **2.5. Algoritmo classificador *Random Forest***

As etapas seguintes à seleção de variáveis são as de confecção dos modelos preditivos para ambos conjuntos de variáveis (Figura 2, Fluxo Único) e predição dos mapas de uso e cobertura do solo, a partir do algoritmo *Random Forest (RF)*.

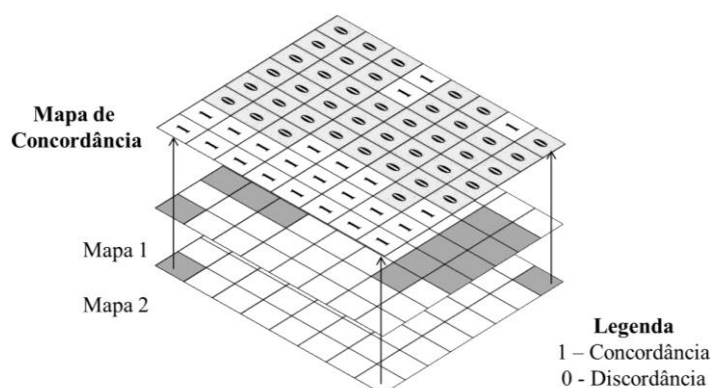
O algoritmo classificador RF pertence ao grupo de classificadores que utilizam árvores de decisão e vetores aleatórios independentes, e de forma simultânea por meio da concessão de votos (Breiman, 2001). O conjunto de amostras de treinamento é dividido em subconjuntos que

geram árvores de decisão descorrelacionadas (Anjos et al., 2017). Ao final do processo, a classificação final é dada pela classe que recebeu o maior número de votos entre todas as árvores geradas pelo algoritmo (Diniz et al., 2013).

## 2.6. Validação dos mapas e análise de concordância

No ajuste dos modelos foram utilizados 25% das amostras separadas no início do processamento para validação externa (Figura 2). A predição das classes para amostras desconhecidas é feita considerando o modelo de melhor ajuste obtido na seleção de variáveis, visando obter índice Kappa e acurácia sem a influência dos métodos de otimização de modelo. Para tal, utilizou-se a matriz de confusão ou de erros que permite determinar a acurácia global, a acurácia do produtor e do usuário (Congalton, 1991; Smits et al., 1999; Foody, 2002; Congalton & Green, 2009). A acurácia global é obtida por meio da avaliação classe a classe, da relação entre as amostras de referência e os resultados da classificação (Lillesand et al., 2004). Já a acurácia do produtor, associada ao erro de omissão, indica a quantidade de amostras que, pertencendo verdadeiramente a uma determinada classe, erroneamente foram omitidas, podendo também ser considerado uma medida de incerteza (Souza, 2009), enquanto que a acurácia do usuário, associada ao erro de comissão, indica a ocorrência da atribuição errônea de um pixel à uma classe à qual não pertence.

Em complemento, a semelhança entre os mapas foi avaliada pela análise de concordância que consiste da sobreposição dos mapas preditos e a avaliação, pixel a pixel, da classe apresentada (Figura 3). O resultado é apresentado na forma de um raster do tipo ausência e presença, sendo que, quando houver concordância entre as classes para um mesmo pixel, o valor 1 será atribuído e, caso contrário, o valor 0 indicará a ausência de concordância, ou seja, há discordância entre as classificações (Figura 3).



**Figura 3.** Diagrama da análise de concordância.

### 3. Resultados

#### 3.1. Classificação com utilização de variáveis espectrais

##### 3.1.1. Seleção de variáveis

O processo de seleção de variáveis pelo método RFE resultou na obtenção de um conjunto de 10 variáveis com valores máximos de correlação de 96%, a partir de 20 covariáveis espectrais. O desempenho da classificação apresentado por esse conjunto de dados foi excelente, conforme o valor do índice Kappa de 0,92. As variáveis selecionadas estão descritas na Tabela 4.

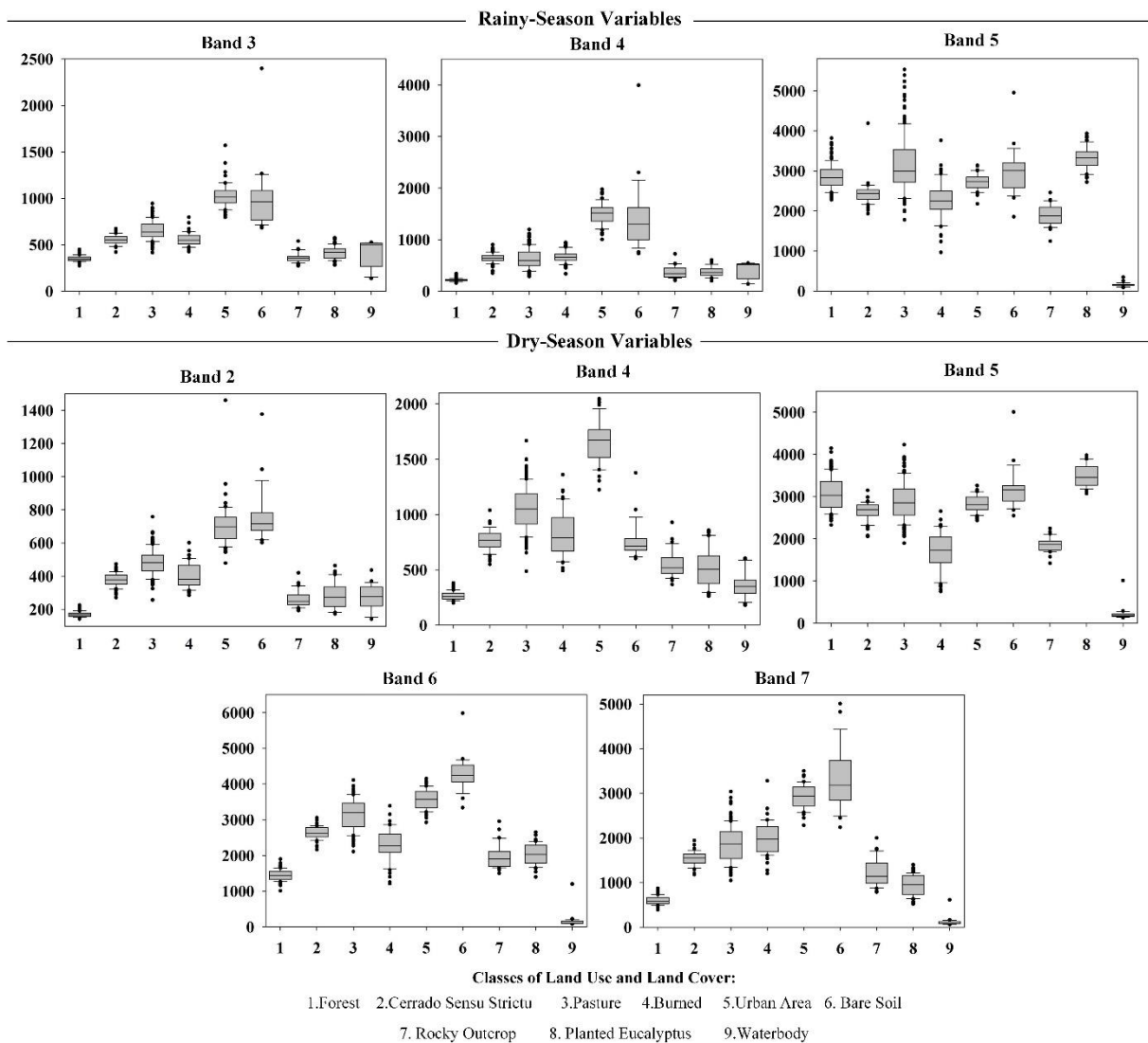
**Tabela 4.** Variáveis selecionadas do conjunto de variáveis espectrais

Variável	Tipo de Variável	Época da Imagem	Resolução Espacial Original
Banda 3			
Banda 4	Banda Espectral	Estação Chuvosa	
Banda 5			
NDVI	Índice Espectral		
Banda 2			30 m
Banda 4			
Banda 5	Banda Espectral	Estação Seca	
Banda 6			
Banda 7			
NDVI	Índice Espectral		

Na figura 4 são apresentadas as informações sobre a variabilidade dos valores de reflectância entre as bandas espectrais selecionadas. A partir da utilização de gráficos do tipo boxplot torna-se possível inferir sobre o comportamento espectral das classes de uso e cobertura do solo dentro da faixa de imageamento de cada variável selecionada. Nesse sentido, nota-se a variação do comportamento espectral das classes tanto entre as bandas, quanto dentro das bandas. Todavia, destaca-se a menor dispersão dos valores de reflectância intraclasses nos dados da estação seca, quando comparadas aos mesmos dados da estação chuvosa (banda 4 e 5). Esse efeito é observado no menor comprimento das caixas e menor presença de valores extremos (*outliers*), neste ponto, ressalta-se a banda 5.

As bandas espectrais selecionadas mostram uma clara tendência de separação das classes Área Urbana e Solo Exposto, à exceção da banda 5 (Figura4). Esta, por sua vez, apesar da grande dispersão de seus dados, apresenta valores mínimos de reflectância para a classe Corpo D'Água, o que permite a sua diferenciação espectral em relação as demais. Esse mesmo comportamento pode ser observado na banda 6 (Figura 4). Entretanto, embora as bandas demonstrem a tendência de separação das classes Área Urbana e Solo Exposto, há outro nível de discriminação espectral, quando considerados apenas os tipos de vegetação. Dentre as

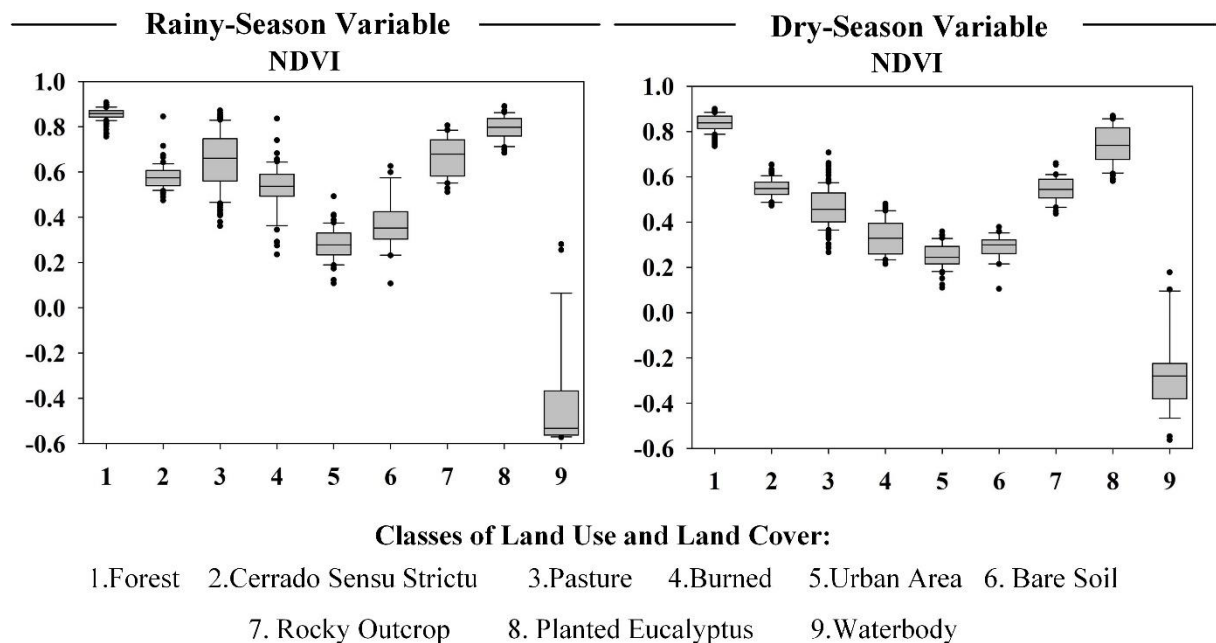
classes de vegetação (Mata, Cerrado *Strictu Sensu*, Pastagem e Eucalipto) percebe-se que, independentemente do momento sazonal, a Mata sempre apresentou os menores valores de reflectância, novamente à exceção da banda 5.



**Figura 4.** Gráfico de caixa mostrando a dispersão dos valores de reflectância variáveis espectrais selecionadas dentro das classes de uso e cobertura do solo: Mata (1), Cerrado *Strictu Sensu* (2), Pastagem (3), Queimada (4), Área Urbana (5), Solo Exposto (6), Afloramento Rochoso (7), Eucalipto (8) e Corpo D'Água (9).

A utilização de índices de vegetação para classificação de imagens está relacionada a capacidade desses em realçar o comportamento espectral da vegetação em relação aos outros componentes da paisagem. Dessa forma, a seleção do NDVI entre os demais índices espectrais comprova a sua eficiência em reproduzir o vigor da vegetação. Considerando as classes associadas a vegetação, o NDVI permitiu a diferenciação do padrão espectral da Mata mediante

aos maiores valores de reflectância, frente ao Cerrado *Strictu Sensu*, a Pastagem e ao Eucalipto, em ambas as estações, contrariamente ao comportamento apresentado pela classe Corpo D'Água (Figura 5).



**Figura 5.** Gráfico de caixa mostrando a dispersão dos valores dos índices espectrais selecionados do conjunto de variáveis espectrais dentro das classes de uso e cobertura do solo: Mata (1), Cerrado *Strictu Sensu* (2), Pastagem (3), Queimada (4), Área Urbana (5), Solo Exposto (6), Afloramento Rochoso (7), Eucalipto (8) e Corpo D'Água (9).

### 3.1.2. Desempenho da classificação

O desempenho geral da classificação utilizando variáveis espectrais, expresso pela acurácia global (91%) e índice Kappa (0,88) (Tabela 5), foi considerado excelentes conforme Landis & Kock (1977) e Congalton & Green (2009).

A avaliação detalhada do desempenho do algoritmo pode ser realizada por meio das acurácias do produtor, associada ao erro de omissão, e do usuário, associada ao erro de comissão. Os valores da acurácia do usuário foram em sua maioria superiores aos valores da acurácia do produtor. Adicionalmente, nota-se que apenas a classe Corpo D'Água obteve valores máximos de acerto tanto para a acurácia do produtor, quanto para a acurácia do usuário (Tabela 5).

**Tabela 5.** Matriz de confusão e parâmetros estatísticos da classificação utilizando variáveis espectrais, para as classes de uso e cobertura do solo: Mata (1), Cerrado *Strictu Sensu* (2), Pastagem (3), Queimada (4), Área Urbana (5), Solo Exposto (6), Afloramento Rochoso (7), Eucalipto (8) e Corpo D'Água (9)

		Classes Referência									TOTAL
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Classificadas	1	38	0	0	0	0	0	0	2	0	40
	2	0	13	0	0	0	0	1	0	0	14
	3	0	3	35	1	2	2	1	0	0	44
	4	0	0	1	11	0	0	0	0	0	12
	5	0	0	0	0	11	0	0	0	0	11
	6	0	0	0	0	0	4	0	0	0	4
	7	0	0	0	0	0	0	5	0	0	5
	8	1	0	0	0	0	0	0	11	0	12
	9	0	0	0	0	0	0	0	0	6	6
TOTAL		39	16	36	12	13	6	7	13	6	148

Nome da Classe	Acurácia Usuário (%)	Acurácia Produtor (%)
Mata	95	98
Cerrado <i>Strictu Sensu</i>	93	82
Pastagem	80	98
Queimada	92	92
Área Urbana	100	85
Solo Exposto	100	67
Afloramento Rochoso	100	72
Eucalipto	92	85
Corpo D'Água	100	100

Acurácia Global = 91%

Kappa = 0,88

As classes Solo Exposto e Afloramento Rochoso apresentaram os menores valores de acurácia do produtor, 67% e 72%, respectivamente. Esses resultados são consequências da omissão de amostras e posterior inclusão em outra classe. No caso da classe Solo Exposto, as amostras omitidas foram todas, erroneamente classificadas como Pastagem. Já para a classe Afloramento Rochoso, houve inclusão de amostras tanto na classe Cerrado *Strictu Sensu*, quanto na classe Pastagem. Por outro lado, essas mesmas classes apresentaram, junto a Área Urbana e Corpo D'Água, os valores máximos de acurácia do usuário (Tabela 5). Contrariamente a esse comportamento, a classe Pastagem teve um melhor desempenho pela avaliação da acurácia do produtor (98%) comparado a acurácia do usuário (80%). Neste caso, amostras pertencentes a classe Pastagem foram erroneamente classificadas como Cerrado *Strictu Sensu*, Queimada, Área Urbana, Solo Exposto e Afloramento Rochoso.

### 3.2. Classificação com adição de variáveis ambientais

#### 3.2.1. Seleção de variáveis

O método RFE permitiu eliminar variáveis a partir de correlações não lineares máximas de 94%, garantindo desempenho de 0,95 medido pelo índice Kappa. Do conjunto inicial de 96 covariáveis foram selecionadas 17 variáveis preditivas, sendo sete variáveis espectrais, cinco índices espectrais e cinco variáveis ambientais. Ressalta-se que seis variáveis espectrais e um índice espectral foram comuns a classificação anterior (Tabela 6).

**Tabela 6.** Variáveis selecionadas do conjunto com adição de variáveis ambientais

Variável	Tipo de Variável	Época da Imagem	Resolução Espacial Original
<sup>1/</sup> Banda 4	Banda Espectral	Estação Chuvosa	30 m
Banda 7			
SAVI	Índice Espectral		
<sup>1/</sup> Banda 2	Banda Espectral	Estação Seca	
<sup>1/</sup> Banda 4			
<sup>1/</sup> Banda 5			
<sup>1/</sup> Banda 6			
<sup>1/</sup> Banda 7			
<sup>1/</sup> NDVI	Índice Espectral		
Diferença NDVI			
Diferença SAVI			
Razão SAVI			
Distância Euclidiana da Área Urbana		-	
Neossolo	Ambiental		1:250.000
Quartzarênico			
Precipitação de Fevereiro			1 km
<sup>2/</sup> Bioclimática 12			
<sup>3/</sup> Bioclimática 16			

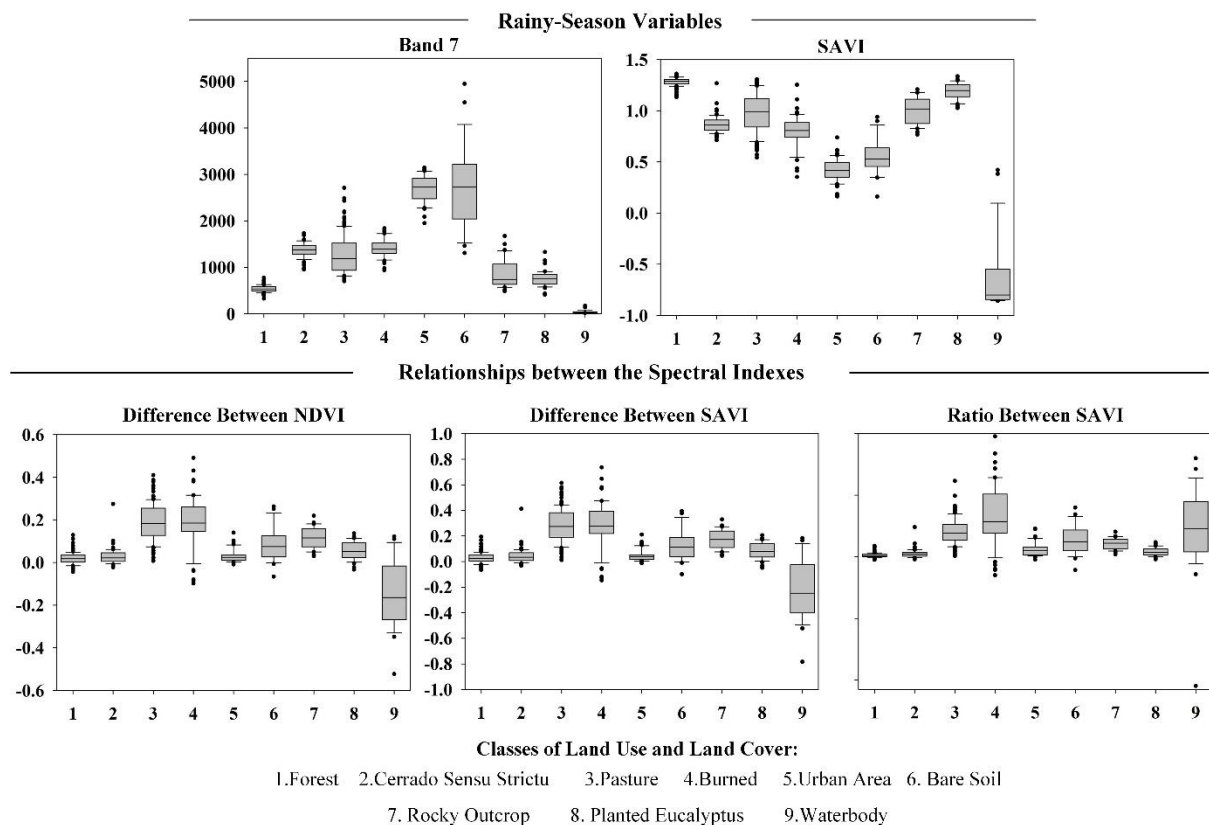
<sup>1/</sup>Variáveis selecionadas em ambas as classificações (Fluxo 1 e 2, Figura 2); <sup>2/</sup>Bioclimática 12: precipitação anual; <sup>3/</sup>Bioclimática 16: precipitação do trimestre mais chuvoso, ambas extraídas da base de dados global do WorldClim versão 1.4.

Na figura 6 e 7 é apresentada a dispersão dos dados das classes de uso e cobertura do solo para as variáveis selecionadas, somente na classificação com adição de variáveis ambientais.

A distribuição das classes na faixa de imageamento da banda 7, permite a discriminação espectral entre vegetação e não-vegetação. Dentro do grupo de classes de vegetação (Mata, Cerrado *Strictu Sensu*, Pastagem e Eucalipto), distinguem-se os padrões das classes Mata e Eucalipto, daqueles apresentados pelo Cerrado *Strictu Sensu* e Pastagem, em função da menor reflectância das primeiras. Ainda sobre estas classes, uma separação mais detalhada pode ser realizada entre a Mata e Eucalipto, uma vez que, maiores valores são obtidos nas áreas de



Eucalipto (Figura 6). Por outro lado, a banda 7 para as classes que não se referem a vegetação (Queimada, Área Urbana, Solo Exposto, Afloramento Rochoso e Corpo D'Água), favorece a distinção da Área Urbana e Solo Exposto em relação às demais classes, como consequência aos maiores valores de reflectância, contrariamente ao comportamento apresentado pelos Corpo D'Água.



**Figura 6.** Gráfico de caixa mostrando a dispersão dos valores das variáveis espectrais selecionadas do conjunto com adição de variáveis ambientais dentro das classes de uso e cobertura do solo: Mata (1), Cerrado *Strictu Sensu* (2), Pastagem (3), Queimada (4), Área Urbana (5), Solo Exposto (6), Afloramento Rochoso (7), Eucalipto (8) e Corpo D'Água (9).

A adoção do fator de ajuste L na equação do índice SAVI, reduz a influência do solo na caracterização do dossel das plantas, garantindo assim, uma melhor identificação de vegetações em que o solo tem significativa contribuição na intensidade da reflectância, o que não ocorre no índice NDVI. Esse comportamento pode ser constatado a partir dos valores medianos do índice SAVI para o Cerrado *Strictu Sensu* (0,9) e a Pastagem (1,0), que se aproximaram daqueles apresentados pela Mata (1,25) e Eucalipto (1,2), comparado àqueles obtidos na classe Solo Exposto (0,5) (Figura 6). Todavia, quando confrontado esse resultado aos do NDVI para a mesma estação, nota-se que os valores obtidos para o Cerrado *Strictu Sensu* (0,5) e para a

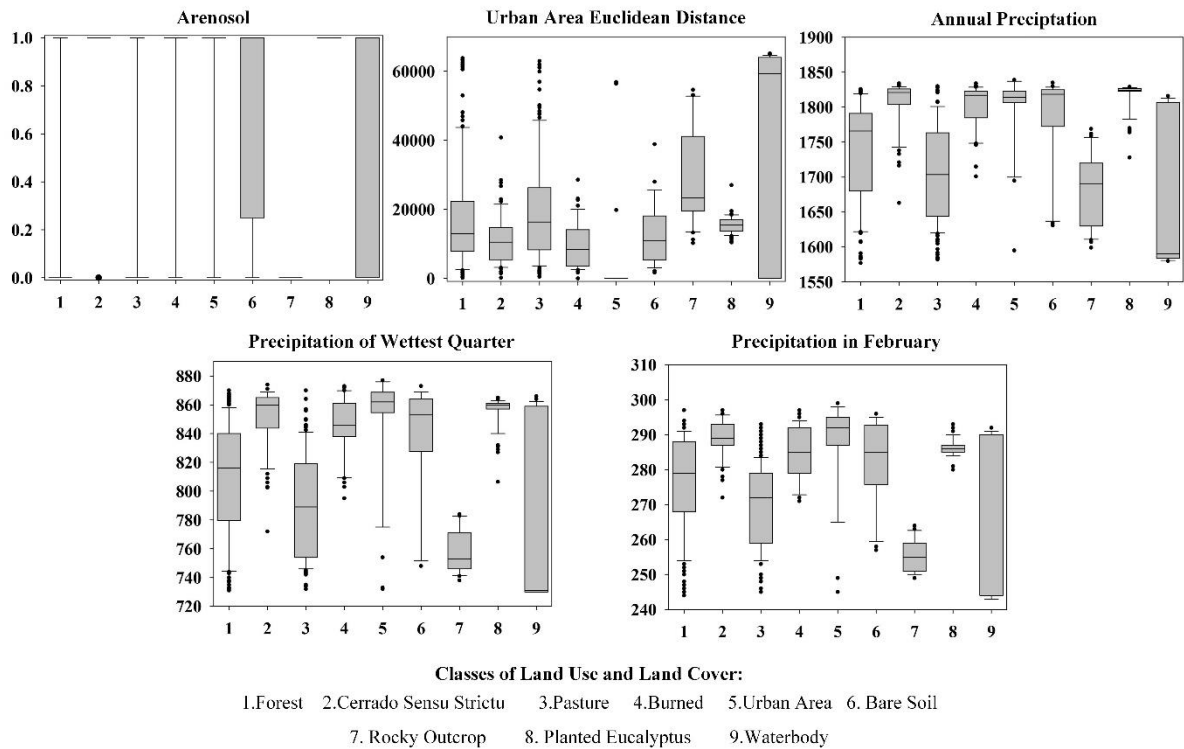
Pastagem (0,45) se assemelham ao do Solo Exposto (0,3), enquanto a Mata destaca-se com valor mediano próximo de 0,85 (Figura 5).

As relações entre os índices de vegetação em cada estação (chuvosa e seca), permite inferir sobre as diferenças comportamentais da vegetação conforme a disponibilidade hídrica. Os dados das classes de uso e cobertura do solo para as relações, diferença entre NDVI e diferença entre SAVI, seguiram o mesmo padrão de dispersão (Figura 6). Considerando a aplicação dessas relações para monitoramento da cobertura vegetal, e, portanto, para as classes Mata, Cerrado *Strictu Sensu*, Pastagem e Eucalipto, percebe-se que apenas a Pastagem expressou diferença significativa de vigor em relação à época de imageamento, já que foi a única classe com valores superiores a 0 e 1, para as relações de índices de vegetação selecionados, Diferença entre NDVI (0,2), Diferença entre SAVI (0,3) e Razão SAVI, enquanto as demais tiveram valores iguais a 0 e 1 indicando ausência de diferença de vigor (Figura 6).

A variável Neossolo Quartzarênico é um dos produtos do processo de conversão da variável solo em *dummy variable*. Portanto, nota-se que somente as classes de vegetação, Cerrado *Strictu Sensu* e Eucalipto, encontram-se predominantemente situadas sobre Neossolo Quartzarênico. Já o grupo de classes não relacionadas a vegetação, segrega o Afloramento Rochoso (0) da Área Urbana e Solo Exposto (1), sendo a ocorrência desses dois últimos, associada aos Neossolos Quartzarênicos (Figura 7).

A distância euclidiana expressa a ideia do processo de espacialização da área urbana por meio da medida de proximidade com outras classes. Desse modo, compreende-se a seleção dessa variável ambiental como resultado da sua capacidade de segregação da Área Urbana, em relação aos outros usos e coberturas do solo, que apresentaram valores diferentes de zero (Figura 7).

### Environmental Variables



**Figura 7.** Gráfico de caixa mostrando a dispersão dos valores das variáveis ambientais selecionadas dentro das classes de uso e cobertura do solo: Mata (1), Cerrado *Strictu Sensu* (2), Pastagem (3), Queimada (4), Área Urbana (5), Solo Exposto (6), Afloramento Rochoso (7), Eucalipto (8) e Corpo D'Água (9).

As variáveis bioclimáticas e a precipitação do mês de fevereiro segregaram as classes conforme a espacialização dessas, como consequência da distribuição das chuvas ao longo ano, no trimestre mais chuvoso e do mês de fevereiro. Nesse sentido, as áreas de Cerrado *Strictu Sensu* e Eucalipto puderam ser identificadas separadamente das demais vegetações devido aos maiores valores de precipitação. Por outro lado, as classes não associadas a vegetação puderam apenas ser separadas do Afloramento Rochoso, sendo as outras classes semelhantes quando comparadas em relação a essas variáveis ambientais (Figura 7).

### 3.2.2. Desempenho da classificação

A tabela 6 apresenta o desempenho do classificador após adição de variáveis ambientais. O valor de acurácia alcançado foi de 94% e o índice Kappa igual a 0,92, valores considerados excelentes (Landis & Kock, 1977 e Congalton & Green, 2009).

As classes de uso Solo Exposto, Afloramentos e Eucalipto apresentaram os menores valores de acurácia do produtor, respectivamente 67%, 72% e 77%. Por outro lado, as classes Mata, Pastagem, Queimada e Corpo D'Água obtiveram valores máximos de acurácia. Embora as classes Mata e Pastagem não tenham apresentado erro de omissão, não tiveram o mesmo desempenho quando avaliada a acurácia do usuário, onde os erros foram de 7 e 14%, respectivamente. Comparativamente, as acurácias do usuário (associadas ao erro de comissão) foram maiores que a do produtor (associadas ao erro de omissão).

Os erros de comissão, por definição resultam em superestimação de área de determinada classe, enquanto que os erros de omissão em subestimação. Neste modo, a ocorrência de maiores erros de comissão nas áreas de Pastagem, reflete na sua superestimação em detrimento da subestimação das classes Cerrado *Strictu Sensu* (2,4%), Área Urbana (2,4%), Solo Exposto (4,8%) e Afloramento Rochoso (4,8%) (Tabela 6).

**Tabela 6.** Matriz de confusão e parâmetros estatísticos da classificação com adição de variáveis ambientais, para as classes de uso e cobertura do solo: Mata (1), Cerrado *Strictu Sensu* (2), Pastagem (3), Queimada (4), Área Urbana (5), Solo Exposto (6), Afloramento Rochoso (7), Eucalipto (8) e Corpo D'Água (9)

		Classes Referência									TOTAL
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Classificadas	1	39	0	0	0	0	0	0	3	0	42
	2	0	15	0	0	0	0	0	0	0	15
	3	0	1	36	0	1	2	2	0	0	42
	4	0	0	0	12	0	0	0	0	0	12
	5	0	0	0	0	12	0	0	0	0	12
	6	0	0	0	0	0	4	0	0	0	4
	7	0	0	0	0	0	0	5	0	0	5
	8	0	0	0	0	0	0	0	10	0	10
	9	0	0	0	0	0	0	0	0	6	6
TOTAL	39	16	36	12	13	6	7	13	6	148	

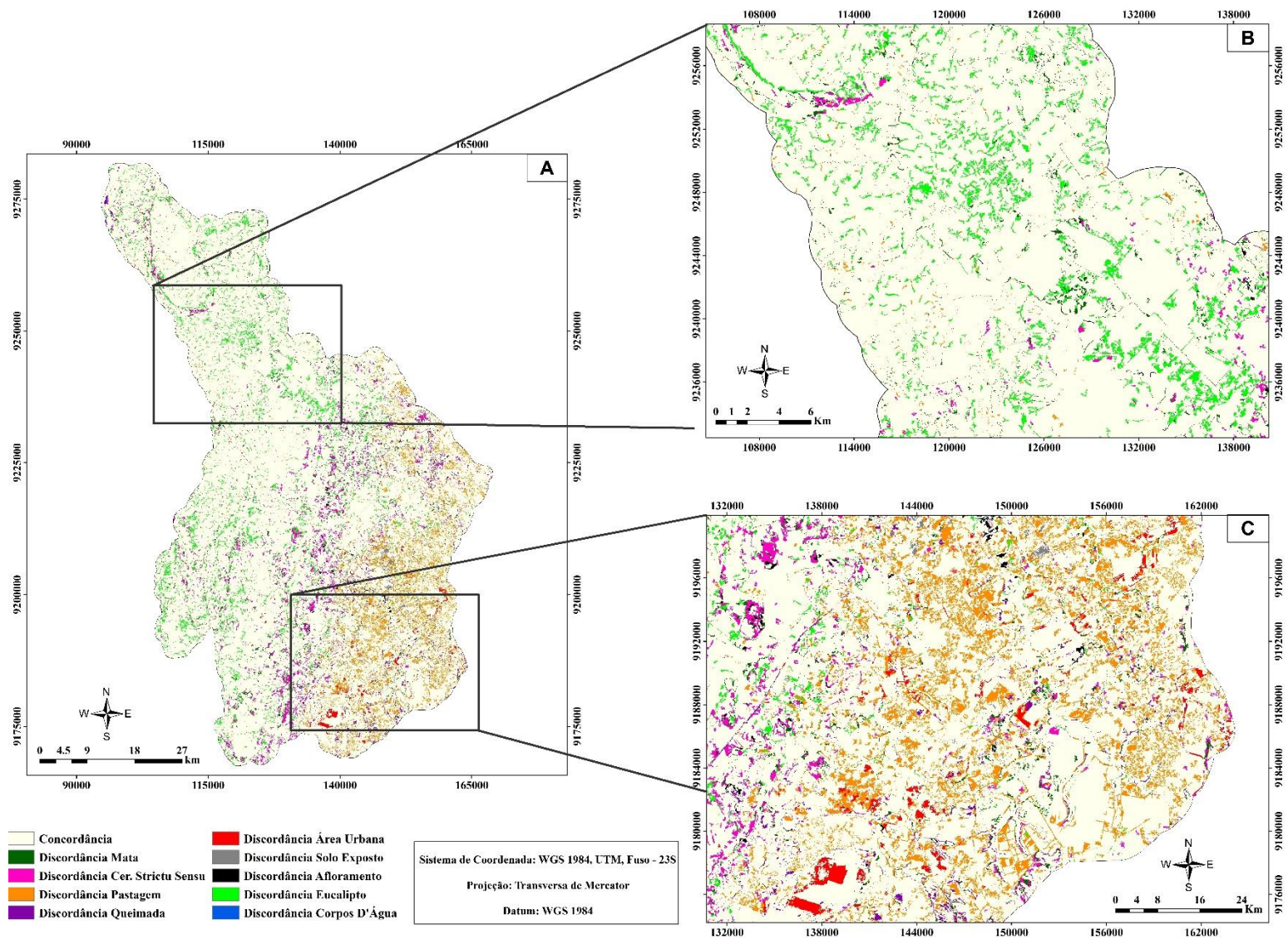
Nome da Classe	Acurácia do Usuário (%)	Acurácia do Produtor (%)
Mata	93	100
Cerrado <i>Strictu Sensu</i>	100	94
Pastagem	86	100
Queimada	100	100
Área Urbana	100	93
Solo Exposto	100	67
Afloramento Rochoso	100	72
Eucalipto	100	77
Corpo D'Água	100	100

Acurácia Global = 94%

Kappa = 0,92

### **3.3. Concordância entre as classificações**

Por meio da análise de concordância foi possível verificar que os mapas preditos com variáveis espectrais e com adição de variáveis ambientais (Figura 1A) apresentaram-se desconcordantes em, aproximadamente, 64 mil ha. As áreas de maior discordância, em ordem decrescente, abrangeram as classes associadas à vegetação: Pastagem (20,7 mil ha), Eucalipto (16,8 mil ha), Cerrado *Strictu Sensu* (12,4 mil ha) e Mata (8,4 mil ha). Por outro lado, a classe Corpo D'Água responde pela menor discordância, 0,075 mil ha (Figura 8). Esses resultados sugerem que a comparação entre as classificações em cada abordagem, deve ser realizada considerando a concordância entre os mapas gerados e não apenas aos valores de acurácia.



**Figura 8.** Mapa de concordância entre as classificações. A- Mapa geral de concordância entre as classificações; B- Destaque para a concordância para as áreas da classe Mata; e C – Destaque para a concordância para a área de Cerrado *Strictu Sensu*.

## 4. Discussão

### 4.1. Seleção de Variáveis

A seleção em maior proporção de bandas espectrais da estação seca está relacionada a diferença entre o conteúdo de água e o vigor da vegetação entre os tipos de vegetação que constituem as classes de uso e cobertura do solo mapeadas na área de estudo: Mata, Cerrado *Strictu Sensu*, Pastagem e Eucalipto. Souza (2017) acrescenta que, na época seca, as diferenças entre a vegetação perene e a decídua são maiores, facilitando sua identificação e estratificação.

O comportamento espectral da vegetação é predominantemente função das propriedades espectrais das folhas (Daughtry & Walthall, 1998). Na região do visível (0,4 – 0,7  $\mu\text{m}$ ), as folhas tipicamente verdes aparecem em resposta às baixas reflectâncias nas bandas do azul (banda 2) e do vermelho (banda 4), devido à alta absorção de radiação pelos pigmentos clorofila e carotenoides (carotenos e xantofilas), havendo em contrapartida um aumento da reflectância (para aproximadamente 15 %) na faixa da verde (banda 3) (Guedes & Silva, 2018). Na região do infravermelho próximo (0,7 – 1,3  $\mu\text{m}$ ) os valores de reflectância são maiores que qualquer região do visível (Calvão & Pessoa, 2015) devido à estrutura celular da folha e do dossel (Ponzoni & Shimabukuro, 2010), ocorrendo variações conforme a densidade da vegetação, estado fenológico e tamanho da planta (Simonetti et al., 2014). Por outro lado, na faixa do infravermelho médio (1,3 – 2,6  $\mu\text{m}$ ) a reflectância da vegetação é dominada pelo conteúdo de água nos tecidos foliares (Calvão & Pessoa, 2015; Vescovo et al., 2012), corroborando os menores valores de reflectância para a classe Mata, nas bandas 6 e 7. Ducart et al. (2016) acrescentam, que nos comprimentos de onda em torno de 2,2  $\mu\text{m}$  (região da banda 7 do sensor OLI/Landsat – 8), a vegetação absorve radiação pela ação de componentes estruturais, como celulose, lignina, hemicelulose, açúcares e proteínas. Dessa forma, garante-se a discriminação da vegetação em relação aos demais usos e coberturas do solo, devido aos menores valores de reflectância, bem como a distinção entre os tipos de vegetação, como observado na classe Mata.

A vegetação apresenta grande diferença entre os valores de reflectância nas regiões do vermelho (banda 4) e infravermelho próximo (banda 5), sendo essa diferença intensificada com o aumento da área verde do dossel (Calvão & Pessoa, 2015). Neste sentido, Knipling, (1970); Bauer, (1975); Pinter et al. (2003); Moges et al. (2005) e

Rajendran et al. (2016), ressaltam a utilização dessas bandas em estudos de vegetação usando dados de sensoriamento remoto.

Os índices de vegetação utilizam as faixas do vermelho e do infravermelho por responderem a mais de 90% da variação da resposta espectral da vegetação e, conseqüentemente, realçam o comportamento espectral da vegetação, em relação aos outros componentes da paisagem (Rosa, 2009; Scotford & Miller, 2005). Assim, considerando que o NDVI reproduz o vigor da vegetação (Calvão & Pessoa, 2015) e que, indiretamente, indica a qualidade do ambiente (Mulder et al., 2011), torna-se possível compreender sua seleção como variável importante, dada a capacidade de segregação das áreas de Mata em relação aos demais tipos de vegetação.

O NDVI é um dos índices de vegetação mais utilizados dada a praticidade para sua obtenção e o alto grau de padronização dos valores de reflectância (Curran, 1983, Foley et al., 1998). Todavia, o NDVI é sensível às propriedades ópticas dos materiais constituintes do solo, especialmente em áreas de vegetação com baixa cobertura do solo (Schmidt & Karnieli, 2001), situação comum as classes Pastagem e Cerrado *Strictu Sensu*. Diante dessa limitação foram desenvolvidos índices de vegetação visando minimizar os efeitos do solo no desempenho do índice, dentre os quais se destaca o Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI) (Huete, 1988; Xue & Su, 2017). O ajuste do índice de vegetação à taxa de cobertura do solo resultou na aproximação dos valores de reflectância entre as classes mapeadas que são relacionadas a vegetação (Figuras 5 e 6).

Em outro nível de discriminação espectral, as classes não relacionadas a vegetação apresentaram tendência de segregação da Área Urbana e Solo Exposto das demais classes, em função de seus comportamentos espectrais nas bandas 2, 4, 6 e 7 (Figuras 4 e 6). Nesse sentido, Stathakis et al. (2012) relatam que as bandas do azul, vermelho, infravermelho próximo (NIR) e infravermelho de ondas curtas (SWIR) contém as informações necessárias para retratar a área urbana. Por outro lado, considerando que as bandas do azul e vermelho são fortemente correlacionadas e que a banda do azul está mais sujeita ao espalhamento atmosférico, Stathakis & Faraslis (2014) afirmam que o comportamento espectral da área urbana pode ser retratado com base apenas nas informações contidas na faixa do vermelho, NIR e SWIR.

As variáveis ambientais são incorporadas ao conjunto de variáveis espectrais objetivando aumentar a acurácia das classificações, uma vez que os dados espectrais nem sempre são capazes de discriminar as classes de uso e cobertura do solo em sua totalidade (Franklin, 1995). Domaç & Süzen (2006) relatam a eficiência do uso de variáveis



ambientais como dados auxiliares para a discriminação das classes de vegetação, tal como observado por Pinder et al. (1997), Fahsi et al. (2000) e Takyu et al. (2002), ao avaliarem a relação entre os dados topográficos e geológicos com a determinação da composição de espécies e estrutura florestal. De forma semelhante, a variável Neossolo Quartzarênico foi selecionada, dada a sua relação com a espacialização das coberturas florestais presentes na área de estudo: Floresta Ombrófila Densa, Cerrado Denso e Cerrado *Strictu Sensu*, sendo as duas primeiras agrupadas na classe Mata.

A separação entre as fitofisionomias Cerrado *Strictu Sensu* e Denso está condicionada a vários fatores, entre os quais a disponibilidade de água, que por sua vez é função do tipo de solo, topografia local e profundidade do lençol freático (Cardoso-Leite et al. 2005; Costa & Araújo, 2007). Portanto, compreende-se que a distinção das classes Mata e Cerrado *Strictu Sensu* quando usada a variável ambiental Neossolo Quartzarênico, está associada ao potencial do algoritmo *Random Forest* em reconhecer que a ocorrência destas vegetações está condicionada ao tipo de solo. A seleção do NDVI contribuiu para esse resultado, visto que esse índice também pode ser usado para segregação de ambientes (Souza, 2017).

Neste trabalho, foi calculada a distância euclidiana da área urbana, objetivando reduzir os erros durante a classificação desse uso. Essa é uma medida de dissimilaridade, em que menores valores da distância entre dois objetos, indicam maior proximidade ou similaridade entre si (Brower & Zar, 1977). Portanto, a seleção dessa variável para a predição do uso e cobertura do solo está relacionada ao fato dessa ser a única que representa a área urbana com precisão (Stathakis & Faraslis, 2014), considerando que os dados espectrais são limitados ao mapeamento das áreas urbanas, visto a variabilidade de coberturas (Zha et al., 2003). Acrescenta-se, ainda, que, a distância euclidiana expressa a ideia do processo de espacialização da área urbana por meio da medida de proximidade de um ponto em relação a uma área de referência.

#### **4.2. Desempenho da classificação**

Os valores das métricas, acurácia global e índice Kappa, utilizadas para avaliação do desempenho da classificação em ambas as abordagens foram considerados como excelentes, conforme Landis & Kock (1977) e Congalton & Green (2009): variáveis espectrais (91% e 0,88) e variáveis ambientais adicionadas as variáveis espectrais (94% e 0,92). A diferença no desempenho das classificações está em concordância com os

resultados de Trietz & Howarth (2000). De acordo com esses autores, a adição de dados auxiliares promove incremento na discriminação das classes de interesse, e conseqüentemente, maiores valores de acurácia quando comparados as classificações usando apenas dados espectrais. Nosso estudo, demonstra que em áreas neotropicais ecotonais essa também pode ser uma alternativa para um melhor monitoramento espaço-temporal de sua superfície.

Apesar dos valores de acurácia mostrarem-se próximos, a análise de concordância permitiu demonstrar como os mapas gerados em cada abordagem diferem entre si (Figura 1A). Lu & Weng (2007) relatam que processos de classificação de imagens baseadas em respostas espectrais geram muitos ruídos em virtude da complexidade dos ambientes e a confusão espectral entre as classes. Ainda, segundo com esses autores, a utilização de dados auxiliares, que descrevem características do ambiente, permitem o reconhecimento de padrões para estabelecimento de determinadas classes, reduzindo assim as limitações espectrais. Portanto, torna-se possível justificar a discordância significativa entre os mapas, indicando que os efeitos positivos da integração de dados ambientais são observados nos mapas gerados (Figura 1A), apesar dos valores de acurácia não serem discrepantes.

Os valores de acurácia do produtor e do usuário comprovam a melhoria do desempenho da classificação com a adição de variáveis ambientais, tal como a limitação de dados espectrais oriundos de sensores multiespectrais. Lu et al. (2013) afirmam que há grandes dificuldades em classificar o uso e cobertura do solo na região Amazônica devido a confusão espectral entre as diferentes classes de uso e cobertura do solo, ao usar dados de baixa resolução espectral.

As classes Solo Exposto e Afloramento Rochoso apresentaram comportamento semelhante em ambas as abordagens, com os menores valores de acurácia do produtor. Por outro lado, a classe Eucalipto teve a acurácia do produtor reduzida com a adição de variáveis ambientais. Esses resultados sugerem que o mapeamento de áreas de Solo Exposto e de Afloramento Rochoso em ambientes similares à desse estudo, é limitado independentemente do conjunto de dados utilizados, enquanto que áreas de Eucalipto revelam ausência de correlação com as variáveis ambientais utilizadas, sendo as variáveis espectrais suficientes. Todavia, a capacidade de discriminação das classes Cerrado *Strictu Sensu*, Pastagem, Queimada e Eucalipto, avaliada por meio da acurácia do usuário, demonstra ser dependente de informações adicionais às espectrais para garantir melhor desempenho na classificação.

As dificuldades de separação das classes Pastagem e Cerrado *Strictu Sensu* podem estar relacionadas à ausência de manejo adequado das pastagens. Muitas áreas de pastagem encontram-se em avançado estágio de degradação agrícola, no caso, decorrentes do aumento de espécies espontâneas invasoras com a redução da cobertura da espécie forrageira. Isso caracteriza o início do processo de sucessão secundária, em que a recolonização da área ocorre a partir de banco de sementes e propágulos existente no solo (Dias-Filho, 2004). Nesse sentido, Lu et al. (2012) relatam as limitações para separação entre a vegetação de cerrado e a sucessional, as quais se enquadrariam como pastagens degradadas, uma vez que os cerrados variam de vegetação dominada por gramíneas à arbustos.

## 5. Conclusões

O processo de seleção de variáveis mostrou que, independentemente da abordagem, as variáveis espectrais oriundas do sensor OLI/Landsat-8 NDVI, bandas 2, 4, 5, 6 e 7 do período seco e banda 4 do período chuvoso foram consideradas importantes para discriminação dos tipos de uso e ocupação do solo na bacia do Rio Lontra, região centro-norte do Brasil.

As informações espectrais da estação seca mostram-se, assim, mais importantes para o mapeamento de classes de uso e cobertura do solo em ambientes como a bacia do Rio Lontra.

A integração de variáveis ambientais às espectrais proporcionou maiores valores de acurácia (94%) e índice Kappa (0,92), comparados aos obtidos na classificação usando apenas dados espectrais, 91% e 0,88 para acurácia e índice Kappa, respectivamente. O impacto positivo da adição dessas variáveis foi observado principalmente sobre as classes Cerrado *Strictu Sensu*, Pastagem, Queimada e Eucalipto.

Os mapas preditos nas diferentes abordagens apresentaram-se discordantes em aproximadamente 64 mil ha, sendo as classes Pastagem, Eucalipto e Cerrado *Strictu Sensu* àquelas com os maiores percentuais de discordância, 4,7%; 3,8% e 2,8%, respectivamente. O estudo demonstra que a adição de variáveis ambientais às espectrais pode ser uma alternativa para um melhor monitoramento espaço-temporal em áreas de ecótono de regiões Neotropicais, como a estudada na bacia Amazônica.

## 6. Referências Bibliográficas

- ALMEIDA, E.P.C.; ZARONI, M.J. & SANTOS, H.G. Neossolos Quartzarênicos. Disponível em: <[http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos\\_tropicais/arvore/CONT000gn230xho02wx5ok0liq1mqtarta66.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONT000gn230xho02wx5ok0liq1mqtarta66.html)>. Acesso em: 17 ab. 2017.
- ANJOS, C.S.; ALMEIDA, C.M.; GALVÃO, L.S.; SOUZA FILHO, C.R.; LACERDA, M.G. & PRATI, R.C. Análise do nível de legenda de classificação de áreas urbanas empregando imagens multiespectrais e hiperespectrais com os métodos árvore de decisão C4.5 e floresta randômica. *Bol. Ciênc. Geod.*, Curitiba, 23(2):371-388, 2017.
- ANJOS, D.S.; MANEGUETTE JUNIOR, M. & NUNES, J.O.R. Classificação da curvatura de vertentes em perfil via Modelo Numérico de Terreno. In: *Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR*, Curitiba, PR, Brasil, INPE, 2011, 2286 – 2294p.
- BAKULA, K. & JELOWICKI, P.K. Testing of land cover classification from multispectral airborne laser scanning data. In: *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, Prague, Czech Republic, Volume XLI-B7, XXIII ISPRS Congress, 2016.
- BAUER, M.E. The role of remote sensing in determining the distribution and yield of crops, *Advances in Agronomy*, 27:271–304, 1975.
- BREIMAN, L. Random Forest. *Machine Learning*, 45:5-32, 2001.
- BRUZZONE L., CONESE C., MASELLI F. AND ROLI F. Multisource Classification of Complex Rural Areas by Statistical and Neural-Network Approaches. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 63 (5):523-533, 1997.
- BUCCI, S.J.; SHOLZ, F.G.; GOLDSTEIN, G.; HOFFMANN, W.A.; MEINZER, F.C.; FRANCO, A.C.; GIAMBELLUCA, T. & WILHELM, F.M. Controls on stand transpiration and soil water utilization along a tree density gradient in a Neotropical savanna. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148:839-849, 2008.
- CAI, G.; DU, M. & LIU, Y. Regional drought monitoring and analyzing using MODIS data – A case study in Yunnan Province. *Computer and Computing Technologies in Agriculture IV*, CCTA 2010. 345: 243-251, 2011.
- CALVÃO, T. & PESSOA, M.F. Remote sensing in food production – a review. *Emir. J. Food Agric*, 27(2):138-151, 2015.
- CARDOSO-LEITE, E., PAGANI, M.I., MONTEIRO, R. & HAMBURGUER, D.S. Ecologia da paisagem. *Acta Botanica Brasílica*, 19(2): 233-244, 2005.
- CONGALTON, R.G. A review of assessing the accuracy of classification of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment.*, 37:35–46, 1991.
- CONGALTON, R.G. & GREEN, K. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices*. 2. CRC Press, Taylor & Francis Group; Boca Raton, Florida, 183p., 2009.
- COSTA, I.R. & ARAÚJO, F.S. Organização comunitária de um cerrado sensu strictu no Bioma Caatinga, chapada do Araripe, Barbalha, Ceará. *Acta Botanica Brasílica*, 21(2): 281-292, 2007.
- CURRAN, P.J. Problems in the remote sensing of vegetation canopies for biomass estimation. In: R. Fuller (Ed.), pp. 84-100, *Ecological mapping from ground air and space*, Institute of Terrestrial Ecology, NERC, 1983.
- DAUGHTRY, C.S.T. & WALTHALL, C.L. Spectral discrimination of *Cannabis sativa* L. leaves and canopies. *Remote Sens. Env.*, 64:192-201, 1998.

- DINIZ, F.A.; MENDES NETO, F.M.; FONTES JÚNIOR, F.C.L., LAYSA, M.O.F.; RedFace: um sistema de reconhecimento facial baseado em técnicas de análise de componentes principais e autofaces: comparação com diferentes classificadores. *Revista Brasileira de Computação Aplicada* (ISSN 2176-6649), Passo Fundo, 5(1):42-54, 2013.
- DIAS-FILHO, M.B. Competição e sucessão vegetal em pastagens. In: PEREIRA, O.G.; OBEID, J.A.; FONSECA, D.M. & NASCIMENTO JÚNIOR, D. (Ed.). 2º Simpósio sobre manejo estratégico da pastagem. Viçosa: UFV: DZO, 2004, p.252-287.
- DOMAÇ, A. & SÜZEN, M.L. Integration of environmental variables with satellite images in regional scale vegetation classification. *Int. Journal Remote Sens.*, 27(7):1329-1350, 2006.
- DUCART, D.F.; SILVA, A.M.; TOLEDO, C.L.B. & ASSIS, L.M. Mapping iron oxides with Landsat-8/OLI and EO-1/Hyperion imagery from the Serra Norte iron deposits in the Carajás Mineral Province, Brazil. *Brazilian Journal of Geology*, 46(3):331-349, 2016.
- DUGUAY, C.; HOLDER, G.; LEDREW, E.; HOWARTH, P. & DUDYCHA, D. A software package for integrating digital elevation models into the digital analysis of remote-sensing data, *Computers & Geosciences*, 15:669-678, 1989.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. LANDSAT - Land Remote Sensing Satellite, 2013. Disponível em: <[https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/sat/conteudo/missao\\_landsat.html](https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/sat/conteudo/missao_landsat.html)>. Acesso em: 02 nov. 2017.
- FAHSI, A.; TSEGAYE, T.; TADESSE, W. & COLEMAN, T. Incorporation of digital elevation models with Landsat-TM data to improve land cover classification accuracy. *Forest Ecology and Management*, 128:57-64, 2000.
- FOLEY, W.J.; MCILWEE, A.; LAWLER, I.; ARAGONES, L.; WOOLNOUGH, A.P. & BERDING, N. Ecological applications of near infrared reflectance spectroscopy - A tool for rapid, cost-effective prediction of the composition of plant and animal tissues and aspects of animal performance. *Oecologia*, 116(3):293-305, 1998.
- FOODY, G.M. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment.*, 80:185-201, 2002.
- FRAMIL, F.L. Análise das mudanças no uso e cobertura da terra no município de Viçosa - MG através da classificação supervisionada de imagens do satélite Landsat 5 TM dos anos de 1985, 1998 e 2011. Viçosa, Minas Gerais, 2013.58p. (Monografia)
- FRANKLIN, J. Predictive vegetation mapping: Geographic modeling of biospatial patterns in relation to environmental gradients, *Progress in Physical Geography*, 19(4):494-519, 1995.
- FRANKLIN, S.E. Ancillary data input to satellite remote sensing of complex terrain phenomena. *Computers & Geosciences*, 15:799-808, 1989.
- FRANKLIN, S.E. & WILSON, B.A. Spatial and spectral classification of remote-sensing imagery. *Computers & Geosciences*, 17:1151-1172, 1991.
- GERÇEK, D. Improvement of image classification with the integration of topographical data. ISPRS Congress, 12-23 July 2004, Istanbul, Turkey, 2004.
- GUEDES, J.C.F. & SILVA, S.M.P. (2018). Sensoriamento remoto no estudo da vegetação: princípios físicos, sensores e métodos. *ACTA Geográfica*, 12(29):127-144.
- GUTMAN, G. NASA Land Cover/Land Use Change Program. In: Proceedings of the Third International Symposium on Remote Sensing of Urban Areas, Istanbul, Turkey, 11-13, 2002.

- HIJMANS, R.J.; CAMERON, S.E.; PARRA, J.L.; JONES, P.G. & JARVIS, A. Very resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.*, 25:65-1978, 2005.
- HUETE, A.R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25:295-309, 1988.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Áreas dos Municípios. Destaques. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/organizacao-do-territorio/estrutura-territorial/15761-areas-dos-municipios.html?t=destaques&c>>. Acesso em: 29 out. 2017.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Base de dados vetoriais. Disponível em: <[http://downloads.ibge.gov.br/downloads\\_geociencias.htm](http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm)>. Acesso em: 15 nov. 2015.
- JANSSEN, L.L.F.; JAARSMA, M.N. & LINDEN, E.T.M. Integrating Topographic Data with Remote Sensing for Land Cover Classification. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 56 : (11) 1503-1506, 1990.
- JENSEN, J. R. Sensoriamento Remoto do Ambiente: uma perspectiva em Recursos Terrestres. Tradução de J.C.N. Epiphany. São José dos Campos, SP: Parênteses, 2009. 598 p. (Prentice Hall Series in Geographic Information Science) Tradução de: *Remote Sensing of the environment: in earth resource perspective*.
- KAYA, G.T.; TORUN, Y. & KÜÇÜK, Ç. Recursive feature selection based on non-parallel SVMs and its application to hyperspectral image classification. *Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)*, 13-18 July 2014, Quebec City, Canada, 2014.
- KHALID, S.; KHALIL, T. & NASREEN, S. A survey of feature selection and feature extraction techniques in machine learning. In: *Science and Information Conference*, London, UK, 372 - 378, 2014.
- KNIPLING, E.B. Physical and physiological basis for the reflectance of visible and near-infrared radiation from vegetation, *Remote Sensing of Environment*, 1:155–159, 1970.
- LANDIS, J.; KOCH, G. G. The measurements of agreement for categorical data *Biometrics*. Washington, v.33, n.3, p.159-179, 1977.
- LILLESAND, T.M.; KIEFER, R.W. & CHIPMAN, J.W. *Remote Sensing and Image Interpretation*. John Wiley & Sons Inc., 5 ed., New York – USA 2004.763p.
- LOPEZ-PAZ, D.; HENNIG, P. & SCHÖLKOPF, B. The randomized dependence coefficient. In: *Advances in Neural Information Processing Systems*, p. 1-9, 2013.
- LU, D.; LI, G.; MORAN, E. & HETRICK, S. Spatiotemporal analysis of land use and land cover change in the Brazilian Amazon. *Int. J. Remote Sens.*, 34 (16): 5953-5978, 2013.
- LU, D. & WENG, Q. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. *Int. J. Remote Sens.*, 28 (5):823-870, 2007.
- LU, D.; HETRICK, S.; MORAN, E. & LI, G. Application of time series landsat images to examining land-use/land-cover dynamic change. *Photogramm Eng. Remote Sensing.*, 78(7): 747-755, 2012.
- MISSIO, F. & JACOBI, L.F. Variáveis dummy: especificações de modelos com parâmetros variáveis. *Ciência e Natura*, UFSM, 29 (1): 111 - 135, 2007.
- MOGES, S.M.; RAUN, W.R.; MULLEN, R.W.; FREEMAN, K.W.; JOHNSON, G.V. & SOLIE, J.B. Evaluation of green, red, and near infrared bands for predicting winter wheat biomass, nitrogen uptake, and final grain yield. *Journal of Plant Nutrition*, 27(8):1431-1441, 2005.

- MULDER, V.L.; BRUIN, S.; SCHAEPMAN, M.E. & MAYR, T.R. The use of remote sensing in soil and terrain mapping: a review. *Geoderma* 162: 1-19, 2011.
- NOVO, E.M.L.M. Sensoriamento remoto: princípios e aplicações. 4. ed. São Paulo: Blücher, 2010. 388 p.
- PEREZ FILHO, A. Sistemas Naturais e Geografia. In: SILVA, J. B.; LIMA, L. C.; ELIAS, D. (org.). *Panorama da Geografia Brasileira*. São Paulo: Annablume, v.01, p. 333-336, 2007.
- PIGNATTI, S.; CAVALLI, M.R.; CUOMO, V.; FUSILLI, L. & POSCOLIERI, M. S. Evaluating Hyperion capability for land cover mapping in a fragmented ecosystem: Pollino National Park, Italy. *Remote Sensing of Environment*, 3 (12) : 622-634, 2009.
- PINDER, J.E., KROH, G.C., WHITE, J.D. & BASHAM MAY, A.M. The relationship between vegetation type and topography in Lassen Volcanic National Park. *Plant Ecology*, 131:17–29, 1997.
- PINTER JUNIOR, P.J.; HATFIELD, J.L.; SCHEPERS, J.S.; BARNES, E.M.; MORAN, M.S.; DAUGHTRY, C.S.T. & UPCHURCH, D.R. Remote sensing for crop management. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 647-664p., 2003.
- PINTO JUNIOR, O.B.; VOURLITIS, G.L.; SANCHES, L.; DALMAGRO, H.J.; LOBO, F.A. & NOGUEIRA, J.S. Transpiração pelo método da sonda de dissipação térmica em floresta de transição Amazônica-Cerrado. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, 17 (3), 268:274, 2013.
- PONZONI, F.J. Sensoriamento remoto no estudo da vegetação: Diagnosticando A Mata Atlântica. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2002. cap. 8, 27p. (INPE-8984-PUD/62).
- PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E. Sensoriamento remoto no estudo da vegetação. São Jose dos Campos: Parêntese, 2010. 127 p.
- RAJENDRAN, S; AL-SAYIGH, A.R. & AL-AWADHI, T. Vegetation analysis study in and around Sultan Qaboos University, Oman, using Geoeye-1 satellite data. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 19(2):297-311, 2016.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Áustria, 2016. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>. Acesso em: 24 jul. 2016
- RICCHETTI, E. Multispectral satellite image and ancillary data integration for geological classification. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 66 (4) : 429-435, 2000.
- ROGAN, J., MILLER, J.; STOW, D.; FRANKLIN, J.; LEVIEN, L. & FISCHER, C. Operational detection of changes in forest and shrub cover in California using multitemporal Landsat data. *Proceedings of RS2002*, 08–12 April, San Diego, California, CDROM, 2002.
- ROSA, R. Introdução ao Sensoriamento Remoto. 7.ed. Uberlândia: EDUFU, 2009. 264 p.
- ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; SCHELL, J.A. & DEERING, D.W. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: *Earth Resources Technology Satellite - 1 Symposium*, 3, Washington, 1973. *Proceedings...* Whashington: NASA, 1974, v.1, p.309-317, 1973.
- SCHMIDT, H. & KARNIELI, A. Sensitivity of vegetation indices to substrate brightness in hyper-arid environment: the Makhtesh Ramon Crater (Israel) case study. *Int. J. Remote Sens.*, 22:3503–3520, 2001.
- SCOTFORD, I.M. & MILLER, P.C.H. Applications of spectral reflectance techniques in northern european cereal production: a review. *Biosys. Eng.* 90:235–250, 2005.

- SEPLAN - Secretaria de Planejamento e Orçamento. Base de dados Geográficos do Tocantins. Tocantins, 2016. Disponível em: <<http://seplan.to.gov.br/zoneamento/bases-vetoriais/base-de-dados-geograficos-do-tocantins/zee-2-250-000/>>. Acesso em: 10 jul. 2016.
- SIMONETTI, E.; SIMONETTI, D. & PREATONI, D. Phenology - based land cover classification using Landsat 8 time series. Joint Research Centre of the European Commission, Luxembourg, 2014, 60p.
- SMITS, P.C.; DELLEPIANE, S.G. & SCHOWENGERDT, R.A. Quality assessment of image classification algorithms for land-cover mapping: A review and a proposal for a cost-based approach. *International Journal of Remote Sensing.*, 20:1461–1486, 1999.
- SOUZA, E. Classificação supervisionada de solos por redes neurais artificiais na Serra do Cipó - MG. Viçosa, Minas Gerais, 2009. 112p. (Tese de Doutorado)
- SOUZA, L.F.T. Modelagem de processos erosivos em áreas de contatos geológicos no Alto Paranaíba. Viçosa, Minas Gerais, 2017. 144p. (Dissertação de Mestrado)
- STATHAKIS, D.; PERAKIS, K. & SAVIN, I. Efficient Segmentation of Urban Areas by the VIBI. *International Journal of Remote Sensing.*, 33 (20): 6361–6377, 2012.
- STATHAKIS, D. & FARASLIS, I. Monitoring urban sprawl simulated PROBA-V data. *International Journal of Remote Sensing*, 35(7): 2731 - 2743, 2014.
- STRAHLER A. H.; LOGAN, T. L. & BRYANT, N.A. Improving Forest Cover Classification Accuracy from Landsat by Incorporating Topographic Information. In: *Proceedings of the Twelfth International Symposium on Remote Sensing of Environment*, Environmental Research Institute of Michigan, 927-942, 1978.
- TAKYU, M.; ABIA, S.I. & KITAYAMA, K. Effects of topography on tropical lower montane forest under different geological conditions on Mount Kinabalu, Borneo. *Plant Ecology*, 159:35–49, 2002.
- TRIEZ, P. & HOWARTH, P. Integrating spectral, spatial and terrain variables for forest ecosystem classification, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 66(3):305–317, 2000.
- USGS - United States Geological Survey, Science for a changing world. Earth Explorer. Disponível em: <<https://earthexplorer.usgs.gov>>. Acesso em: 15 ago. 2015
- USGS - United States Geological Survey. Landsat Data Continuity Mission (LdcM), Level 1 (L1) Data Format Control Book (DFCB). LDCM-DFCB-004 Version 6.0. Sioux Falls: EROS, p. 81, 2012.
- USGS - United States Geological Survey. Landsat 8 Surface Reflectance Code (LaSRC) Product. LaSRC Product Guide, Version 4.0. p.36, 2017.
- VECOVO, L.; WOHLFAHRT, G.; BALZAROLO, M.; PILONI, S.; SOTTOCORNOLA, M.; RODEGHIERO, M. & GIANELLE, D. New spectral vegetation indices based on the near-infrared shoulder wavelengths for remote detection of grassland phytomass. *Int. J. Remote Sens.*, 33(7):1-18, 2012.
- WORLDCLIM - Global Climate Data. Free climate data for ecological modeling and GIS. Disponível em: <http://www.worldclim.org/current>. Acesso em: 15 jan. 2016.
- XUE, J. & SU, B. Significant remote sensing vegetation indices: A review of developments and applications. *Journal of Sensors*, volume 2017, p.17.
- ZHA, Y.; GAO, J. & NI, S. Use of normalized difference built-up index in automatically mapping urban areas from TM imagery. *Int. J. Remote Sensing*, 24(3):583 - 594, 2003.



ZUKOWSKYJ, P.M.; TEEUW, R. & BUSSEL, M.A. Validation of a novel classification system: the Integrated Digital Elevation Model Image Classification System. In: Proceedings of the Annual Conference of the Remote Sensing and Photogrammetric Society, The University of Nottingham, U.K. 2003.

## ANEXO

**Tabela 1A.** Conjunto inicial de variáveis utilizadas para criação do modelo de predição do uso e cobertura do solo pelo RF

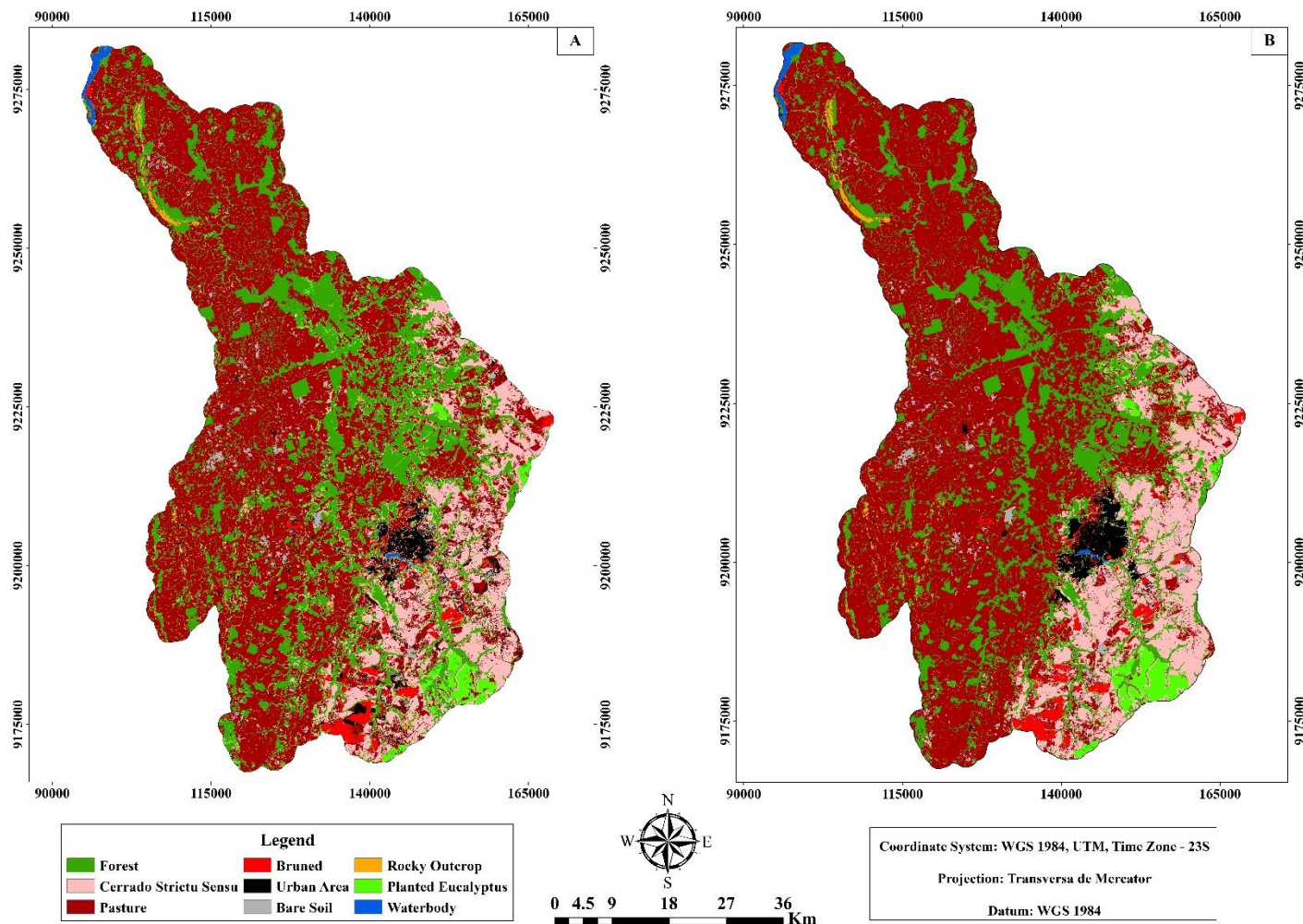
Nome da Covariável	Descrição	Tipo	Resolução/Escala Original
Banda 1	Faixa do azul do espectro	Espectral <sup>1/</sup> (Landsat - 5)	30 metros
Banda 2	Faixa do verde do espectro		
Banda 3	Faixa do vermelho do espectro		
Banda 4	Infravermelho próximo (NIR)		
Banda 5	Infravermelho médio		
Banda 7	Infravermelho médio		
Banda 2	Faixa do azul do espectro	Espectral <sup>1/</sup> (Landsat - 8)	30 metros
Banda 3	Faixa do verde do espectro		
Banda 4	Faixa do vermelho do espectro		
Banda 5	Infravermelho próximo (NIR)		
Banda 6	Infravermelho de ondas curtas 1 (SWIR 1)		
Banda 7	Infravermelho de ondas curtas 2 (SWIR 2)		
Normalized Difference Vegetation Index - NDVI	Índice de vegetação	Espectral <sup>1/</sup>	30 metros
Soil Adjusted Vegetation Index - SAVI <sup>2/</sup>	Índice de vegetação ajustado para os solos		
Diferença entre NDVI	Diferença entre os índices NDVI do final do período chuvoso e início do período seco		
Razão entre NDVI	Razão entre os índices NDVI do final do período chuvoso e início do período seco		
Diferença entre SAVI	Diferença entre os índices SAVI do final do período chuvoso e início do período seco		
Razão entre SAVI	Razão entre os índices SAVI do final do período chuvoso e início do período seco		
Geologia	Mapa contendo as formações geológicas	Geologia	1:250.000
Pedologia	Mapa de solos até o segundo nível categórico Mapa com inclusões de solos no domínio de outra classe	Pedologia	1:250.000
Temperatura	Temperatura mínima mensal para os anos de 1960 - 1990	Clima	1 km

Continua ...

**Tabela 1A. Cont.** Conjunto inicial de variáveis utilizadas para criação do modelo de predição do uso e cobertura do solo pelo RF

<b>Nome da Covariável</b>	<b>Descrição</b>	<b>Tipo</b>	<b>Resolução/Escala Original</b>
Temperatura	Temperatura média mensal para os anos de 1960 - 1990	Clima	1 km
	Temperatura máxima mensal para os anos de 1960 - 1990		
Precipitação	Precipitação média mensal para os anos de 1960 - 1990		
Bioclimática 1	Temperatura média anual		
Bioclimática 2	Varição diurna média: [média mensal (temp. Máx - temp. Mín.)]		
Bioclimática 3	Isotermal: [(BIO 2/ BIO 7) * 100]		
Bioclimática 4	Temperatura sazonalidade (desvio * 100)		
Bioclimática 5	Temperatura máxima do mês mais quente	Clima	1 km
Bioclimática 6	Temperatura mínima do mês mais frio		
Bioclimática 7	Faixa de temperatura anual (BIO 5 - BIO 6)		
Bioclimática 8	Temperatura média do trimestre mais chuvoso		
Bioclimática 15	Sazonalidade de precipitação (coeficiente de variação)		
Bioclimática 16	Precipitação do trimestre mais chuvoso		
Bioclimática 17	Precipitação do trimestre mais seco		
Bioclimática 18	Precipitação do trimestre mais quente		
Bioclimática 19	Precipitação do trimestre mais frio		
	Modelo Digital de Elevação		
	Declividade	Topografia	30 metros
	Curvatura		
	Sombra do Relevo		
	Distância Euclidiana de Área Urbana	Distância	1:100.000
	Distância Euclidiana de Rede de Drenagem	Euclidiana	

<sup>1/</sup>As covariáveis espectrais foram obtidas tanto para o final do período chuvoso, quanto para o início do período seco; <sup>2/</sup> O índice SAVI foi gerado com fator de ajuste “L” igual a 0,5.



**Figura 1A.** A- Mapa de uso e cobertura do solo usando apenas variáveis espectrais; B- Mapa de uso e cobertura do solo usando variáveis ambientais adicionadas às espectrais.

## **CAPÍTULO II – Proposta metodológica para seleção de amostras de treinamento e validação em classificação de imagens usando Random Forest**

**Resumo:** O trabalho objetiva avaliar o efeito da coleta de amostras de treinamento em pontos e polígonos, associado a quatro abordagens de treinamento do algoritmo classificador *Random Forest* (RF) na exatidão da classificação supervisionada. O processo de classificação de imagens contou com 11 covariáveis, seis espectrais e as cinco restantes relacionadas ao relevo, clima, geologia e pedologia. Os tratamentos consistiram: 1- separação dos dados de treinamento e validação sem considerar o polígono de origem; 2- separação de amostra de treinamento e validação considerando os polígonos de origem; 3- escolha aleatória de um pixel para cada polígono, passando esse, a representar o polígono; e 4- calculadas as estatísticas mediana e moda para cada uma das covariáveis, numéricas e categóricas, respectivamente. Os resultados permitem concluir que os tratamentos com amostras na forma de ponto, tratamento 3 e 4, apresentam as menores médias. Já aqueles que abordam a amostra na forma de polígonos, diferiram entre si, tendo o tratamento 1 a maior média. A validação com dados externos tornou as abordagens semelhantes entre si, de maneira que os tratamentos 1 e 2, não diferiram estatisticamente, revelando-se necessária para a geração de modelos preditivos mais confiáveis. Considerando a existência da correlação espacial entre os pontos de um mesmo polígono, a abordagem do tratamento 4, revela-se nitidamente superior àquelas abordagens que utilizam as informações de um polígono por completo (T1 e T2), mesmo com os menores valores de acurácia e índice Kappa.

**Palavras-chave:** sensoriamento remoto; mineração de dados; uso e cobertura do solo.

### **1. Introdução**

Pesquisas de sensoriamento remoto voltadas para classificação de imagens têm ganhado destaque dentro da comunidade científica, dada a aplicabilidade de seus resultados como ferramentas de gestão ambiental e socioeconômica (Lu & Weng, 2007). Todavia, grande esforço vem sendo realizado a fim de promover o desenvolvimento de técnicas que favoreçam o incremento da exatidão das classificações (Gong & Howarth, 1992; Pal & Mather, 2003; Kulkarni & Lowe, 2016).

A classificação de imagens objetiva encontrar, de forma precisa, representações nas imagens que possam ser automaticamente usadas para categorizar imagens em um conjunto infinito de classes (Chester & Ratsaby, 2013). Entretanto, essa técnica apresenta grandes desafios devido a muitos fatores, tais como: complexidade da paisagem, sistemas de classificação adequados, seleção de amostras de treinamento, pré-processamento das imagens, extração de características, seleção de abordagens de classificação adequadas, processamento pós-classificação e avaliação da acurácia (Lu & Weng, 2007).

Nesse sentido, enfatizando o efeito das abordagens de classificação, a seleção de estratégias de treinamento destaca-se como um dos seus mais importantes passos metodológicos, que podem interferir no resultado da classificação (Congalton, 1991; Foody, 2002; Millard & Richardson, 2015). Essa deve considerar uma série de fatores, como o tamanho das amostras utilizadas no treinamento (Congalton, 1991; Foody & Mathur, 2004), o efeito da autocorrelação espacial, a variação ao longo da imagem, o tempo e os custos de mão-de-obra e a funcionalidade dos sistemas de processamento atuais (Campbell, 1996; Jensen, 1996). Entretanto, dificilmente consegue-se atender a todos estes quesitos durante a coleta de amostras.

O formato das amostras de referência é outro fator que influencia a avaliação da exatidão das classificações (Stehman & Wickham, 2011), podendo reduzir a capacidade de representação da classe, assim como favorecer a geração de resultados tendenciosos (Chen & Stow, 2002). Neste contexto, Gong & Howarth (1990) afirmam que amostras coletadas, pixel a pixel, reduzem a redundância e auto correlação espacial, enquanto que Hammond & Verbyla (1996) enfatizam que a importância da independência estatística entre as amostras de treinamento e validação, para evitar resultados com tendência otimista (Friedl, et al., 2000; Zhen et al, 2013), o que não ocorre na amostragem feita em polígonos.

A validação, por sua vez é a etapa da classificação que determina o grau de confiabilidade do modelo construído na fase de treinamento. Nessa etapa, a qualidade das amostras mostra-se como fator determinante dos resultados da classificação, tanto em relação à exatidão quanto na confiabilidade destes.

O constante desenvolvimento da qualidade das imagens, associada as inúmeras imagens produzidas diariamente pelos sensores remotos, aumenta a demanda por processamentos mais ágeis e simples (Murty & Tiwari, 2015; Rwanga & Ndambuki, 2017). Nesse sentido, torna-se possível compreender a necessidade de aperfeiçoamento de técnicas e aplicações de diferentes algoritmos para classificação de imagens (Nath et al., 2014).

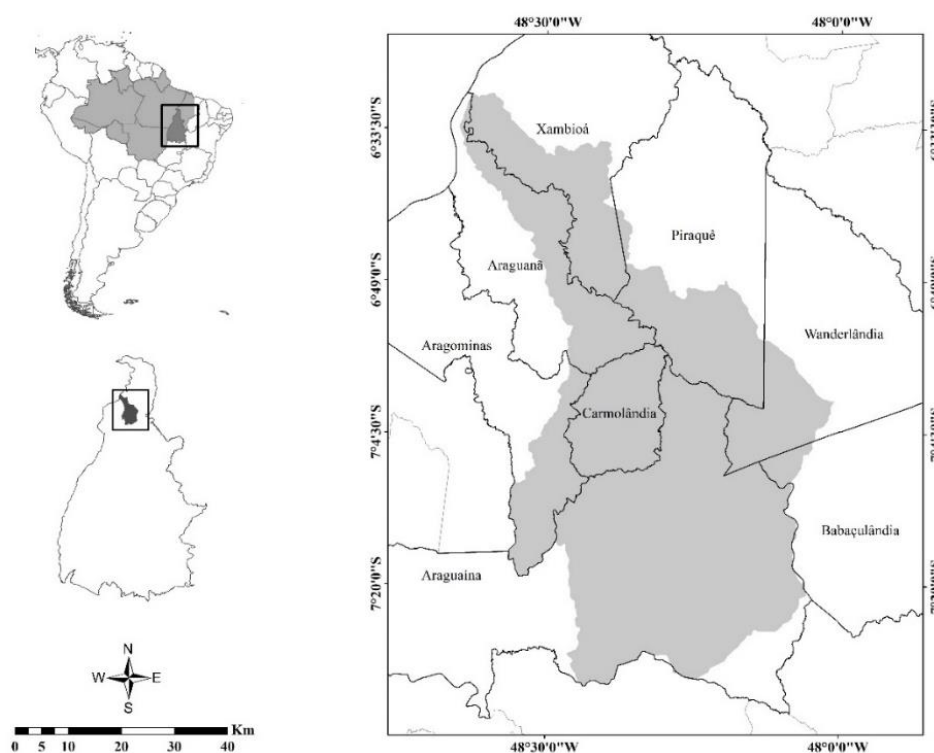
O algoritmo de classificação Random Forest (RF) tem sido amplamente utilizado para classificação de imagens (Liaw & Wiener, 2002; Pal & Mather, 2003; Pal, 2005; Peters et al., 2007; Rodriguez-Galiano et al., 2012; Corcoran et al., 2015; Millard & Richardson, 2015). A capacidade em lidar com base de dados de grandes dimensões, de diferentes origens, e ser um método estatístico não-paramétrico (Kloiber et al., 2015; Millard & Richardson, 2015), tem o tornado um atraente algoritmo para classificação de imagens. Souza (2007) acrescenta a maior velocidade de processamento em relação aos demais, mesmo com grande volume de dados, enquanto Rodriguez-Galiano et al. (2012), destacam a robustez em relação aos *outliers*.

Nesse contexto, o objetivo geral do trabalho é avaliar e propor um novo método de separação de amostras de treinamento e validação a partir de um conjunto amostral global. Em adição, avaliar a sensibilidade do classificador RF ao formato das amostras, sendo elas no formato de polígonos e pontos. O foco do trabalho é mostrar possíveis fontes de viés durante o processo de classificação de imagens, em função dos métodos de treinamento e validação dos modelos de predição em classificação de imagens. Assim, os objetivos específicos foram: (1) avaliar a influência do formato da amostra de treinamento na exatidão da classificação; e (2) avaliar os efeitos da utilização de um conjunto de dados externos para validação dos modelos. Sabe-se que ainda são escassas as informações de como o formato das amostras e os métodos de seleção de amostras impactam nos resultados das classificações de imagens.

## 2. Material e Métodos

### 2.1. Descrição da Área de Estudo e Amostragem

A área de estudo é a bacia hidrográfica do Rio Lontra, localizada na região Norte do estado do Tocantins ( $7^{\circ}19'28''$  S e  $48^{\circ}00'00''$  O; 3.870 km<sup>2</sup> área de drenagem), inserida na Amazônia Legal e no sistema hidrográfico Tocantins-Araguaia. Nesta bacia está localizado um importante polo econômico da região abrangendo os municípios de Aragominas, Araguaína, Araguaianã, Babaçulândia, Carmolândia, Piraquê, Wanderlândia e Xambioá (Figura 1).



**Figura 2.** Localização da área de estudo.

Considerando as características espectrais de cada classe de uso e cobertura do solo, foram coletados, aleatoriamente, um conjunto de 606 polígonos de tamanho médio de 12 pixels na imagem Landsat - 8, correspondendo a 7358 pixels/pontos amostrais. Na coleta, buscou-se contemplar as nove classes de uso e cobertura do solo, sendo elas: Floresta, Cerrado Strictu Sensu, Pastagem, Queimada, Área Urbana, Solo Exposto, Afloramento Rochoso, Floresta Plantada de Eucalipto e Corpos D'Água.

## 2.2. Variáveis

### 2.2.1. Variáveis Espectrais

Para a cobertura da área de estudo, foram selecionadas duas cenas do satélite Landsat-8 sensor OLI, nas órbitas ponto 222/65 e 223/65. A fim de obter melhor distinção entre as possíveis classes de uso do solo foram utilizadas duas imagens, uma do final da estação chuvosa e outra do início do período seco (Tabela 1).

**Tabela 1.** Propriedades das imagens utilizadas para classificação do uso e cobertura do solo

<b>Data de Aquisição</b>	<b>Órbita/Ponto</b>	<b>Estação Climática</b>
24 de junho de 2015	222/65	Estação chuvosa
15 de junho de 2015		
11 de agosto de 2015	223/65	Estação seca
18 de agosto de 2015		

As imagens utilizadas foram adquiridas diretamente do site do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS – *United States Geological Service*), expressas em unidades de reflectância. Deste modo, os produtos do sensor TIRS não foram utilizados no processo de classificação de imagens.

As variáveis espectrais consistiram das bandas do satélite Landsat-8 sensor OLI, excluindo-se as bandas 1 e 9, as quais possuem uso restrito a ambientes costeiros e nuvens cirrus (URGS, 2012). Em adição, foram calculados os índices de vegetação *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) e *Soil Adjusted Vegetation Index* (SAVI), para as imagens em ambas as estações chuvosa e seca, além de relações entre os índices obtidos em cada estação, conforme apresentado na tabela 2.



**Tabela 2.** Equações dos índices espectrais utilizados

Índice Espectral	Fonte
${}^1NDVI = \frac{Banda\ 5 - Banda\ 4}{Banda\ 5 + Banda\ 4}$	Rouse et al. (1973)
${}^1SAVI = \left( \frac{[Banda\ 5 - Banda\ 4]}{[Banda\ 5 + Banda\ 4] + L} \right) \times [1 + L]$	Huete (1988)
Diferença NDVI = $NDVI_{estação\ chuvosa} - NDVI_{estação\ seca}$	-
Razão NDVI = $\frac{NDVI_{estação\ chuvosa}}{NDVI_{estação\ seca}}$	-
Diferença SAVI = $SAVI_{estação\ chuvosa} - SAVI_{estação\ seca}$	-
Razão SAVI = $\frac{SAVI_{estação\ chuvosa}}{SAVI_{estação\ seca}}$	-

O fator de ajuste “L” no SAVI foi de 0,5, valor estabelecido por representar as condições ambientais mais comuns (Xue & Su, 2017) e agrupar a maior variação da vegetação na bacia, uma área de ecótono e de fitofisionomias diferenciadas (Floresta Ombrófila Densa, Cerrado Denso e Cerrado *Strictu Sensu*). Este fator visa reduzir os efeitos da cor do solo, variando entre 0 a 1, sendo os valores inversamente proporcionais à intensidade de cobertura vegetal (Huete, 1988). Quando o valor de L for igual à zero, o índice SAVI equivalerá ao índice NDVI (Xue & Su, 2017).

### 2.2.2. Variáveis Ambientais

As variáveis ambientais referem-se à dados da geologia, pedologia, topografia, clima e distâncias euclidianas (Tabela 1A).

A variável geologia contém a distribuição das formações geológicas presentes na região, as quais definem a conformação topográfica do terreno e a tipologia dos solos existentes (IBGE, 2015). Por sua vez, as variáveis pedológicas apresentam informações da ocorrência dos tipos de solo predominantes na área de estudo, bem como da ocorrência de pequenas manchas de solo em áreas de predomínio de outra classe (SEPLAN, 2016).

A variáveis topográficas referentes às feições geomorfológicas, resumiram-se ao modelo digital de elevação (MDE), gerados a partir de imagens *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), com resolução espacial de 30m disponibilizado pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS, 2015), e a produtos gerados desse MDE, com: plano de curvatura do terreno, declividade e sombreamento topográfico.

Os dados climáticos foram obtidos da base global WorldClim versão 1.4 (WorldClim, 2016). A base de dados apresenta valores médios da temperatura máxima, média e mínima, e precipitação, além de variáveis bioclimáticas associadas à temperatura e precipitação.

Por fim, foram obtidas as variáveis distância euclidiana da rede de drenagem e da área urbana. A distância euclidiana auxilia na compreensão da espacialização e distinção dos padrões relacionados ao processo de ocupação no município, bem como da localização da rede de drenagem (Souza, 2017).

O processamento dos dados foi realizado no software ArcGIS® 10.1, do *Environmental Systems Research Institute* (ESRI – Redlands, CA, USA), além do software R (v. 3.3.2) (R Core Team, 2016).

### **2.3. Seleção de Variáveis**

Nesta etapa, as variáveis foram inicialmente sobrepostas aos 7.358 pixels/pontos amostrais (oriundos de 606 polígonos), para que fossem extraídas e associadas as informações de cada uma destas aos respectivos pontos. Posteriormente, as variáveis tiveram suas variâncias testadas para que houvesse a remoção daquelas que apresentassem variância igual à zero.

Na etapa seguinte procedeu-se a redução do tamanho da base de dados através da eliminação de variáveis redundantes. Para tanto, as variáveis categóricas como geologia e pedologia (classe de solos e inclusões), foram submetidas à análise de dissimilaridade, enquanto as variáveis numéricas, à análise de correlação não linear, de acordo com o Coeficiente de Dependência Aleatorizado (*Randomized Dependence Correlation - RDC*) (Lopez-Paz et al., 2013). Por fim, procedeu-se a seleção de variáveis, a qual é baseada na combinação da importância da variável para a classificação e para o modelo de predição (Genuer et al., 2015), sendo essa importância avaliada pela redução média da acurácia após a retirada da variável (Millard & Richardson, 2015). Essa etapa é realizada utilizando-se o algoritmo Random Forest, objetivando simplificar as informações e assim, facilitar o diagnóstico, a interpretação e acelerar o processamento de dados (Genuer et al., 2015).

O resultado desse processo foi a seleção de 11 variáveis preditivas, das quais seis eram espectrais, oriundas das imagens Landsat-8 OLI, e as demais associadas a topografia, clima, geologia e pedologia (Tabela 3).

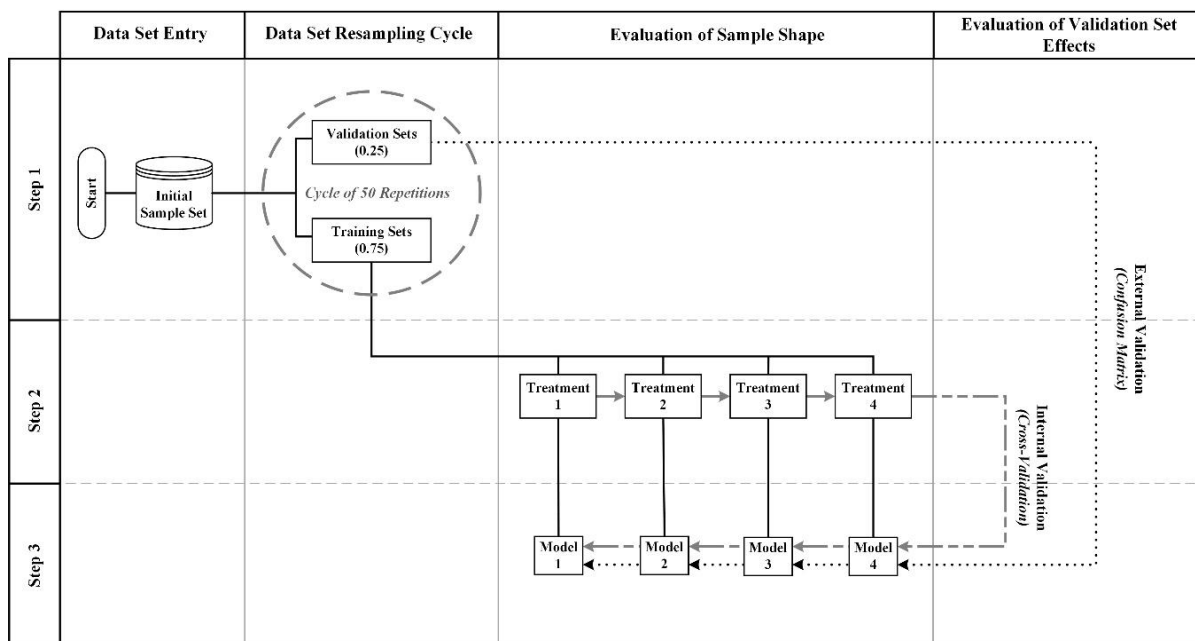
**Tabela 3.** Descrição das variáveis selecionadas como importantes para o processo de classificação de imagem pelo algoritmo Random Forest

Variável	Tipo	Resolução/Escala Original <sup>1/</sup>
SAVI imagem estação chuvosa Diferença SAVI: SAVI estação chuvosa – SAVI estação seca Banda 2: imagem estação chuvosa Banda 5: imagem estação chuvosa Banda 4: imagem estação seca Banda 5: imagem estação seca	Espectral	30 m
Declividade	Topografia	
Mapa Geologia	Geologia	1:250.000
Mapa de Solos até o segundo nível categórico	Pedologia	
Precipitação do mês de abril Precipitação do mês mais chuvoso	Clima	1 km <sup>2</sup>

<sup>1/</sup>A base de dados foi padronizada para a resolução de 30 m previamente ao processo de classificação e projetados no sistema Universal Transversa de Mercator (UTM), zona 23S e datum World Geodetic System 1984 (WGS 84).

#### 2.4. Métodos para seleção de amostras de treinamento e validação

O processo de seleção de amostras e validação consistiu de 50 ciclos consecutivos de reamostragem para a geração aleatória de conjuntos de treinamento e validação. Para tanto, o conjunto amostral total, constituído por 606 polígonos (correspondendo a 7.358 pontos), foi particionado em cada ciclo, nos subconjuntos de treinamento e validação externa nas proporções de 0,75 e 0,25, respectivamente. Os subconjuntos de treinamento foram utilizados como dados de entrada em cada um dos quatro métodos de amostragem para geração dos modelos preditivos, por meio do processo de validação cruzada com *K-folds*. Já os conjuntos de validação foram utilizados como validadores externos aos modelos para aferir a exatidão dos mesmos, assim como avaliar a capacidade de generalização do modelo ao ser submetido a amostras desconhecidas (Figura 2).

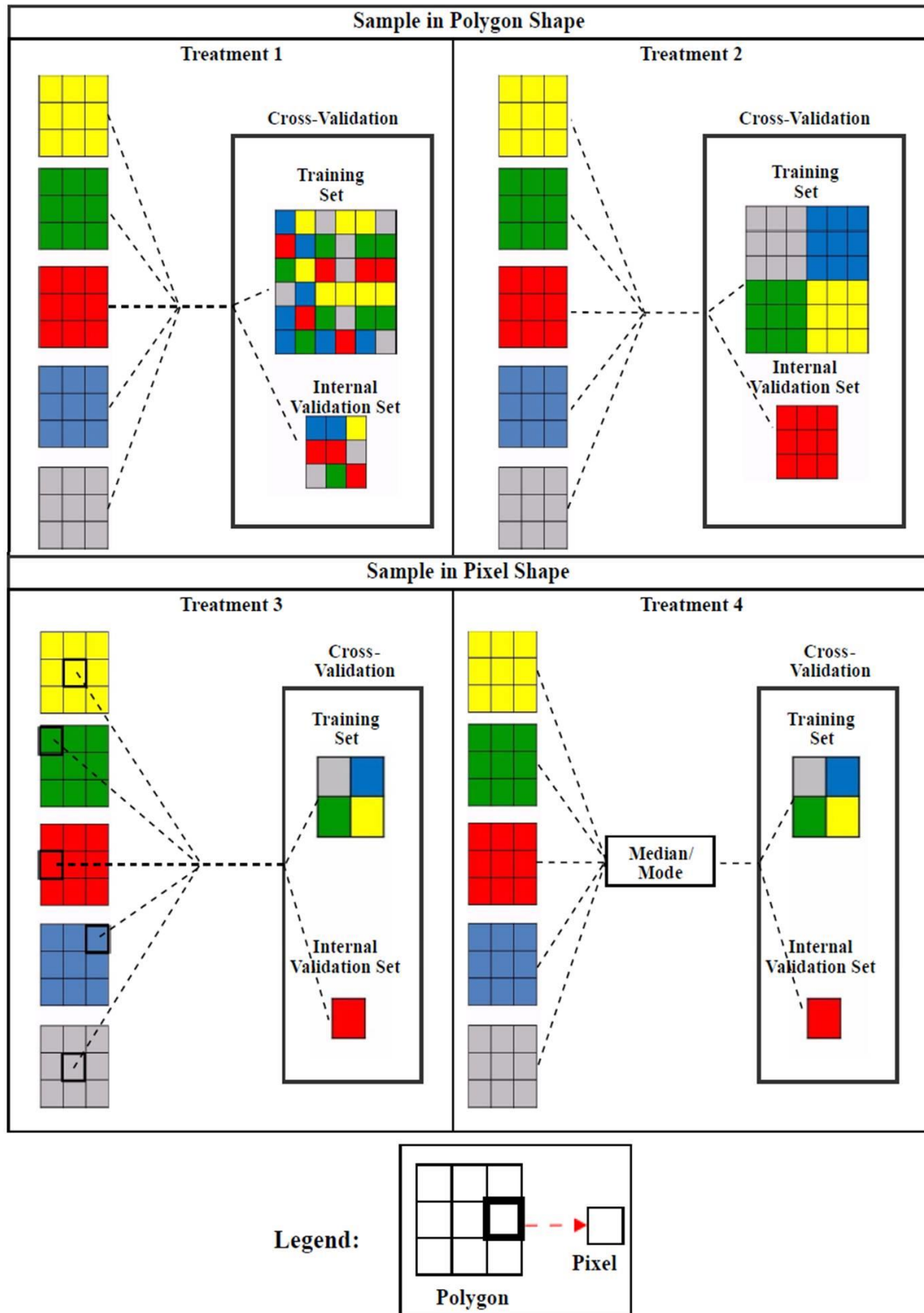


**Figura 2.** Fluxograma do processamento dos tratamentos abordados.

Os métodos de amostragem, consistiram de quatro tratamentos que associam duas formas das amostras (polígonos e pontos - pixel) a quatro abordagens diferentes para separação das amostras de treinamento e validação do conjunto de dados inicial para o processo de validação interna (Figura 3).

No primeiro tratamento foram separados dados de treinamento e validação sem considerar o polígono de origem, abordagem essa adotada como referência, visto ser o procedimento comumente utilizado para separação das amostras durante o processo de classificação de imagens. Por meio dessa abordagem, cada um dos 12 pixels que constituem um polígono é tratado como amostra única e, portanto, o conjunto de treinamento e validação pode apresentar pixels oriundos de uma mesma amostra de origem, ou seja, de um mesmo polígono (Figura 3A).

O segundo tratamento consistiu da separação de amostra de treinamento e validação com base nos polígonos, onde todos os 12 pixels amostrais correspondentes a um polígono são alocados no conjunto de dados de treinamento ou validação. Assim, nesse tratamento são gerados conjuntos de treinamento e validação mutuamente exclusivos em termos de polígonos amostrados (Figura 3B).



**Figura 3.** Esquematisação dos tipos de tratamentos avaliados. Tratamento 1 – amostra na forma de polígono, com separação aleatória dos pixels; Tratamento 2 – amostra na forma de polígono, com separação dos pixels conforme o polígono de origem; Tratamento 3 – amostra na forma de ponto, com sorteio de um pixel para representar o polígono; e Tratamento 4 – amostra na forma de ponto, assumindo os valores de mediana e moda de cada polígono.

No terceiro tratamento foi realizada a escolha aleatória de um pixel para cada polígono, passando esse a representar o polígono (Figura 3C). No quarto e último tratamento foram calculadas as estatísticas mediana e moda para cada uma das covariáveis numéricas e categóricas, respectivamente. Dessa maneira, assim como na abordagem anterior, um pixel que apresenta o valor mediano e/ou modal representará o polígono (Figura 3D). Na tabela 4 é representado o tamanho dos conjuntos de treinamento e validação para cada tratamento abordado.

**Tabela 4.** Tamanho dos conjuntos amostrais conforme os tratamentos abordados

<b>Tratamento</b>	<b>Conjunto Amostral (pixels)</b>	<b>Amostra (pixels)</b>	<b>Validação Externa (pixels)</b>
1	7.358	5.506	1.852
2	7.358	5.506	1.852
3	7.358	454	1.852
4	7.358	454	1.852

## 2.5. Avaliação do desempenho da classificação

O processo de validação dos modelos de predição, criados durante a fase de treinamento do classificador foi realizado em dois momentos distintos. O primeiro, denominado de validação interna, realizado concomitantemente a fase de treinamento, por meio da validação cruzada. A segunda verificação do desempenho da classificação, nomeada de validação externa, foi realizada no final de cada ciclo de reamostragem, utilizando para tanto a matriz de erros ou matriz de confusão (Figura 2).

A validação interna foi realizada pelo método de validação cruzada com *K-folds* (subconjuntos). Nesse método, o subconjunto de treinamento oriundo em cada ciclo de partição, foi dividido em  $K$  subconjuntos, adotando-se  $K = 10$ . Desses  $K$  subconjuntos um foi retido para ser usado na validação interna do modelo e os  $K-1$  subconjuntos restantes foram utilizados no treinamento. Assim, o processo de validação cruzada foi repetido  $K$  vezes, de modo que cada um dos  $K$  subconjuntos fossem utilizados uma vez como dados de teste para validação interna do modelo (Peña et al., 2017).

O processo de validação externa consistiu na técnica da matriz de erros ou matriz de confusão. A matriz de erros é quadrada e de dimensão igual ao número de classes avaliadas. Os resultados da classificação são comparados, classe por classe, com os dados de referência conhecidos (Lillesand et al., 2004). Neste caso, os dados de referência foram as amostras de validação obtidas no início de cada ciclo de reamostragem. Em ambos os processos de

validação, a avaliação do desempenho da classificação foi baseada nos valores de acurácia global e do índice Kappa.

## **2.6. Algoritmo classificador Random Forest**

O algoritmo classificador utilizado foi o *Random Forest* (RF), pertencente ao grupo de classificadores que fazem uso do método de árvores de decisão chamado de “votação” ou “ensemble”. Esse método opera por meio da geração de árvores múltiplas, definindo-se a classe de um objeto pela combinação dos resultados das árvores selecionadas para votação. A classificação final é dada pela classe que recebeu o maior número de votos entre todas as árvores geradas pelo algoritmo (Opitz & Maclin, 1999; Diniz et al., 2013).

## **2.7. Avaliação Estatística**

O estudo foi fundamentado estatisticamente para entender a influência dos níveis dos fatores tratamento (tratamento 1, tratamento 2, tratamento 3 e tratamento 4) e validação (interna e externa), bem como a interação entre eles, no desempenho das classificações expresso pela acurácia global e índice Kappa. Dessa maneira, os resultados das classificações foram submetidos à análise de variância (ANOVA), e as médias dos fatores significativos na ANOVA comparadas pelo teste Z com significância de 0,05 de probabilidade, conforme proposto por Congalton & Mead (1983).

## **3. Resultados**

Na tabela 5 são apresentados os resultados da ANOVA para os valores de acurácia global e índice Kappa. Nota-se que houve efeito significativo de todas as fontes de variação em estudo, sendo elas métodos de validação, métodos de amostragem (tratamentos) e a interação dos tratamentos com os métodos de validação, ao nível de 5% de probabilidade.

**Tabela 5.** Análise de variância para os valores de acurácia global e índice Kappa obtidos nas classificações

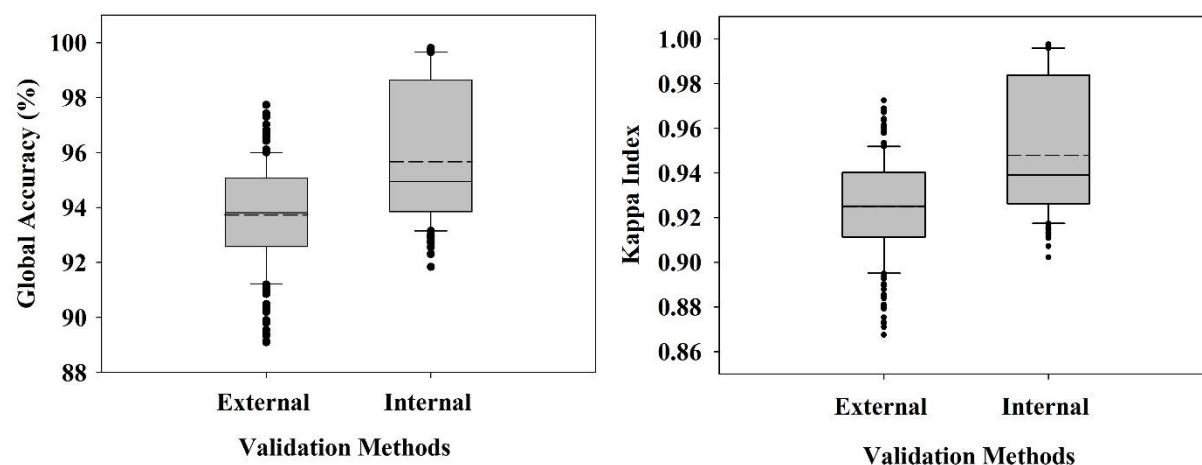
Fonte da variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio do Resíduo	
		Acurácia	Índice Kappa
Validação	1	372.1*	0.05*
Tratamentos	3	292.1*	0.04*
Tratamentos vs. Validação	3	124.8*	0.02*
Resíduo	392	1.5	0.0002

\*: significativo no nível de 5 % de probabilidade ( $p < 0,05$ ).

### 3.1. Avaliação do efeito dos métodos de validação

Os valores de acurácia e índice Kappa para a validação externa e interna são apresentados na Figura 4. Nota-se que os valores obtidos pela validação interna (acurácia: 96% e índice Kappa: 0,95) foram significativamente superiores àqueles apresentados pela validação externa (acurácia: 94% e índice Kappa: 0,92), conforme análise de variância.

O método de validação cruzada, adotado na validação interna, mostrou uma distribuição dos valores de acurácia e índice Kappa mais dispersa em relação a apresentada pela validação externa. Esse comportamento pode ser constatado pela diferença entre a altura das caixas de ambas as validações. Todavia, a presença de dados discrepantes foi mais pronunciada durante a validação externa (Figura 4).



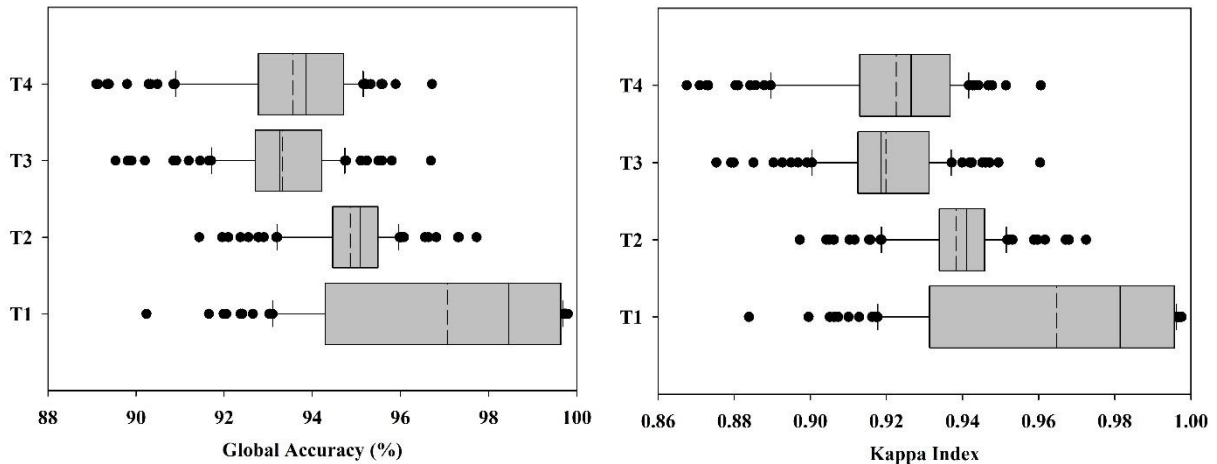
**Figura 4.** Distribuição dos valores de acurácia global e índice Kappa para métodos de validação interna e externa. A linha contínua indica a mediana e a linha tracejada indica a média.

### 3.2. Avaliação do efeito dos tratamentos

Na Figura 5 é apresentado o desempenho das classificações para cada tratamento. Dentre os métodos de amostragem dos conjuntos de treinamento e validação, o tratamento 1

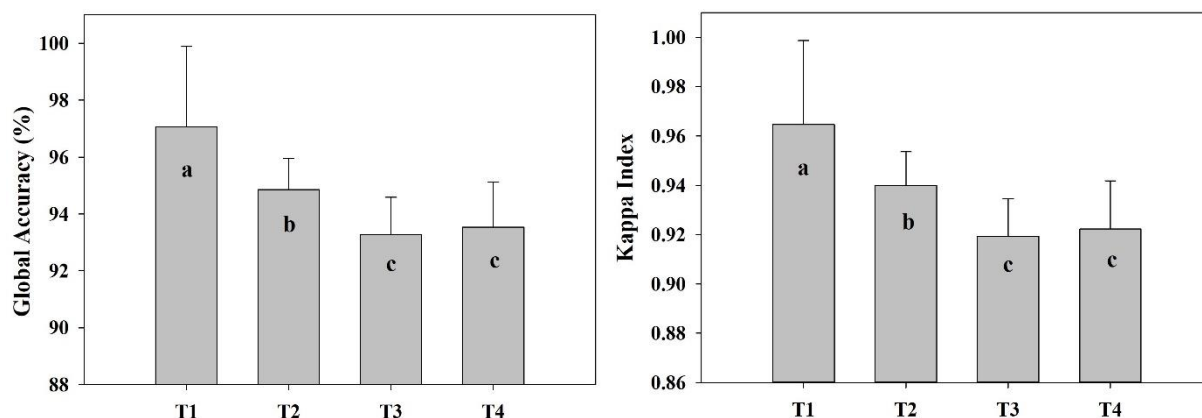


mostrou-se mais sensível a alterações nestes conjuntos, uma vez observado os maiores valores de desvio de acurácia e índice Kappa, 2,8 e 0,03, frente a 1,1 e 0,01 (tratamento 2); 1,3 e 0,02 (tratamento 3); e 1,6 e 0,02 (tratamento 4). Por outro lado, o tratamento 2 proporcionou a geração de classificações com valores de acurácia e índice Kappa mais homogêneos, dada a menor amplitude da caixa e das hastes do gráfico para esse tratamento.



**Figura 5.** Distribuição dos valores de acurácia global e índice Kappa para os tratamentos em estudo, linha contínua indica a mediana e a linha tracejada indica a média. T1: amostras na forma de polígono, todos os pixels do polígono considerados como amostras individualizadas; T2: amostras na forma de polígono, todos os pixels do polígono eram agrupados em um único subconjunto, treinamento ou validação; T3: amostras na forma de ponto, sorteio aleatório de um pixel por polígono; e T4: amostra na forma de ponto, uso do valor mediano ou modal calculado para cada polígono.

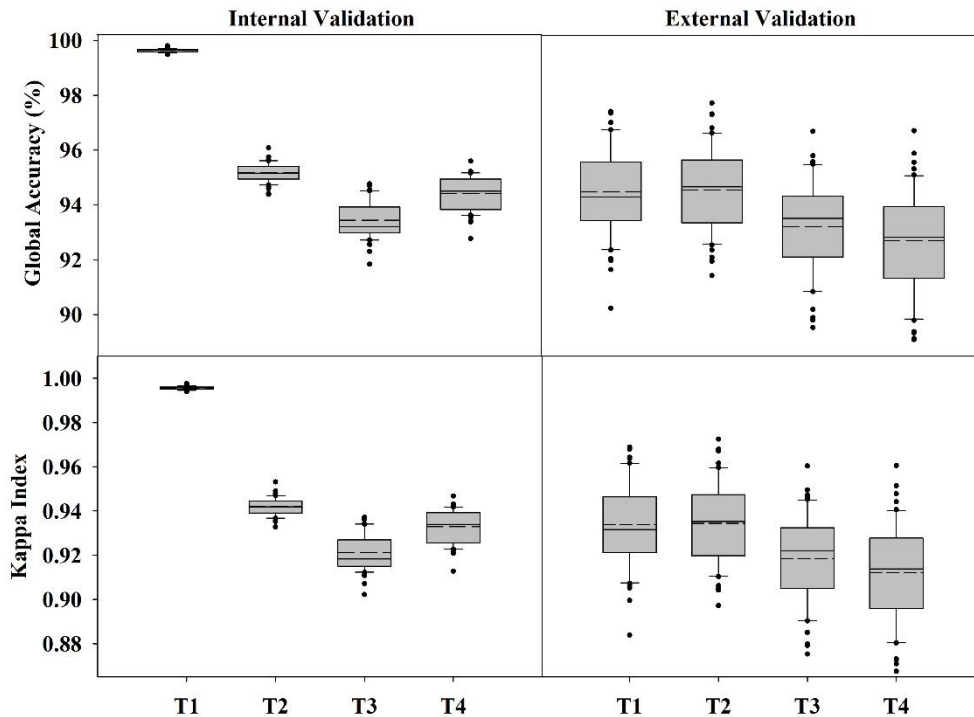
Na análise de variância foi verificada a presença de diferença estatística entre as formas de amostragem dos conjuntos de treinamento e validação, representadas pelos tratamentos. Nesse sentido, avaliando o efeito dessas como descrito na figura 3, pode ser constatado que aqueles tratamentos que adotam a amostra na forma de ponto (tratamentos 3 e 4) apresentaram-se estatisticamente semelhantes entre si, enquanto os tratamentos que adotam a amostra na forma de polígono (tratamentos 1 e 2) revelaram-se diferentes. Ainda em relação ao formato das amostras, nota-se que os valores de acurácia e índice Kappa é maior quando as amostras são representadas por polígonos, comparativamente as amostras em pontos (Figura 6).



**Figura 6.** Valores médios de acurácia global e índice Kappa para os tratamentos em estudo. T1: amostras na forma de polígonos, todos os pixels do polígono considerados como amostras individualizadas; T2: amostras na forma de polígono, todos os pixels do polígono eram agrupados em um único subconjunto, treinamento ou validação; T3: amostras na forma de ponto, sorteio aleatório de um pixel por polígono; e T4: amostra na forma de ponto, uso do valor mediano ou modal calculado para cada polígono. As médias seguidas de mesma letra, não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Z.

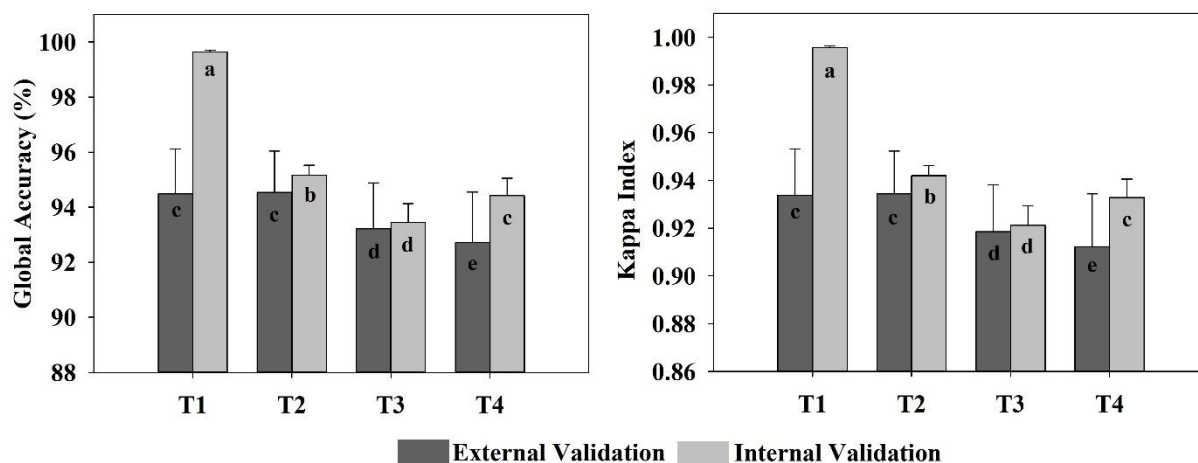
### 3.3. Avaliação do efeito tratamento vs. métodos de validação

O comportamento de cada tratamento considerando os métodos de validação pode ser observado na Figura 7. A validação interna pelo método de validação cruzada gerou resultados mais estáveis à mudanças nos conjuntos de treinamento e validação (desvios: T1 = 0,06; T2 = 0,3; T3 = 0,7 e T4 = 0,6), comparado aos obtidos na validação externa (desvios: T1 = 1,6; T2 = 1,5; T3 = 1,7 e T4 = 1,8). Todavia, quando avaliado o efeito da validação no desempenho de cada tratamento, nota-se que o método adotado na validação interna proporcionou uma maior diferenciação entre os tratamentos, em relação ao validação externa.



**Figura 7.** Distribuição dos valores de acurácia global e índice Kappa para os tratamentos considerando os métodos de validação em estudo, linha contínua indica a mediana e a linha tracejada indica a média. T1: amostras na forma de polígonos, todos os pixels do polígono considerados como amostras individualizadas; T2: amostras na forma de polígono, todos os pixels do polígono eram agrupados em um único subconjunto, treinamento ou validação; T3: amostras na forma de ponto, sorteio aleatório de um pixel por polígono; e T4: amostra na forma de ponto, uso do valor mediano ou modal calculado para cada polígono.

A interação dos tratamentos com os métodos de validação refletiu em menor desempenho para o tratamento 4 na validação externa, enquanto o tratamento 1 na validação interna apresentou o maior desempenho comparado aos demais. Em adição, pode ser constatado efeito significativo da validação interna nos tratamentos que abordam a amostra na forma de polígonos, uma vez que os maiores valores de acurácia e índice Kappa foram obtidos nos tratamentos 1 e 2 (Figura 8).

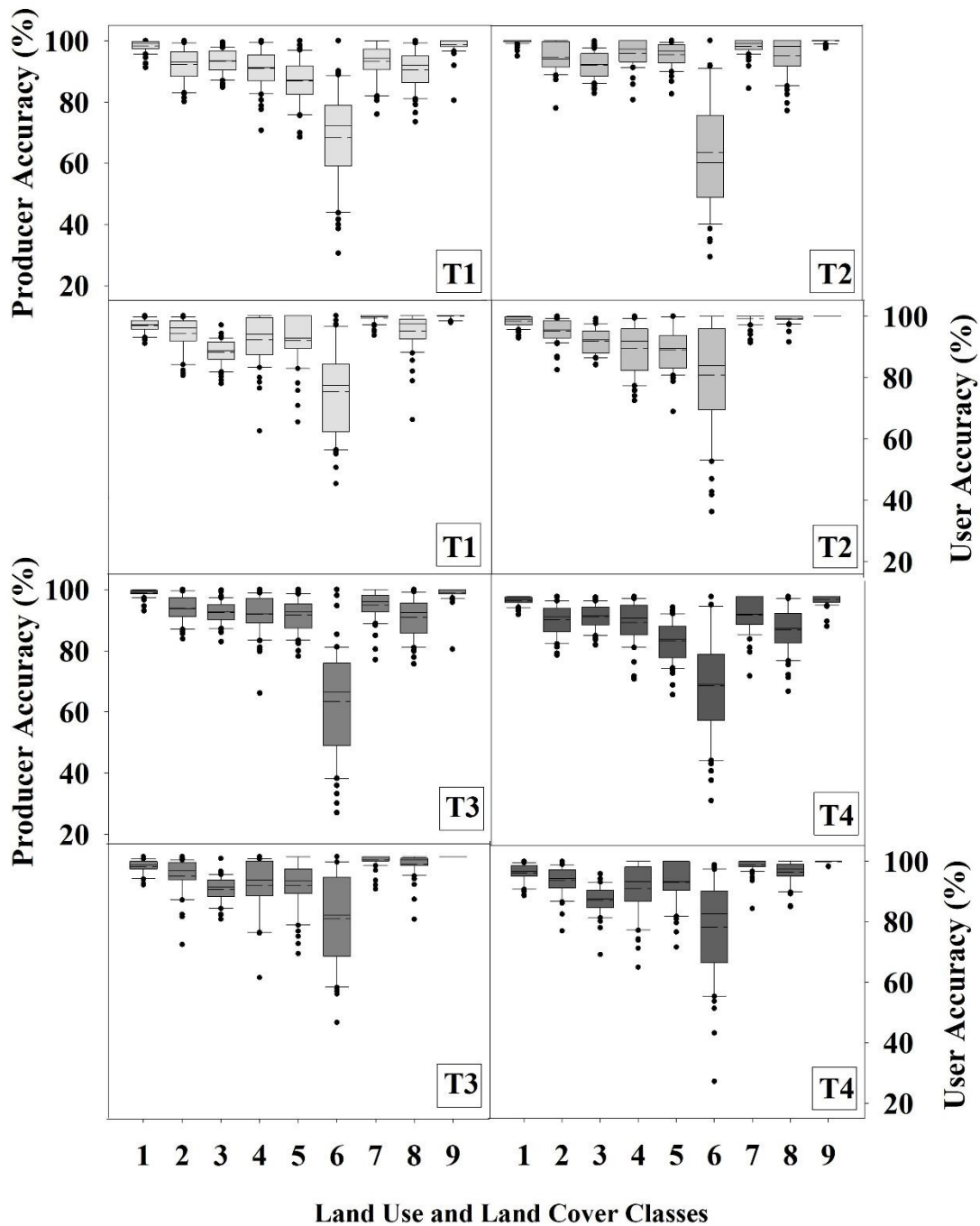


**Figura 8.** Valores médios de acurácia global e índice Kappa para os tratamentos considerando os métodos de validação. T1: amostras na forma de polígonos, todos os pixels do polígono considerados como amostras individualizadas; T2: amostras na forma de polígono, todos os pixels do polígono eram agrupados em um único subconjunto, treinamento ou validação; T3: amostras na forma de ponto, sorteio aleatório de um pixel por polígono; e T4: amostra na forma de ponto, uso do valor mediano ou modal calculado para cada polígono. As médias seguidas de mesma letra, não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Z.

### 3.4. Desempenho das classificações por classe de uso e cobertura do solo

O desempenho das classificações para cada tratamento, nas diferentes classes de uso e cobertura do solo, foi baseado nas métricas: acurácia do produtor e acurácia do usuário, obtidas da matriz de confusão do método de validação externa.

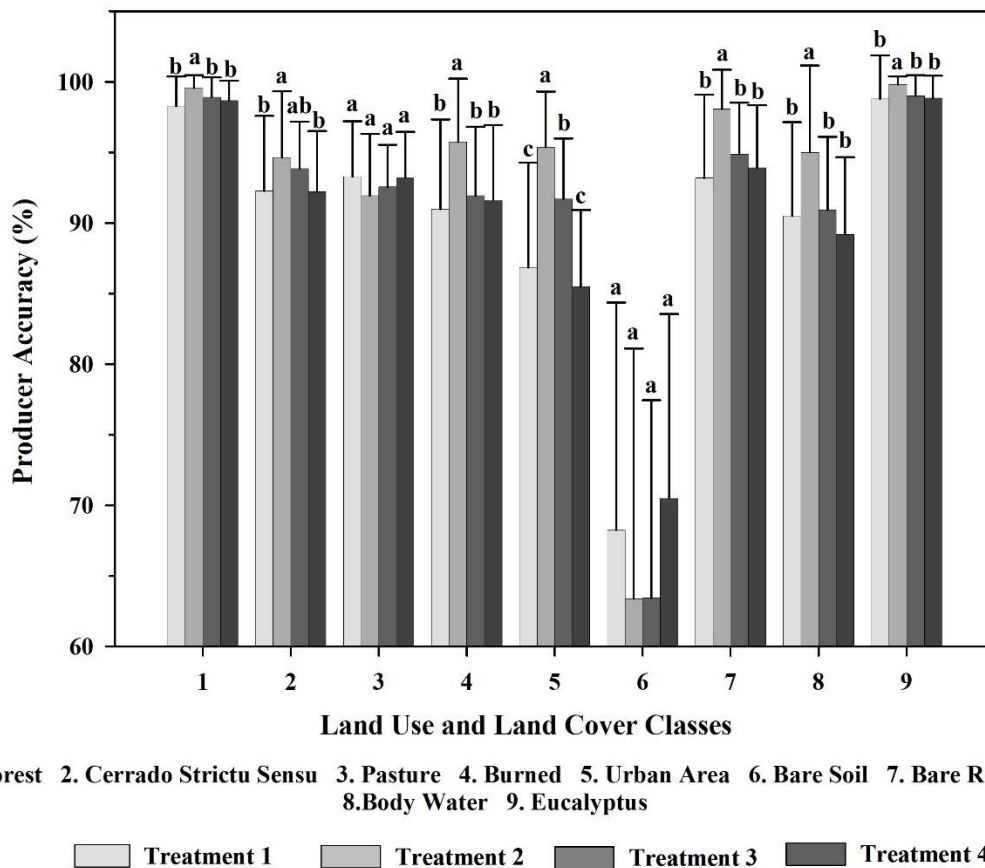
Os valores médios de acurácia do produtor e usuário revelam comportamento semelhante entre os tratamentos, na classificação das classes de uso e cobertura do solo abordadas no estudo. A classe Solo Exposto, foi a que apresentou maior sensibilidade às mudanças no conjunto de treinamento e validação, contribuindo para a geração de resultados mais heterogeneos, expressos pela amplitude da caixa e da haste do diagrama. Em adição, a classe Solo Exposto exibiu as menores médias de acurácia do produtor e usuário, as quais foram inferiores a 71% e 81%, respectivamente (Figura 9). Por outro lado, as classes Floresta e Corpos D'Água tiveram os maiores valores médios de acurácia do produtor, superiores a 98% e 99%, enquanto que as classes Afloramento Rochoso e Corpos D'Água tiveram as maiores médias de acurácia do usuário, 99% e 100% (Figura 9).



**Figura 9.** Distribuição dos valores de acurácia do produtor e usuário para as classes de uso e cobertura do solo nos tratamentos em estudo, linha contínua indica a mediana e a linha tracejada indica a média. T1: amostras na forma de polígonos, todos os pixels do polígono considerados como amostras individualizadas; T2: amostras na forma de polígono, todos os pixels do polígono eram agrupados em um único subconjunto, treinamento ou validação; T3: amostras na forma de ponto, sorteio aleatório de um pixel por polígono; e T4: amostra na forma de ponto, uso do valor mediano ou modal calculado para cada polígono.

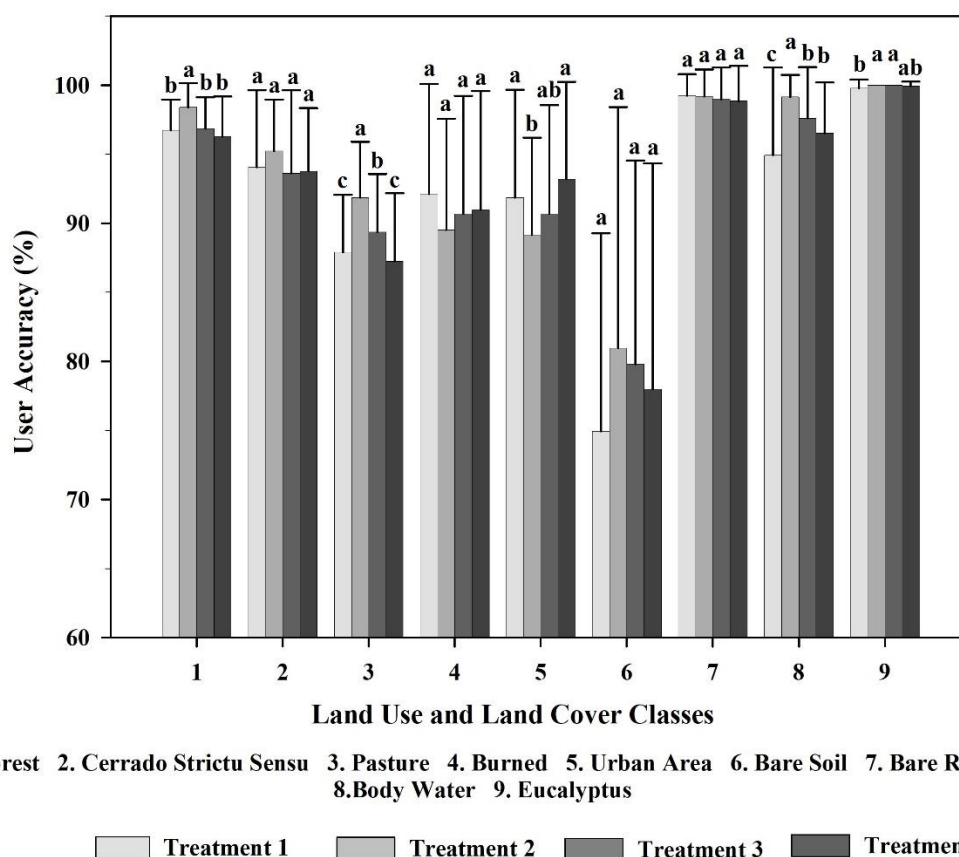
Avaliando o desempenho dos tratamentos na classificação de cada uso e cobertura do solo em estudo, pode ser constatado que o tratamento 2 apresentou os maiores valores de acurácia do produtor (Figura 10) e do usuário (Figura 11), em todas as classes mapeadas quando comparado aos demais tratamentos.

Na acurácia do produtor foi observado maior número de diferenças significativas entre os tratamentos dentro de uma mesma classe de uso. As classes Pastagem e Solo Exposto foram as únicas que não apresentaram diferença de desempenho entre os tratamentos. Dentre as classes que foram afetadas diferentemente pelos métodos de amostragem, destaca-se a classe Área Urbana pela maior diferenciação, de modo que apenas as acurácias do produtor para os tratamentos 1 e 4 foram semelhantes para essa classe (Figura 10).



**Figura 10.** Valores de acurácia do produtor para as classes de uso e cobertura do solo nos tratamentos em estudo. Tratamento 1: amostras na forma de polígonos, todos os pixels do polígono considerados como amostras individualizadas; Tratamento 2: amostras na forma de polígono, todos os pixels do polígono eram agrupados em um único subconjunto, treinamento ou validação; Tratamento 3: amostras na forma de ponto, sorteio aleatório de um pixel por polígono; e Tratamento 4: amostra na forma de ponto, uso do valor mediano ou modal calculado para cada polígono. As médias seguidas pela mesma letra não diferenciam entre si dentro de cada classe de uso, ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Z.

Em relação a acurácia do usuário percebe-se uma maior homogeneidade entre os tratamentos, uma vez que, das nove classes mapeadas quatro não apresentarem diferença significativa ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Z, sendo elas Cerrado Strictu Sensu, Queimada, Solo Exposto e Afloramento Rochoso. Contrariamente ao ocorrido na acurácia do produtor, a classe Pastagem foi um dos tipos de uso do solo mais influenciado pelos diferentes tratamentos, já que a classe Corpos D'Água também apresentou esse nível de diferenciação. Esse comportamento foi semelhante ao da classe Área Urbana para a métrica acurácia do produtor.



1. Forest 2. Cerrado Strictu Sensu 3. Pasture 4. Burned 5. Urban Area 6. Bare Soil 7. Bare Rock 8. Body Water 9. Eucalyptus

Treatment 1 Treatment 2 Treatment 3 Treatment 4

**Figura 11.** Valores de acurácia do usuário para as classes de uso e cobertura do solo nos tratamentos em estudo. Tratamento 1: amostras na forma de polígono, todos os pixels do polígono considerados como amostras individualizadas; Tratamento 2: amostras na forma de polígono, todos os pixels do polígono eram agrupados em um único subconjunto, treinamento ou validação; Tratamento 3: amostras na forma de ponto, sorteio aleatório de um pixel por polígono; e Tratamento 4: amostra na forma de ponto, uso do valor mediano ou modal calculado para cada polígono. As médias seguidas pela mesma letra não diferenciam entre si dentro de cada classe de uso, ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Z.

#### 4. Discussão

A diferença entre os métodos de validação reflete a presença de viés durante o processo de validação cruzada em *K-folds*, assim como relatado por Kohavi (1995). De acordo com esse autor, este método de validação reduz a variância quando utilizado número de *folds* entre 10 - 20 tendo em contrapartida o aumento de viés. Assim, percebe-se que a superioridade dos valores de acurácia e índice Kappa na validação interna indica, neste caso, a geração de resultados tendenciosos que são inerentes a esse tipo de validação (Kohavi (1995), Bengio & Grandvalet, 2004; Bengio & Grandvalet, 2005). Ainda segundo esses autores, uma premissa que é violada em procedimentos de validação que adotam reamostragem aleatória é a independência dos conjuntos de validação em relação aos conjuntos de treinamento, já que tais conjuntos são formados a partir de um conjunto de dados único.

Mitchell (1980) relata que as predições só são possíveis devido a existência de determinadas tendências oriundas de conhecimentos prévios, as quais permitem a realização de generalizações de um fenômeno em relação a outro.

Em relação aos métodos de amostragem, no tratamento 1 cada pixel de um polígono é considerado uma amostra individualizada, permitindo que pixels contendo informações de um mesmo polígono sejam agrupados, tanto no conjunto de treinamento quanto no conjunto de validação. Portanto, a superioridade dos valores de acurácia e índice Kappa no tratamento 1, reflete a falta de controle no processo de separação dos pixels de cada polígono nos conjuntos de treinamento e validação interna. Dessa forma, os resultados obtidos nessa abordagem revelam-se tendenciosos (Hammond & Verbyla, 1996; Franklin, 1994; Friedl et al., 2000; Foody & Mathur, 2006).

A obtenção de resultados confiáveis sem viés, ou seja, não tendenciosos, é dependente da validação com amostras diferentes daquelas utilizadas para treinamento do classificador, o que não pode ser garantido nesse primeiro tratamento conforme demonstrado da figura 3. Vale ser ressaltado, que o tratamento 1 representa o método de separação entre amostras de treinamento e validação comumente realizado nos processos de classificação de imagem. Em adição, muitos autores (Hammond & Verbyla, 1996; Friedl et al., 2000; Zhen et al., 2013; Millard & Richardson, 2015) afirmam que os dados de treinamento e validação devem atender a premissa de independência e serem coletados aleatoriamente sem priorizar áreas homogêneas, tais como nas amostras na forma de polígonos, representadas pelos tratamentos 1 e 2.

O comportamento otimista do tratamento 1 foi corrigido quando utilizado o conjunto de validação externo para aferir a exatidão do modelo. A presença de amostras na validação



externa, diferente daquelas utilizadas na etapa de treinamento, permitiu remover o viés relatado anteriormente no tratamento 1, comprovado pelos menores valores de acurácia e índice Kappa, comparados aos apresentados pelo conjunto de dados utilizados na validação interna.

A interação significativa entre os fatores tratamento e validação auxiliam na comprovação da presença de amostras de mesma origem nos conjuntos de treinamento e validação (Figura 8). Esses aspectos reforçam a importância não só da qualidade dos dados para treinamento do classificador (Chen & Stow, 2002), mas também para o modo como as etapas de treinamento e validação são conduzidas, os quais poderão se tornar fontes de erro para a classificação.

A semelhança dos resultados para aqueles tratamentos que assumem as amostras na forma de ponto (tratamentos 3 e 4) pode ser atribuída ao tamanho do conjunto de treinamento, como descrito por Zhuang et al. (1995), Pal & Mather (2003), Foody & Mathur (2004), Chen & Stow (2002) e Li et al. (2014). Na tabela 4 é possível visualizar que tais tratamentos possuem o conjunto de treinamento 12 vezes menor que aqueles que abordam as amostras na forma de polígono, os tratamentos 1 e 2.

Stehman & Czaplewski (1998) relatam a ausência de consenso sobre o melhor formato da amostra, sendo que a escolha de um formato depende dos objetivos do estudo, das características da paisagem e do processo de mapeamento, bem como das restrições práticas de cada forma, seja ela em polígono ou ponto. Esses autores ainda acrescentam que a escolha deve ser ponderada entre os benefícios e custos, principalmente operacionais, associados a cada tipo de amostragem. Nesse sentido, a coleta de amostras em polígonos, com posterior processamento para obtenção de um ponto representado pela mediana ou média, como abordado no tratamento 4, revela-se mais adequado comparado àquelas abordagens que utilizam as informações de um polígono por completo ou a informação aleatória de um pixel. Esse efeito pode ser justificado devido a melhor representação daquelas classes com maior variabilidade entre amostras (entre os polígonos) e dentro da amostra (dentro dos polígonos).

O valor da estatística mediana e moda, expressa o comportamento de um conjunto de  $n$ -pixels em um ponto, onde “ $n$ ” é o número de pixels que variam conforme o tamanho do polígono. Com isso, é possível reduzir o esforço computacional para geração de modelos preditivos durante o processo de obtenção de mapas de uso e cobertura do solo (Chen & Stow, 2002) e, ao mesmo tempo manter os valores de exatidão elevados (Figura 6).

Para Hammond & Verbyla (1996) a coleta de amostras deve ser realizada buscando áreas heterogêneas, a fim evitar resultados otimistas como ocorre nas coletas em áreas

homogêneas. Campbell (2003) e Vieira et al. (2004) acrescentam que as amostras devem contemplar a variabilidade natural da classe a ser mapeada, sendo capaz de descrever a população geral da classe que representa (Foody & Mathur, 2004), aspectos esses que são contemplados na abordagem adotada no tratamento 4. Nesse sentido, percebe-se que o tratamento 3 perde a capacidade de reproduzir a variabilidade natural de uma classe ao adotar a informação contida em um pixel.

A adoção de medidas estatísticas tais como a mediana e moda, remove o efeito da correlação espacial existente na coleta de amostras em polígonos ou próximas entre si (Campbell, 1981; Labovitz & Masuoka, 1984; Gong & Howarth, 1990; Friedl et al., 2000 e Zhen et al., 2013), como nas abordagens realizadas nos tratamentos 1 e 2. Esses tratamentos utilizam todos os pixels de polígono na obtenção de informações e reconhecimento de padrões. Dessa forma, por se tratarem de pixels contíguos, há a presença do efeito de correlação espacial entre os pixels levando a geração de modelos não representativos e valores de acurácia e índice Kappa superestimados.

## **5. Conclusões**

Os resultados apresentados permitem concluir que o formato das amostras, polígono ou ponto, bem como são procedidas às etapas de treinamento e validação do modelo preditivo, causam influencia no desempenho da classificação de imagem.

Amostras coletadas em polígonos e posteriormente convertidas em pontos através das estatísticas mediana e moda, apesar de apresentarem os menores valores de acurácia e do índice Kappa são os mais adequados, por remover o efeito de auto correlação espacial e atender as premissas de independência e aleatoriedade.

A utilização de validação com dados externos mostra-se ser uma ferramenta necessária para a geração de modelos mais confiáveis no processo de classificação de imagens.

## **6. Referências Bibliográficas**

AMARAL, M.V.F.; SOUZA, A.L.; SOARES, V.P.; SOARES, C.P.B.; LEITE, H.G.; MARTINS, S.V.; FERNANDES FILHO, E.I. & LANA, J.M. (2009). Avaliação e comparação de métodos de classificação de imagens de satélites para o mapeamento de estádios de sucessão florestal. R. Árvore, 33(3), 575-582.

- ANDRADE, A.C.; FRANCISCO, C.N. & ALMEIDA, C.M. (2014). Desempenho de classificadores paramétrico e não paramétrico na classificação da fisionomia vegetal. *Rev. Bras. Cartografia*, 66 (2): 349 – 363.
- BAUER, E. & KOHAVI, R. (1999). An empirical comparison of voting classification algorithms: Bagging, boosting, and variants. *Machine Learning*, 36: 105– 142.
- BENGIO Y. & GRANDVALET, Y. (2004). No Unbiased Estimator of the Variance of K-Fold Cross-Validation. *J. Machine Learning Research*, 5:1089-1105.
- BENGIO, Y. & GRANDVALET, Y. (2005). Bias in Estimating the Variance of K-Fold Cross-Validation. *Statistical Modeling and Analysis for Complex Data Problems*, 1: 75-95.
- BREIMAN, L. (1996). Bagging procedures. *Machine Learning*, 24: 123–140.
- BREIMAN, L. (2001). Random forests. *Machine learning*, 45(1):5-32.
- CAMPBELL, J.B. (1981). Spatial correlation effects upon accuracy of supervised classification of land cover, *Photogramm. Eng. Remote Sensing*, 47(3):355-363.
- CAMPBELL, J.B. (1996). *Introduction to Remote Sensing*, The Guilford Press, New York, N.Y., 622p.
- CAMPBELL, J.B. (2003). *Introduction to remote sensing*. The Guilford Press, London, 3<sup>rd</sup> edition, 621p.
- CHEN, D. & STOW, D. (2002). The Effect of Training Strategies on Supervised Classification at Different Spatial Resolutions. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* 68:1155–1161.
- CHESTER, U. & RATSABY, J. (2013). Machine Learning for image classification and clustering using a universal distance measure. In: Brisaboa N., Pedreira O., Zezula P. (eds) *Similarity Search and Applications. SISAP 2013. Lecture Notes in Computer Science*, vol 8199. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 59-72.
- CONGALTON, R.G. & MEAD R.A. (1983). A quantitative method to test for consistency and correctness in photointerpretation. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 49(1): 69-74.
- CONGALTON, R.G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sens. Environ.* 37, 35–46.
- DINIZ, F.A.; MENDES NETO, F.M.; FONTES JÚNIOR, F.C.L. & LAYSA, M.O.F. (2013). RedFace: um sistema de reconhecimento facial baseado em técnicas de análise de componentes principais e auto faces: comparação com diferentes classificadores. *Revista Brasileira de Computação Aplicada (ISSN 2176-6649)*, Passo Fundo, 5(1):42-54.
- FOODY, G.M. & MATHUR, A. (2006). The use of small training sets containing mixed pixels for accurate hard image classification: Training on mixed spectral responses for classification by a SVM. *Remote Sens. Environ.* 103:179–189.
- FOODY, G.M. & MATHUR, A. (2004). Toward intelligent training of supervised image classifications: Directing training data acquisition for SVM classification. *Remote Sens. Environ.* 93:107–117.
- FOODY, G. (2002). Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sens. Environ.* 80:185–201.
- FRANKLIN, S.E. (1994). Discrimination of subalpine forest species and canopy density using digital CASI, SPOT PLA, and Landsat TM data. *Photogramm. Eng. Remote Sensing*, 60(10):1233-1241.
- FRIEDL, M.; WOODCOCK, C.; GOPAL, S.; MUCHONEY, D.; STRAHLER, A. & BARKER-SCAAF, C. (2000). A note on procedures used for accuracy assessment in land cover maps derived from AVHRR data. *Int. J. Remote Sens.* 21:1073–077.
- GENUER, R.; POGGI, J.M. & TULEAU-MALOT, C. VSURF. (2015) An R package for variable selection using Random Forests. *The R Journal*. 7(2):19-3.
- GONG, P. & HOWARTH, P.J. (1990). An assessment of some factors influencing multispectral land-cover classification. *Photogramm. Eng. Remote Sensing*. 56(5):597-603.

- GONG, P. & HOWARTH, P.J. (1992). Land-use classification of SPOT HRV data using a cover frequency method. *International Journal of Remote Sensing*. 13 (8):1459-1471.
- HAMMOND, T.O. & VERBYLA, D.L. (1996). Optimistic bias in classification accuracy assessment. *Int. J. Remote Sens.* 17, 1261–1266.
- JENSEN, J.R. (1996). *Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective*. Prentice Hall Inc.
- KLOIBER, S.; MACLOUD, R.; SMITH, A.; KNIGHT, J. & HUBERTY, B. (2015). A semi-automated, multi-source data fusion update of a wetland inventory for east-central Minnesota. *Wetlands*. 35:335–348.
- KOHAVI, R. (1995). A study of cross-validation and bootstrap for accuracy estimation and model selection. C.S. Mellish (Ed.), *Proceedings IJCAI-95*, Montreal, Que., Morgan Kaufmann, Los Altos, CA (1995), pp. 1137-1143.
- KULKARNI, A.C. & LOWE, B. (2016). Random forest algorithm for land cover classification. *International Journal on Recent and Innovation Trends in Computing and Communication*. 4:58-63.
- LABOVITZ, M.L. & MASUOKA, E.J. (1984). The influence of autocorrelation in signature extraction - an example from a geobotanical investigation of Cotter Basin, Montana. *International Journal of Remote Sensing*. 5(2):315-332.
- LAWRENCE, R.; BUNN, A.; POWELL, S. & ZAMBON, M. (2004). Classification of remotely sensed imagery using stochastic gradient boosting as a refinement of classification tree analysis. *Remote Sens. Environ.* 90: 331–336.
- LI, C.; WANG, J.; WANG, L.; HU, L. & GONG, P. (2014). Comparison of classification algorithms and training sample sizes in urban land classification with Landsat Thematic Mapper imagery. *Remote Sens.* 6: 964 - 983.
- LILLESAND, T.M.; KIEFER, R.W. & CHIPAN, J.W. (2004). *Remote sensing and interpretation*. 5ed. Madison: Wiley, 763p.
- LOPEZ-PAZ, D.; HENNIG, P. & SCHÖLKOPF, B. (2013). The randomized dependence coefficient. In: *Advances in Neural Information Processing Systems*, p. 1-9.
- LU, D. & WENG, Q. (2007). A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. *Int. J. Remote Sens.* 28(5):823-870.
- MURTY, P.S. & TIWARI, H. (2015). Accuracy Assessment of Land Use Classification-A Case Study of Ken Basin. *J. Civil Eng. Architect. Res.*, 2(12):1199-1206.
- MILLARD, K. & RICHARDSON, M. (2015). On the importance of training data sample selection in Random Forest image classification: A case study in Peatland ecosystem mapping. *Remote Sens.* 7:8489-8515.
- MITCHELL, T. M. (1980). *The need for biases in learning generalizations*, CBM-TR 5-110. New Brunswick, New Jersey, USA: Rutgers University, 3p.
- NATH, S.S.; KAR, J.; MISHRA, G.; CHAKRABORTY, S. & DEY, N. (2014). A survey of image classification methods and techniques. In: *2014 International Conference on Control, Instrumentation, Communication and Computational Technologies*. 554-557pp.
- NOVO, E.M.L.M. (2010). *Sensoriamento remoto: princípios e aplicações*. 4. ed. São Paulo: Blücher. 388 p.
- OPITZ, D. & MACLIN, R. (1999). Popular ensemble methods: An empirical study. *Journal of Artificial Intelligence Research*, 11:169–198.
- PAL, M. & MATHER, P. (2003). An assessment of the effectiveness of decision tree methods for land cover classification. *Remote Sens. Environ.* 86:554-565.
- RWANGA, S.S. & NDAMBUKI, J.M. Accuracy Assessment of Land Use/Land Cover Classification Using Remote Sensing and GIS. *International Journal of Geosciences*, 8:611-622.

- SEWELL, M. (2017). Ensemble Learning. Technical Report, Department of Computer Science, University College London; Available online at: [http://www.cs.ucl.ac.uk/fileadmin/UCL-CS/research/Research\\_Notes/RN\\_11\\_02.pdf](http://www.cs.ucl.ac.uk/fileadmin/UCL-CS/research/Research_Notes/RN_11_02.pdf). 2011.
- STEHMAN, S.V. & CZAPLEWSKI, R.L. (1998). Design and Analysis for Thematic Map Accuracy Assessment - an application of satellite imagery. *Remote Sens. Environ.* 64:331–344.
- STEHMAN, S.V. & WICKHAM, J.D. (2011). Pixels, blocks of pixels, and polygons: Choosing a spatial unit for thematic accuracy assessment. *Remote Sens. Environ.* 115:3044-3055.
- SOUZA, L.F.T. (2017). Modelagem de processos erosivos em áreas de contatos geológicos no Alto Paranaíba. Viçosa, Minas Gerais. 144p. (Dissertação de Mestrado)
- VIEIRA, C.A.O. (2000). Accuracy of remotely sensing classification of agricultural crops: a comparative study. Ph.D. Thesis, School of Geography, The University of Nottingham, Nottingham, UK.
- VIEIRA, C.A.O.; MATHER, P.M. & APLIN, P. (2004). Assessing the positional and thematic accuracy of remotely sensed data. In: *Proceedings XXth Congress of the International Society for Photogrammetry and Remote Sensing (ISPRS): Geo-imagery Bridging Continents*. 979-984p.
- ZHEN, Z.; QUAKENBUSH, L.; STEHMAN, S. & ZHANG, L. (2013). Impact of training and validation sample selection on classification accuracy assessment when using reference polygons in object-based classification. *Int. J. Remote Sens.* 34:6914–6930.

## ANEXO

**Table 1A.** Initial set of variables used to create the prediction model of land use and land cover by the RF

Covariate Name	Description	Type	Resolution/Original Scale
Band 1	Blue spectral band	Spectral <sup>1/</sup> (Landsat 5)	30 metres
Band 2	Green spectral band		
Band 3	Red spectral band		
Band 4	Near-infrared (NIR)		
Band 5	Mid-infrared		
Band 7	Mid-infrared		
Band 2	Blue spectral band		
Band 3	Green spectral band		
Band 4	Red spectral band		
Band 5	Near-infrared (NIR)		
Band 6	Shortwave infrared 1 (SWIR 1)		
Band 7	Shortwave infrared 2 (SWIR 2)		
Normalized Difference Vegetation Index - NDVI	Vegetation index	Spectral <sup>1/</sup>	30 metres
Soil Adjusted Vegetation Index - SAVI <sup>2/</sup>	Vegetation index adjusted for soil		
Difference between NDVI	Difference between NDVI Indexs from the end of the rainy season and the start of the dry period		
Ratio between NDVI	Ratio between NDVI Indexs from the end of the rainy season and the start of the dry period		
Difference between SAVI	Difference between SAVI Indexs from the end of the rainy season and the start of the dry period		
Ratio between SAVI	Ratio between SAVI Indexs from the end of the rainy season and the start of the dry period		
Geology	Map showing the geological formations		
Pedology	Soil map including second category soils	Pedology	1:250,000
	Soil map including soils dominated by another class		

Continued ...

**Table 1A. Cont.** Initial set of variables used to create the prediction model of land use and land cover by the RF

Covariate Name	Description	Type	Resolution/Original Scale		
Temperature	Mean monthly temperature for 1960 - 1990 Minimum monthly temperature for 1960 - 1990 Maximum monthly temperature for 1960 - 1990	Climate	1 km		
Precipitation	Mean monthly precipitation for 1960 - 1990				
Bioclimatic 1	Mean annual temperature				
Bioclimatic 2	Mean diurnal variation: [Monthly mean (Max. temp. - Min. temp.)]				
Bioclimatic 3	Isothermal: [(BIO 2/ BIO 7) * 100]				
Bioclimatic 4	Temperature seasonality (deviation * 100)				
Bioclimatic 5	Maximum temperature of the hottest month				
Bioclimatic 6	Minimum temperature of the coldest month				
Bioclimatic 7	Annual temperature range (BIO 5 - BIO 6)				
Bioclimatic 8	Mean temperature of the wettest quarter				
Bioclimatic 15	Precipitation seasonality (coefficient of variation)				
Bioclimatic 16	Precipitation of the wettest quarter				
Bioclimatic 17	Precipitation of the driest quarter				
Bioclimatic 18	Precipitation of the hottest quarter				
Bioclimatic 19	Precipitation of the coldest quarter				
	Digital Elevation Model			Topography	30 metres
	Declivity				
	Curvature				
	Relief shadow				
	Urban Area Euclidean Distance	Euclidian	1:100,000		
	Drainage Network Euclidean Distance	Distance			

<sup>1/</sup> The spectral covariates were obtained both at the end of the rainy period and at the beginning of the dry period, <sup>2/</sup> The SAVI index was generated with the L adjustment factor equal to 0.5.

### **CAPÍTULO III - Mudança espaço-temporal do uso e cobertura do solo em ambiente de ecótono na Amazônia Oriental**

**Resumo:** Objetivou-se monitorar o uso e cobertura do solo em área de transição Floresta Amazônica-Cerrado, para avaliar as alterações espaço temporais entre as áreas de vegetação nativa e pastagens, projetando, também, cenários futuros de uso e cobertura do solo frente as mudanças instituídas pela legislação ambiental recente. O processo de classificação utilizou 99 covariáveis preditoras, envolvendo dados espectrais, geológicos, pedológicos, climáticos, topográficos e distâncias euclidianas. A seleção de covariáveis foi realizada associando-se a análise de correlação não linear, através do Coeficiente de Dependência Aleatorizado e do método *Recursive Feature Elimination* (RFE) utilizando para tanto o algoritmo classificador *Random Forest*. A detecção de mudanças foi realizada utilizando análise de concordância. As situações futuras projetadas constituíram-se: (i) na continuidade de padrão de mudanças do uso e cobertura do solo identificado desde 1986 até 2015, desconsiderando as medidas previstas no novo código florestal (cenário 1-S1); e (ii) a implantação das áreas de reserva legal, delimitadas no CAR (Cadastro Ambiental Rural) dos imóveis inseridos na bacia do rio Lontra, conforme previsto no Artigo 12 do código florestal brasileiro (cenário 2-S2). A projeção dos cenários foi realizada utilizando o pacote LULCC (*Land Use and Land Cover Changes*) para o software R. A cobertura florestal entre 1986 – 2015 teve uma redução de 32,3 mil ha, enquanto que o uso com pastagens cresceu em aproximadamente 30 mil ha. A abordagem do S1 resultou em intensa conversão de cobertura natural em pastagens, passando a representar mais de 80% do uso e cobertura do solo, frente a 11,3% e 5,1% das florestas e Cerrado *Strictu Sensu*. Já o cenário S2, que aborda a aplicação da legislação florestal brasileira, possibilitou a recomposição da cobertura florestal em relação ao primeiro ano de monitoramento, cobrindo 29,5% da área da bacia.

**Palavras-chave:** Lei ambiental; cenários futuros; cobertura florestal; classificação de imagens; Random Forest

#### **1. Introdução**

As mudanças no uso e cobertura do solo (*Land Use and Land Cover Change - LULCC*) despertam preocupação da sociedade por décadas, desde a constatação de sua influência nos processos climáticos (Ewers & Bank-Leite, 2013; IPCC, 2014; Nóbrega, 2014; Silva et al., 2018; Silva & França, 2018). Os impactos da LULCC, em escala mais ampla, afetam significativamente a funcionalidade do ecossistema global (Lambin et al., 2003). O entendimento das alterações territoriais é fundamental para compreender os processos locais e a dinâmica dos mercados globais (Monteiro & Adami, 2016), pois as mudanças estão associadas ao contínuo crescimento da produção de alimentos (Lambin et al., 2003; Foley et al., 2005; Dirzo et al., 2014), principalmente em ambientes tropicais (Myers et al., 2000).



Análises de detecção de mudanças no uso e cobertura do solo são uma importante ferramenta para monitoramento da qualidade ambiental (Mubea et al., 2010; Hadeel et al., 2011; Beevi et al., 2015; Rahman et al., 2017) e crescimento dos centros urbanos, além de permitir o estudo da dinâmica das mudanças do uso e cobertura do solo a longo prazo. Nesse intuito, técnicas de sensoriamento remoto podem ajudar a desenvolver modelos para compreender e simular cenários de uso e cobertura do solo no futuro, auxiliando na tomada de decisões a respeito de políticas de gestão dos recursos naturais mais eficientes (Verburg et al., 2004; Ferreira, 2006; Verburg & Overmars, 2009; Pisiani et al., 2016). Os cenários futuros são modelados a partir da identificação dos padrões da dinâmica de mudança do uso e cobertura do solo ao longo de uma escala de tempo, condicionada por fatores direcionadores (*drivers*), mostrando a evolução espacial e temporal (Oliveira, 2015).

A dinâmica de alteração do uso e cobertura do solo é desencadeada, dentre outros motivos, por fatores políticos, sociais, econômicos (Browder, 1996; Ferraz et al., 2005). Entre as causas fundamentais das mudanças na cobertura do solo na região da Amazônia Legal está o desflorestamento para expansão da agropecuária (Krusche et al., 2005; Ferraz et al., 2005; Diniz et al., 2009), em especial da pecuária bovina. A conversão de extensas áreas de cobertura vegetal para expansão da agropecuária, tem seu histórico associado às políticas públicas de infraestrutura e de fomento à produção agrícola e pecuária (IBGE/IPEA, 1994; Becker, 2001).

Na Amazônia Legal, áreas de transição entre Floresta Amazônica-Cerrado são locais de tensão ecológica, especialmente por representarem ambientes de alta taxa de endemismo e de ocorrência de espécies raras (SEPLAN, 2011). Esses ambientes são importantes regiões ecológicas por possuírem ampla biodiversidade e hábitat para diversas espécies (Henry, 2003) com características únicas e próprias (Kark e Rensburg, 2006), sendo sensíveis a mudanças espaciais, temporais (Milan & Moro, 2016) e climáticas (Malanson, 1997). As consecutivas conversões de florestas em pastagens iniciadas antes da década de 70, tem promovido grande impacto no padrão de uso e cobertura do solo na área da bacia, bem como no funcionamento do ecossistema. Estudos de evolução da cobertura e uso do solo e suas consequências nessas áreas de transição e que estão sob pressão pela expansão da pecuária bovina são muito importantes e, junto com as projeções de cenários futuros possibilitam a previsibilidade das ações do homem e as consequências da implementação de leis com objetivos específicos.

A legislação ambiental no Brasil é uma das mais completas e avançadas do mundo. As leis foram criadas com o intuito de proteger o meio ambiente e reduzir ao mínimo as consequências de ações devastadoras. De acordo com o artigo 225 da Constituição Federal, “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso de uso comum

do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações” (Brasil, 2016). A reformulação do Código Florestal instituído pela Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965 visou garantir o direito fundamental a um meio ambiente ecologicamente equilibrado.

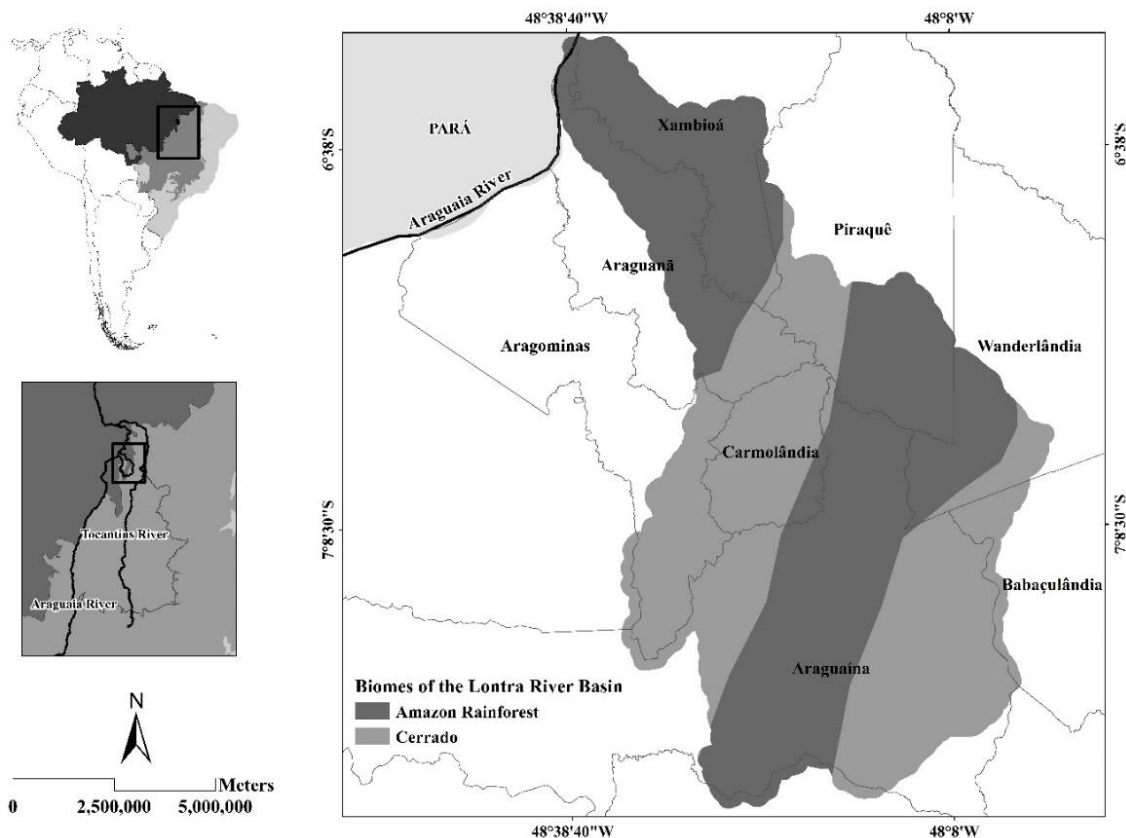
Na sua versão reformulada, a lei que o instituiu (nº 12.651, de 25 de maio de 2012) estabelece mudanças quanto às normas gerais sobre a proteção da vegetação nativa, incluindo áreas de preservação permanente (APPs) e de reserva legal. As APPs são definidas como áreas protegidas, cobertas ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas. As áreas de reserva legal são aquelas destinadas legalmente dentro de uma propriedade a serem mantidas intactas, com vegetação nativa, variável entre 20% a 80% dependendo do bioma (Alves, 2013). Apesar de todas as alterações, há dúvidas, no entanto, quanto à efetividade desses instrumentos, conforme previsto pela lei ambiental (Branca et al., 2016).

Nesse contexto, objetivou-se avaliar as alterações espaço-temporais entre as áreas de vegetação nativa e pastagens entre 1986 e 2015 na bacia do Rio Lontra, projetando também, cenários futuros de uso e cobertura do solo frente as mudanças instituídas pela legislação ambiental recente.

## **2. Materiais e Métodos**

### **2.1. Área de estudo**

A área de estudo é a bacia hidrográfica do rio Lontra (6°29'33" S e 7°31'34" S de latitude e 47°59'24" O e 48°38'27" O de longitude), localizada na região Norte do estado do Tocantins, inserida na Amazônia Legal e na região hidrográfica do Tocantins-Araguaia, abrangendo cerca de 3.870 km<sup>2</sup> (SEPLAN, 2002). O clima da região é o tropical tipo Aw, conforme *Köppen*, com estação seca no inverno e chuvosa no verão, precipitação média anual de 1.852 mm e evapotranspiração potencial entre 1.400 e 1.700 mm (SEMADES, 2011). Nesta bacia estão localizados os municípios de Aragominas, Araguaína, Araguañã, Babaçulândia, Carmolândia, Piraquê, Wanderlândia e Xambioá, os quais constituem um importante polo econômico na região (Figura 1).



**Figura 1.** Localização da área de estudo e tipos de biomas na bacia do rio Lontra.

## 2.2. Classificação de imagens e detecção de mudanças

A obtenção dos mapas de uso e cobertura se iniciou com a aquisição das imagens, expressas em reflectância com calibração radiométrica e correção atmosférica, diretamente do site do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS – “*United States Geological Survey*”) da Administração Nacional da Aeronáutica e Espaço (NASA – “*National Aeronautics and Space Administration*”) (USGS, 2015).

O período de monitoramento contemplou informações dos anos de 1986, 1990, 1993, 1999, 2004, 2010 e 2015, conforme a disponibilidade de imagens com reduzida cobertura de nuvens. Para a cobertura da área de estudo foram necessárias duas cenas nas órbitas/ponto 222/65 e 223/65, produtos dos sensores TM e OLI dos satélites Landsat 5 e 8, respectivamente. Duas imagens foram utilizadas para cada ano de monitoramento visando melhor distinção entre as possíveis classes de uso e cobertura do solo: uma do final do período chuvoso e outra do início do período seco (Tabela 1).

**Tabela 1.** Informações das imagens utilizadas para a classificação do uso e cobertura do solo na bacia do rio Lontra

Ano	Órbita/Ponto	Período	Data	Satélite/Sensor
1986	223/065	Chuvoso / Seco	30 Maio / 17 Julho	Landsat 5 / TM
	222/065	Chuvoso / Seco	23 Maio / 10 Julho	
1990	223/065	Chuvoso / Seco	10 Junho / 28 Julho	
	222/065	Chuvoso / Seco	19 Junho / 06 Agosto	
1993	223/065	Chuvoso / Seco	15 Abril / 05 Agosto	
	222/065	Chuvoso / Seco	10 Maio / 29 Junho	
1999	223/065	Chuvoso / Seco	19 Junho / 06 Agosto	
	222/065	Chuvoso / Seco	28 Junho / 30 Julho	
2004	223/065	Chuvoso / Seco	24 Maio / 12 Agosto	
	222/065	Chuvoso / Seco	31 Maio / 18 Agosto	
2010	223/065	Chuvoso / Seco	03 Julho / 05 Setembro	
	222/065	Chuvoso / Seco	26 Junho / 14 Setembro	
2015	223/065	Chuvoso / Seco	15 Junho / 11 Agosto	Landsat 8 / OLI
	222/065	Chuvoso / Seco	24 Junho / 18 Agosto	

As classes de mapeamento do uso e cobertura do solo contempladas na classificação de imagens foram: Floresta, Cerrado *Strictu Sensu*, Pastagem, Área Urbana e Corpos D'Água. Dessa forma, considerando as características espectrais das classes, foram amostrados nas imagens, aleatoriamente, um conjunto de 606 polígonos de tamanho médio de 12 pixels, após identificação dos padrões espectrais de cada classe com pontos de controle coletados em campo com GPS. As amostras foram particionadas aleatoriamente na proporção de 75% para o treinamento do classificador e 25% para validação dos modelos preditivos criados.

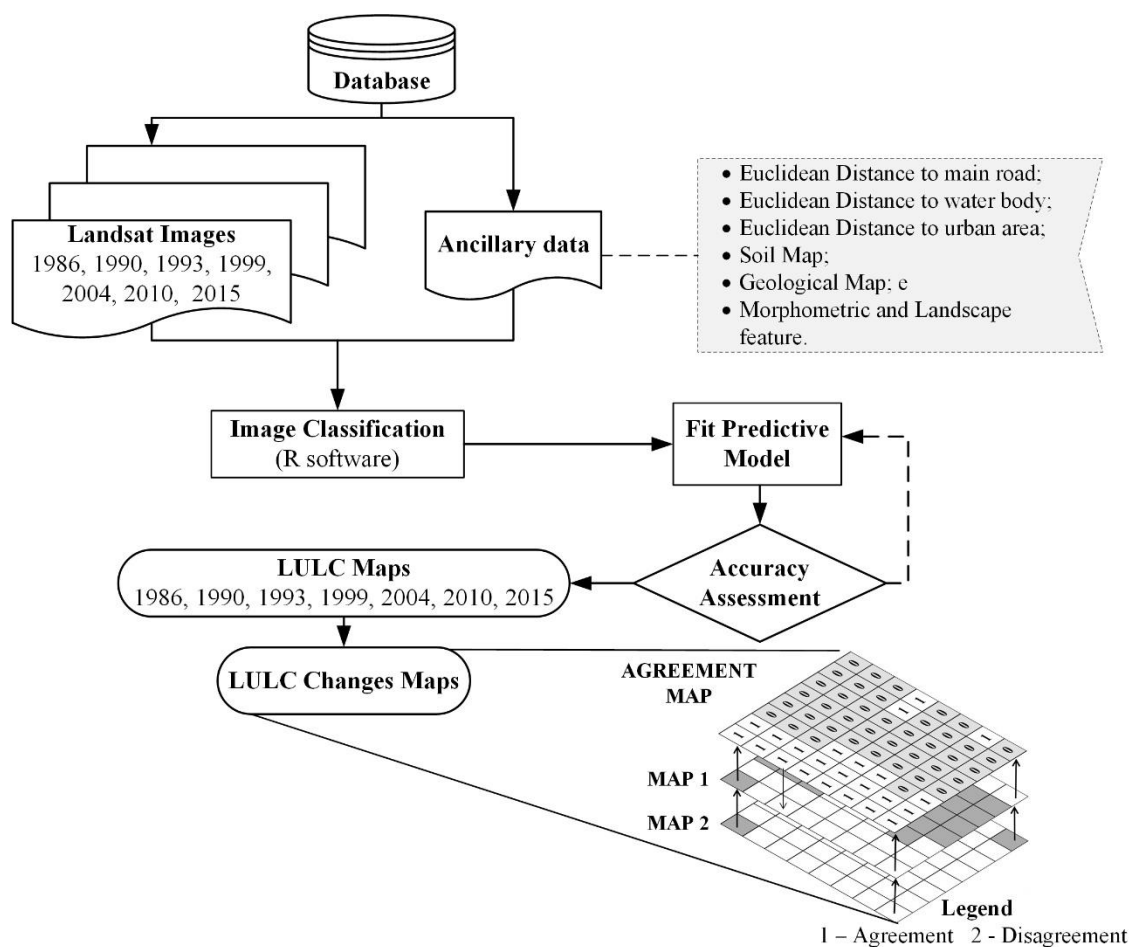
O processo de classificação de imagens contou com um conjunto de 99 covariáveis para geração do modelo de predição de uso e cobertura do solo, das quais 20 eram covariáveis espectrais oriundas das imagens Landsat. As restantes referem-se a geologia, pedologia, climatologia, topografia e medidas de similaridade na forma de distância euclidiana.

Inicialmente, as covariáveis foram submetidas a procedimento de eliminação daquelas redundantes utilizando a linguagem R. Para isso, as covariáveis categóricas como geologia e pedologia (classe de solos e inclusões) foram submetidas à análise de dissimilaridade, enquanto as numéricas foram correlacionadas não linearmente, de acordo com o Coeficiente de Dependência Aleatorizado (*Randomized Dependence Correlation - RDC*) (Lopez-Paz et al., 2013). Em seguida, as covariáveis restantes foram submetidas à seleção de importância, utilizando o método Recursive Feature Elimination (RFE) da biblioteca Caret (Kuhn et al., 2016). O RFE utilizou o algoritmo *Random Forest* que permitiu o ranqueamento das covariáveis baseadas na importância que cada variável tem para maximizar a acurácia da classificação feita

pelo modelo. Em seguida o RFE removeu as variáveis de baixa importância, objetivando criar um modelo mais simples sem perda perceptível da acurácia.

A verificação da qualidade dos mapas gerados foi realizada com base no índice Kappa (Congalton, 1991). Quando os valores de índice Kappa não eram considerados satisfatórios, repetiu-se todo o processo de classificação após refinamento do modelo, até alcançar melhores valores (Landis & Koch, 1977) (Figura 2).

Os mapas de detecção de mudanças foram obtidos a partir da análise de concordância o que consiste na sobreposição dos mapas de LULC preditos entre pares de anos e da avaliação pixel a pixel da classe apresentada (Figura 2). O resultado é apresentado na forma de um raster do tipo ausência e presença. Quando houver concordância entre as classes para um mesmo pixel, o valor 1 é atribuído, caso contrário, o valor 0 indica a discordância entre as classificações. A concordância entre os mapas revela a ausência de mudanças de uso e cobertura, enquanto que pixels com valor zero indicam as áreas onde ocorrem alterações para o período em avaliação (Figura 2).



**Figura 2.** Fluxograma da metodologia usada para obtenção dos mapas de uso e cobertura do solo e posterior, mapas de detecção de mudanças.

### 2.3. Cenários futuros e a legislação ambiental

Os cenários projetados visam descrever qualitativamente quais seriam as situações futuras possíveis do uso e cobertura do solo na Bacia do Lontra, baseados em uma visão ambiental. Nesse sentido, o ponto inicial da projeção dos cenários foi a adoção do código florestal brasileiro (Lei 12.651 de 25 de maio de 2012) como o fator condicionante das mudanças da tendência da dinâmica espaço-temporal do uso e cobertura do solo.

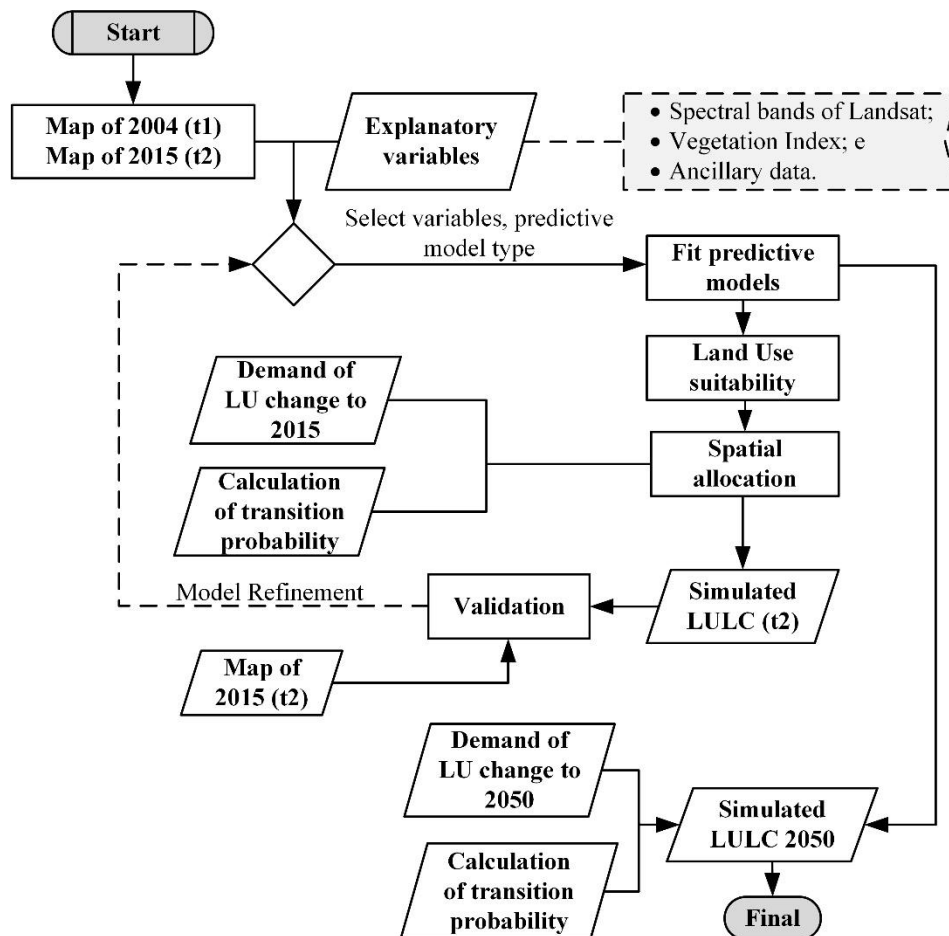
O código florestal brasileiro estabelece limites de uso das áreas dos imóveis rurais para que se mantenha o equilíbrio entre as dimensões ambiental e econômica na exploração agropecuária. Para tanto são determinadas as áreas de vegetação nativa que devem ser preservadas (reserva legal) e quais regiões são legalmente autorizadas a receber os diferentes tipos de produção rural (área de preservação permanente - APP). Os imóveis rurais que apresentarem área de reserva legal inferior ao que a lei exige, ficam obrigados a regularizar a situação, mediante a recomposição de vegetação nativa, regeneração natural ou compensação. Ressalta-se que é permitido o cômputo das APPs no cálculo da reserva legal.

Para o controle, monitoramento e combate ao desmatamento, bem como planejamento ambiental e econômico dos imóveis rurais, o código florestal brasileiro criou o Cadastro Ambiental Rural (CAR), no qual todos os imóveis rurais são obrigados a estar registrados. Outro objetivo do CAR é cadastrar as áreas de reserva legal e APPs, visando facilitar a fiscalização desses ambientes prioritários de preservação.

As situações futuras projetadas no presente trabalho constituíram-se: (i) na continuidade de padrão de mudanças do uso e cobertura do solo identificado desde 1986 até 2015, desconsiderando as medidas previstas no novo código florestal (cenário 1-S1); e (ii) a implantação das áreas de reserva legal, delimitadas no CAR dos imóveis inseridos na bacia do rio Lontra (SICAR, 2017), conforme previsto no Artigo 12 do código florestal brasileiro (cenário 2-S2).

O processo de projeção de cenários futuros foi realizado utilizando o pacote LULCC (*Land Use and Land Cover Changes*), tendo como dados de entrada os mapas de uso e cobertura do solo obtidos pela classificação das imagens (Figura 2). Para a criação do modelo foram utilizados dois mapas: um representando uma condição inicial (ano de 2004) e outro o tempo final (ano de 2015), sendo assim possível determinar as transições de uso e cobertura ao longo do período avaliado. Variáveis explicativas foram utilizadas a fim de facilitar a identificação dos padrões de mudanças, sendo elas, bandas espectrais dos satélites Landsat 5 e 8, índices de

vegetação (*Normalized Difference Vegetation Index* – NDVI e *Soil Adjusted Vegetation Index* - SAVI), modelo digital de elevação, distância das rodovias, dos corpos hídricos e, da área urbana, mapa de solos e a declividade.



**Figura 3.** Fluxograma da metodologia usada para obter os cenários futuros. Fonte: Adaptado de Moulds et al. (2015).

A validação dos cenários foi realizada pela comparação simultânea entre os mapas de referência dos tempos inicial (2004) e final (2015) e do mapa simulado no tempo final em múltiplas resoluções. A partir comparação entre mapas foram obtidas as fontes de concordância e discordância como indicativo da qualidade dos mapas gerados (Pontius Jr. et al., 2011).

### 3. Resultados e Discussão

#### 3.1. Uso e cobertura do solo entre 1986 e 2015

No período estudado (1986-2015), as pastagens foram o principal uso na bacia do rio Lontra, seguido das coberturas nativas Floresta e Cerrado *Strictu Sensu*. O incremento

expressivo desse uso ocorreu entre 2004 e 2010, alcançando os maiores valores de área, aproximadamente 272 mil hectares, frente a redução de 16,5 mil hectares de florestas, as quais passaram a cobrir 93,9 mil hectares em 2010 (Tabela 2). O aumento da área de pastagens reflete a recuperação econômica do país entre 2004-2008, com inflação declinante e crescimento do PIB (Produto Interno Bruto), em resposta a demanda externa exercida pelo aquecimento da economia internacional (Mattos, 2015). Essa retomada da economia propiciou a ampliação do consumo e a retomada dos investimentos, especialmente àqueles relacionados a expansão das áreas de pastagens.

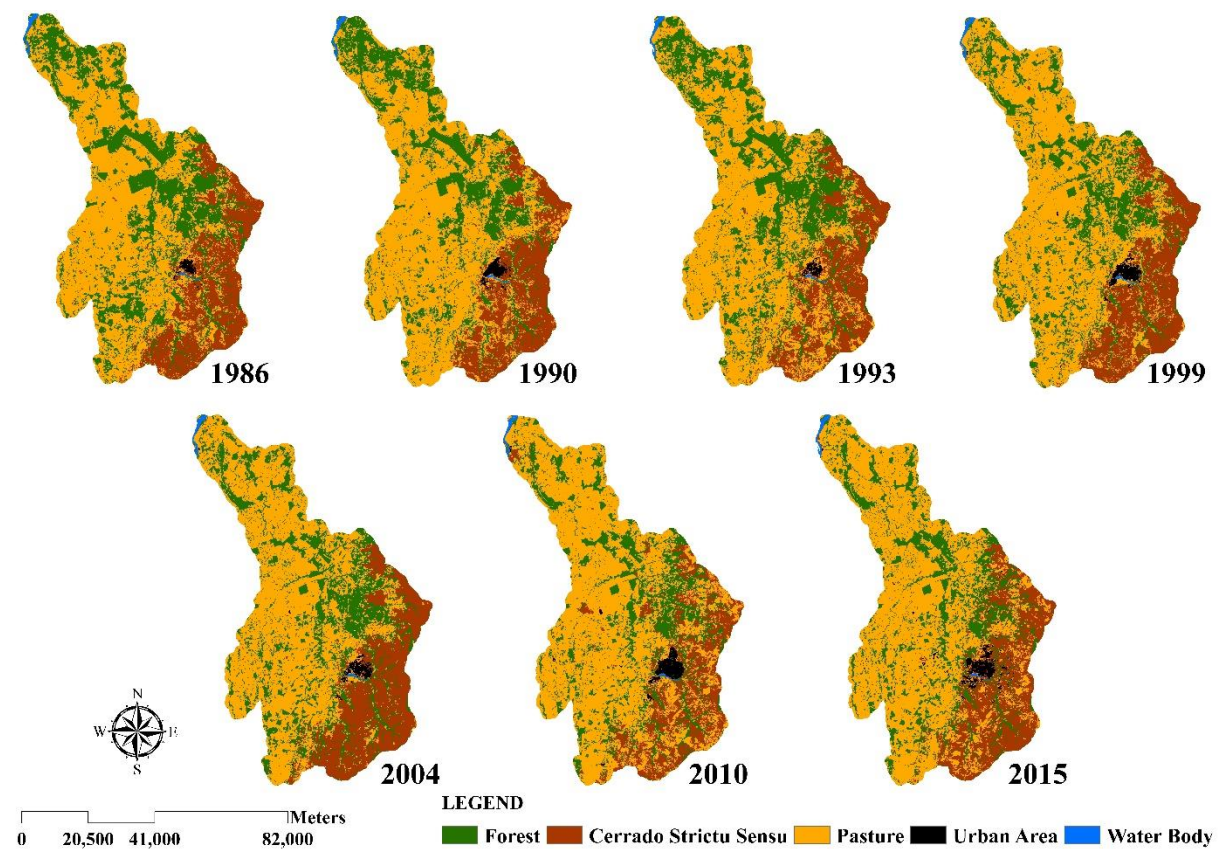
**Tabela 2.** Distribuição dos usos e coberturas do solo na bacia do rio Lontra em 1986, 1990, 1993, 1999, 2004, 2010 e 2015

Classes de Uso e Cobertura do Solo	Área do Uso e Cobertura do Solo (mil ha)						
	1986	1990	1993	1999	2004	2010	2015
Floresta	128,7	113,5	125,7	102,5	110,4	93,9	96,1
Cerrado <i>Strictu Sensu</i>	79,4	74,7	73,1	80,1	90,5	68,1	79,3
Pastagem	230,6	248,9	239,6	252,7	235,5	272,1	257,5
Área Urbana	1,8	3,2	1,7	4,6	3,4	5,8	7,2
Corpos D'Água	1,6	1,6	1,7	1,6	1,5	1,5	1,5

A Área Urbana mostrou comportamento instável de incrementos e decréscimos de área em consequência da dificuldade de classificação desse tipo de uso (Stathakis & Faraslis, 2014), considerando que os dados espectrais são limitados ao mapeamento das áreas urbanas, visto a variabilidade de coberturas (Zha et al., 2003). Todavia percebeu-se um crescimento linear, passando de 1,8 mil hectares em 1986, para 7,2 mil hectares em 2015.

Em 2010 houve conversão significativa do Cerrado *Strictu Sensu* em Pastagem, justificando a menor cobertura, para o período de avaliação, dessa fitofisionomia do Cerrado (68,1 mil hectares) (Figura 4).





**Figura 4.** Mapas de uso e cobertura do solo em 1986, 1990, 1993, 1999, 2004, 2010 e 2015.

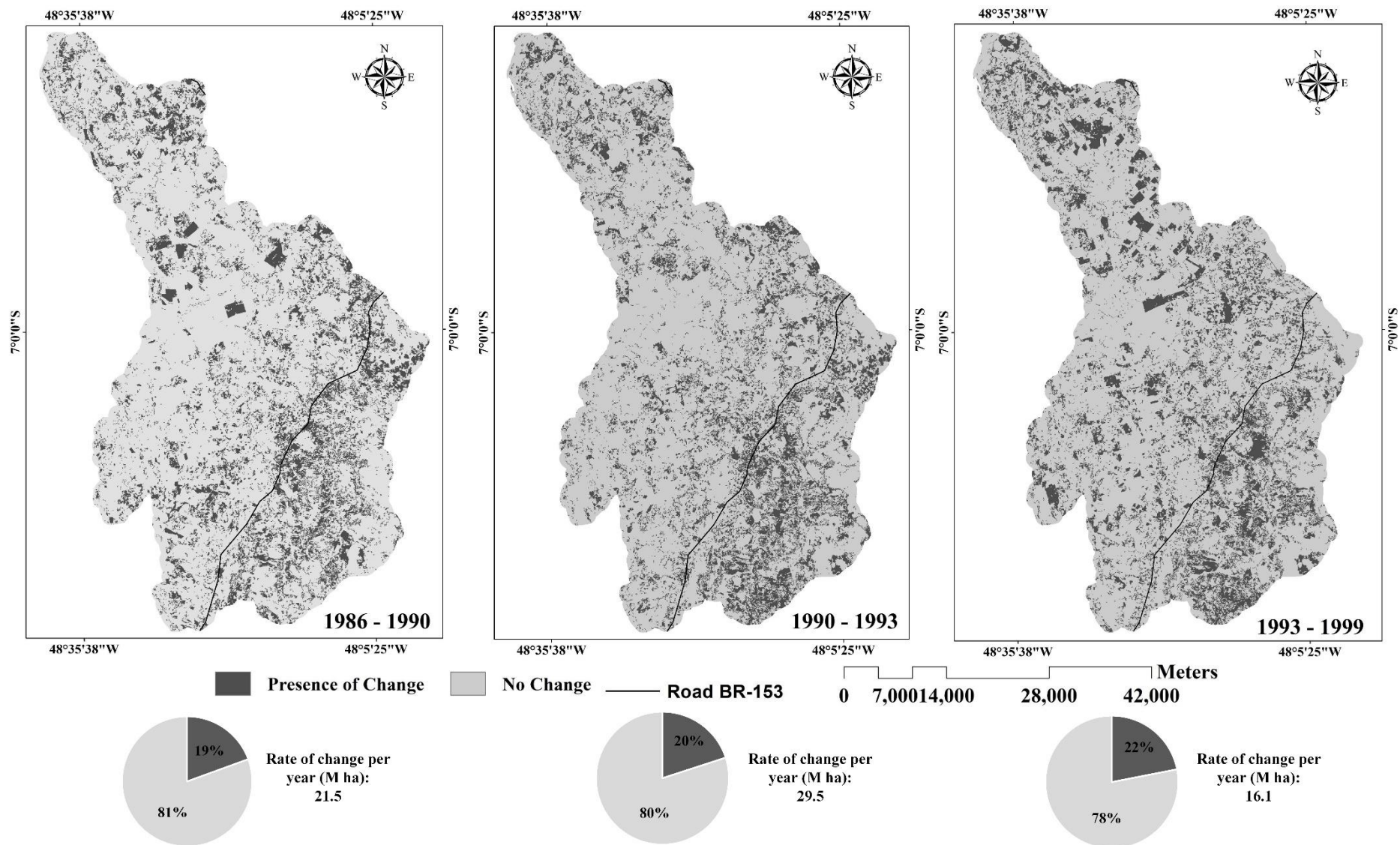
### 3.2. Distribuição espaço-temporal da mudança de uso e cobertura do solo

A identificação das alterações entre os usos e coberturas do solo, realizada pela análise de concordância, foi expressa em porcentagem de área alterada e, posteriormente, utilizada para obtenção das taxas de mudanças ao ano (mil hectares ano<sup>-1</sup>) em cada período avaliado. Essa abordagem de avaliação anual das mudanças de uso do solo tornou possível a comparação direta entre os pares de ano 1986 – 1990, 1990 – 1993, 1993 – 1999, 1999 – 2004, 2004 – 2010 e 2010 – 2015 (Figura 5).

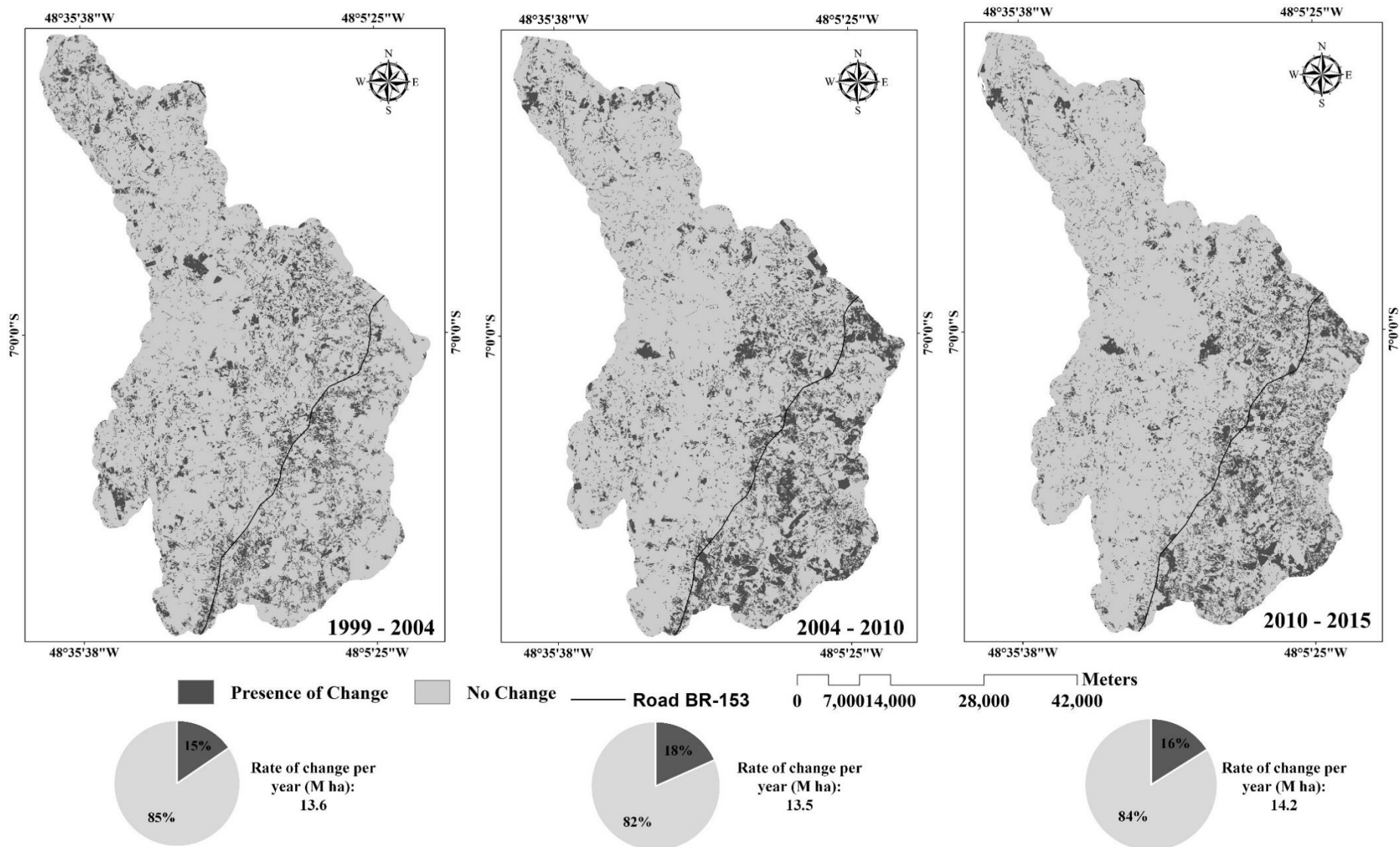
As alterações ocorridas no período de 1986 – 1990 concentraram-se na região sudeste da bacia, sob forte influência da construção da rodovia BR-153 na década de 1970 (Figura 5). O norte do estado do Tocantins, onde está inserida a bacia do rio Lontra, teve o processo de ocupação acelerado com a construção da rodovia nessa época, como reflexo do projeto “Marcha para o Oeste” iniciado no governo de Getúlio Vargas (1930 - 1945), o qual objetivava integrar o interior com o restante do País (Philippe, 1988; Silva, 1996; Aquino, 2002). Associa-se a degradação da vegetação natural da Amazônia brasileira à construção de rodovias e a criação de polos de desenvolvimento no processo de ocupação (Machado, 1998; Alves et al., 1999;

Alves, 2002; Soares Filho et al., 2005; Alves et al., 2009; Santos et al., 2015). O corte ilegal de madeira é a principal razão pelo declínio da cobertura florestal nas bacias hidrográficas (Tanvir et al., 2006; Butt et al., 2015).

A ocupação da região noroeste e oeste da bacia foi anterior ao restante da bacia, em função da proximidade dos rios Araguaia e Tocantins, basicamente pela maior facilidade de locomoção das pessoas e mercadorias, sendo suporte para a formação de uma rede de integração (Brito & Lamoso, 2011). No final do século XVIII a pecuária expandia-se em todas as regiões do vale do Tocantins e Araguaia (Rodrigues & Oliveira, 2013). A ocupação da região noroeste e norte também foi favorecida pelas particularidades dos solos presentes, predominantemente Latossolos e Argissolos, em muitos aspectos mais favoráveis às atividades agropecuárias que os Neossolos Quartzarênicos dominantes na região sudeste da bacia (SEPLAN, 2015). Esse padrão de mudança de uso e cobertura do solo está em concordância com os estudos realizados na China (Liu et al., 2003; Liu et al., 2010), onde constatou-se que a mudança de uso está associada a variáveis econômicas e geográficas (Li et al., 2013).



**Figura 5.** Mapas de detecção de alterações do uso do solo, porcentagens de áreas alteradas e inalteradas e taxas de mudanças de uso do solo anuais para os períodos 1986 -1990, 1990 – 1993, 1993 – 1999, 1999 – 2004, 2004 – 2010 e 2010 - 2015. Continua...



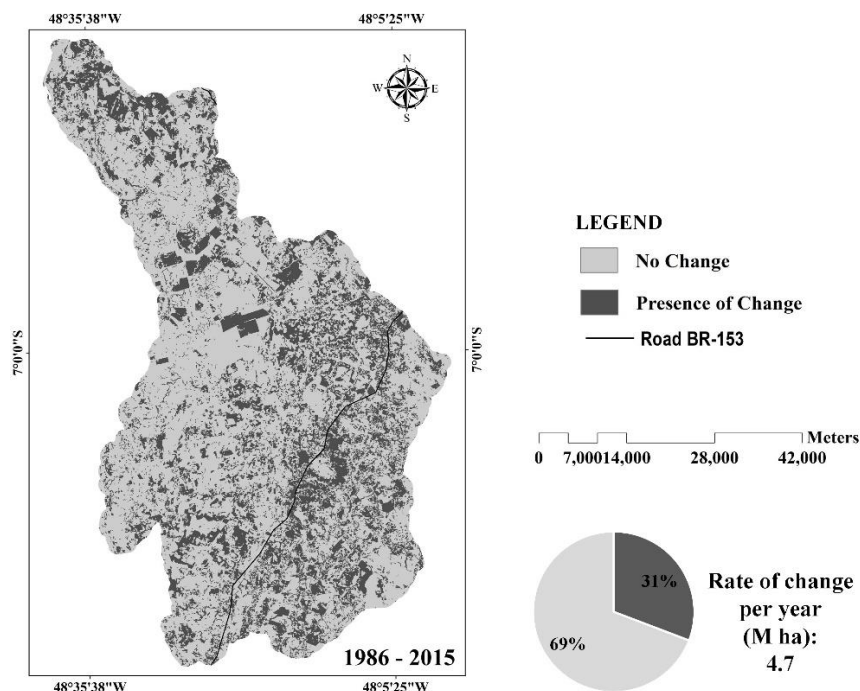
**Figura 5.** Mapas de detecção de alterações do uso do solo, porcentagens de áreas alteradas e inalteradas e taxas de mudanças de uso do solo anuais para os períodos 1986 -1990, 1990 – 1993, 1993 – 1999, 1999 – 2004, 2004 – 2010 e 2010 - 2015.

No período de 1990–1993 há intensas alterações na região sudeste, contudo a superioridade das taxas de mudanças ao ano nesse período (29,5 mil ha ano<sup>-1</sup>) está relacionada às alterações mais distribuídas na bacia (Figura 5). O mapa de mudanças do período de 1990–1993 indica que elas correspondem a vários pixels descontínuos ao longo de toda a extensão da bacia, culminando em um montante de áreas alteradas elevado (Figura 5). Comportamento contrário ao de 1990–1993 foi observado no período seguinte, 1993–1999, tendo sido constatadas as menores taxas de mudanças (16,1 mil ha ano<sup>-1</sup>). Os fragmentos de área com alterações de uso eram constituídos pelas maiores quantidades de pixels contínuos, representando alterações localizadas de grandes dimensões, características do início do processo de desflorestamento (Metzger et al., 2007), o que foi semelhante ao ocorrido entre 2004 e 2010, ocasião em que foram observados 13,5 mil ha associados às mudanças de uso. Todavia, as mudanças em cada um desses períodos concentraram-se em regiões distintas, de tal forma que, apesar das alterações terem ocorrido em toda bacia entre 1993–1999, as conversões mais expressivas foram ao norte da bacia. Por outro lado, no período de 2004–2010, as mudanças tenderam a acontecer nas regiões leste e sudeste, áreas de domínio dos Neossolos Quartzarênicos sob vegetação nativa de Cerrado *Strictu Sensu* (Figura 5). Esse comportamento de mudanças de uso e coberturas manteve-se no período seguinte, 2010–2015, com taxas mais acentuadas e em torno de 14,2 mil ha.

Verificou-se que, a partir de 2004–2010, as mudanças de uso tenderam a se concentrar nas regiões leste e sudeste da bacia, o que pode indicar uma possível consolidação dos usos e coberturas existentes nas regiões norte e oeste da bacia, cujo domínio é de solos de boa qualidade física, no caso Latossolos Vermelho-Amarelo, comparativamente aos existentes na região leste e sudeste, no caso Neossolo Quartzarênicos (Lepsch, 1991; Ker et al., 1992; Spera et al., 1999; Zuo et al., 2008; Sales et al., 2010). Nesse contexto, a pressão para abertura de novas áreas de pastagem passou a ocorrer em áreas de vegetação nativa, com solos de baixa aptidão agrícola e de uso restrito (Sales, 2010), uma vez que a capacidade de expansão de novas áreas de pastagens sobre a floresta tornou-se reduzida, dada a pequena expressividade de cobertura florestal, após o início do processo de ocupação da bacia.

No período de avaliação, 1986–2015, a mudança de uso e cobertura no território da bacia foi de 136 mil ha (31%), indicando uma taxa média de conversão de 4,7 mil ha ano<sup>-1</sup> (Figura 6). Ressalta-se, ainda, que as conversões ocorreram em áreas contínuas de grandes extensões ao norte da bacia, configurando padrão de desmatamento.

Os tipos de uso e cobertura do solo na bacia já se apresentavam consolidados, em grande parte antes de 1986 (Figura 4). Em adição, percebeu-se pelo mapa de detecção de mudanças (Figura 6), que as áreas de pastagens, implantadas a mais de 30 anos, assim permaneceram no período de monitoramento. Por outro lado, a região sudeste da bacia, onde dominam Neossolos Quartzarênicos sob Cerrado *Strictu Sensu*, mostra-se em contínua alteração do uso e cobertura do solo (Figura 5 e 6).



**Figura 6.** Mapa de detecção de alteração do uso do solo, porcentagens de áreas alteradas e inalteradas e taxas de mudanças de uso do solo ao ano para o período de monitoramento 1986-2015.

### 3.3. Dinâmica da mudança do uso e cobertura do solo entre 1986 e 2015

Na análise da dinâmica dos usos e coberturas do solo foram consideradas apenas três classes de maior área de ocupação (98%), no caso Florestas, Cerrado *Strictu Sensu* e Pastagens (Tabela 3).

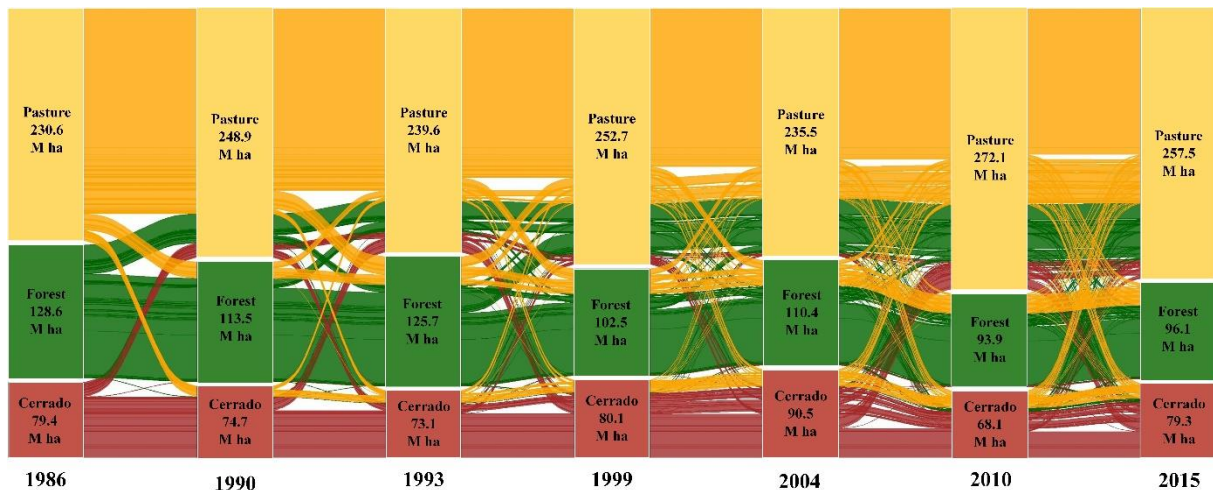
No ano de 1986, as pastagens representavam pouco mais de 230,6 mil ha (52%) do uso do solo na bacia do rio Lontra, enquanto que as florestas e o Cerrado *Strictu Sensu* cobriam aproximadamente 128,6 mil ha (29,1%) e 79,4 mil ha (18%), respectivamente (Figura 5). Após quatro anos, as pastagens apresentaram saldo positivo de ganho de área (19 mil ha), uma vez consideradas as conversões para Floresta (20 mil ha) e Cerrado *Strictu Sensu* (13 mil ha) (Tabela 3), totalizando 248,9 mil hectares em 1993. Em contrapartida, a Floresta e Cerrado

*Strictu Sensu* apresentaram reduções de 14,6 e 4,5 mil ha, o que representou um aumento das áreas de pastagens ao custo da redução de 19 mil hectares de vegetação nativa (Figura 7). Em estudo avaliando as principais causas do desmatamento das florestas tropicais, Gibbs et al. (2010) encontrou o mesmo padrão de substituição da floresta na Ásia, América Central, América do Sul e na África, onde a maior parte das áreas de agricultura e pecuária são oriundas de cobertura florestal nativa.

**Tabela 3.** Área de mudança (mil ha) e proporção de mudança (%) das principais transições de uso e cobertura do solo para os períodos: 1986-1990; 1990-1993; 1993-1999; 1999-2004; 2004-2010; 2010-2015; 1986-2015

Principais Transições de uso e cobertura do solo	Período entre as imagens													
	1986-1990		1990-1993		1993-1999		1999-2004		2004-2010		2010-2015		1986-2015	
	mil ha	%	mil ha	%	mil ha	%	mil ha	%	mil ha	%	mil ha	%	mil ha	%
Floresta em Pastagem Cerrado	34,6	7,8	19,3	4,4	42,6	9,7	22,3	5,0	23,5	5,3	9,1	2,1	56,1	12,7
<i>Strictu Sensu</i> em Pastagem	17,5	3,9	19,6	4,4	11,9	2,7	2,5	0,6	33,5	7,6	16,2	3,7	19,7	4,5
Pastagem em Floresta	20,0	4,5	32,2	7,3	20,3	4,6	26,4	6,0	10,0	2,3	14,8	3,4	29,1	6,6
Pastagem em Cerrado <i>Strictu Sensu</i>	13,0	2,9	16,8	3,8	19,6	4,4	15,7	3,6	9,4	2,1	24,1	5,5	17,1	3,9

Na década de 1980, a pecuária ganhou notoriedade como reserva de valor (De Zen & Barros, 2005), ao passo que as trocas de moedas e as elevadas taxas de inflação criaram incertezas na economia brasileira, tornando-a atrativa para investimentos até 1994. Por outro lado, Fearnside (2005) relata que entre os anos de 1987 e 1991, o país passava por uma recessão econômica, a qual explica a queda nos índices de desmatamento. Nesse período os fazendeiros não tinham condições de expandir as áreas desmatadas, nem os governos recursos para a construção de rodovias e projetos de assentamentos.



**Figura 7.** Diagrama Sankey para comparação da dinâmica de mudança de uso e cobertura do solo (M ha – mil hectares) entre as classes Floresta, Cerrado *Strictu Sensu* e Pastagem em 1986, 1990, 1993, 1999, 2004, 2010 e 2015.

No período seguinte, 1990 e 1993, apesar de ainda ser de valorização e crescimento do setor pecuário, o uso do solo com pastagens sofreu significativa redução comparado ao período anterior (-10,1 mil ha), passando a cobrir 239,6 mil ha (55%). A redução das áreas de pastagem esteve associada a conversão de 32 mil hectares de pastagens em florestas e 16,8 em Cerrado *Strictu Sensu*. O aumento da cobertura florestal para 125,7 mil ha foi tão significativo que ficou em condição próxima ao início do período de monitoramento (Figura 7). Esses resultados sugerem que pastagens tenham sido abandonadas para investimento em atividades mais lucrativas na época, favorecendo a regeneração da vegetação nativa. A regeneração natural em pastagens depende da proximidade da fonte de propágulos (Mesquita et al., 2001; Florentine & Westbrooke, 2004), de maneira que a extensão das áreas de pastagem limita a chegada de propágulos às bordas das florestas (Wieland et al., 2011). Assim, considerando que as florestas representam a maior parte da cobertura vegetal nativa, o aumento de sua cobertura pode estar claramente relacionado ao poder de regeneração natural (Rocha, 2014).

Na década de 1990, o setor madeireiro se destacou entre as atividades econômicas mais lucrativas (Homma, 2011), superando o pecuário. De acordo com dados do IBGE (1997), o apogeu de exportação de madeira ocorreu em 1992, quando mais de 70% da madeira teve como origem o norte do país, permitindo associar o abandono de áreas de pastagens à lucratividade da atividade madeireira.

O plano de estabilização econômica, implantado em 1994, refletiu positivamente na economia, aumentando a disponibilidade de crédito agrícola. O aumento do capital para os



fazendeiros foi um incentivo para o desmatamento de novas áreas (Fearnside, 2005). Associado a esse momento econômico, o desenvolvimento de novas tecnologias, profissionalização do mercado e a segmentação da produção e do consumo, favoreceram a qualificação da cadeia produtiva da carne para os mercados nacional e internacional (Polaquini et al., 2006). Esses fatores refletiram no uso da bacia, sendo que, entre o período de 1993-1999, o aumento das áreas de pastagens equivaleu a 14,6 mil ha (Tabela 2), ocupando mais de 57% do território da bacia em 1999 (252,7 mil ha, Figura 7). O crescimento das áreas de pastagens ocorreu à custa da perda aproximada de 42,6 mil ha de cobertura florestal (Tabela 3).

A criação da Área de Proteção Ambiental (APA) das Nascentes de Araguaína, em 1999, contribuiu para o aumento de 10,4 mil ha de Cerrado *Strictu Sensu* entre 1999 e 2004 (Figura 5). Entretanto, o crescimento urbano irregular dentro da APA (Silva, 2014) e a pressão pela expansão das pastagens levaram a perdas de áreas de Cerrado *Strictu Sensu* nos períodos seguintes (Figura 7).

A partir do ano 2000, o cenário mundial da produção de carne bovina favoreceu o mercado nacional frente aos demais países produtores. A Europa iniciava a luta contra a doença da “Vaca Louca”, enquanto a Argentina enfrentava crises sanitárias, em virtude de surtos de febre aftosa, e econômica. Tais fatos contribuíram para aumento das exportações da carne bovina brasileira, o que esteve atrelado ao aumento da demanda de área de pastagem, já que o rebanho bovino no Brasil é conduzido, em sua maioria, sob sistema extensivo (De Zen & Barros, 2005; Polaquini, et al., 2006). Os reflexos desse cenário da pecuária bovina foram observados no uso e cobertura do solo entre os anos de 2004 a 2010. Nesse período, a taxa de conversão de cobertura vegetal nativa para pastagens foi próxima de 57 mil ha, dos quais 23,5 mil ha foram de Floresta e 33,5 mil ha de Cerrado *Strictu Sensu* (Tabela 3), o que corresponde a 9,5 mil ha ao ano. Em virtude desse intenso desmatamento, o ano de 2010 foi o que apresentou a menor cobertura de florestas (93,9 mil ha) e de Cerrado *Strictu Sensu* (68,1 mil ha) (Figura 5).

Nos anos de 2010 a 2015, as pastagens reduziram em 14,6 mil ha, passando a representar 58,3% (257,5 mil ha) da área total da bacia em 2015 (Figura 7). Em contrapartida houve aumento de 13,6 mil ha da cobertura de vegetação nativa, sendo 5,7 mil ha de florestas e 7,9 mil ha de Cerrado *Strictu Sensu* (Tabela 3). Essas mudanças ocorreram sobretudo ao sudeste da bacia, região em que o processo de uso e ocupação ainda se apresentava reduzido (Figura 5).

O Cerrado *Strictu Sensu* ocorre predominantemente sobre os Neossolos Quartzarênicos, onde há espécies resistentes a estresse hídrico e de baixa exigência quanto a nutrientes. A

ocupação dessa região com pastagens começou após as áreas de domínio dos Latossolos serem convertidas para pastagens, geralmente sob Floresta Amazônica e o Cerrado Denso. Entretanto, devido à elevada demanda de insumos, nessa região de Cerrado *Strictu Sensu*, as áreas destinadas à atividade pecuária são pequenas e, em alguns casos, abandonadas, tornando-se áreas de regeneração de vegetação nativa.

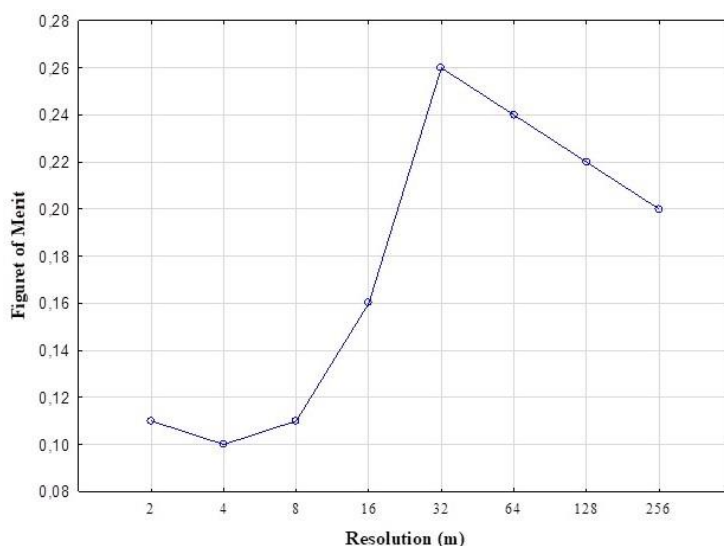
O aumento das áreas de pastagens, durante os 29 anos de monitoramento, considerando apenas as principais transições (Floresta - Pastagem e Cerrado *Strictu Sensu* – Pastagem), foram de aproximadamente 29,2 mil ha, 6,7% da área total da bacia (Tabela 3). Por outro lado, as coberturas com Florestas e Cerrado *Strictu Sensu*, foram reduzidas em 27 e 2,6 mil ha, respectivamente.

A maior taxa de conversão de uso e cobertura do solo entre os anos de 1986 e 2015 foi de floresta para pastagens, aproximadamente 56 mil ha (12,7%) (Tabela 3), o que era esperado pois a atividade econômica principal da bacia é a agropecuária, em grande parte extensiva (Santos, 2010). A expansão e manutenção da atividade pecuária no período estudado na Amazônia Oriental está associada ao ambiente favorável ao desenvolvimento de espécies forrageiras, como *Brachiaria Brizantha*, caracterizada por ser de baixo custo para implantação e manejo, além de resistente a pragas (Piketty et al., 2004). Outro fator determinante, para o sucesso da pecuária nessa região da Amazônia Oriental, é a aptidão dos solos, Latossolos e Argissolos, em sustentar a atividade por longos períodos, corroborando com o comportamento observado por Mather & Needle (1998). Para estes autores, a conversão de florestas em áreas de agrícolas é reflexo da procura de solos de melhor aptidão para o cultivo, de maneira que o uso é otimizado para o maior aproveitamento dos recursos oferecidos pelos solos.

De maneira geral, percebe-se que a dinâmica de alteração da cobertura florestal é controlada pelo fluxo de pessoas, bens e dinheiro, que por sua vez são influenciados por fatores endógenos, isto é, nacionais (Kozak & Szwagrzyk, 2016) como políticas-públicas, fatores socioeconômicos, demandas de mercado e reforma agrária (Dong et al. 2011; Alcantara et al. 2013). Nesse sentido, Mather & Needle (1998) sugerem que o estudo das alterações da cobertura florestal deve ser realizado em nível regional e/ou nacional. Dadas as limitações técnicas, financeiras e políticas para formulação de políticas de gestão ambiental, abordagens de escala regional tornam-se poderosas ferramentas para tomadas de decisão em escalas maiores (Sayer et al., 2013; Schielein & Börner, 2018).

### 3.4. Acurácia das predições

A acurácia do modelo de detecção de mudanças pode ser avaliada pela razão entre as áreas de mudanças preditas corretamente e os tipos de erros possíveis (Pontius Jr. et al., 2007; Pontius Jr. et al., 2008; Pontius Jr. et al., 2011), sendo que os valores variam de 0, quando os mapas referência e predito são totalmente diferentes, a 1, quando os mapas de referência e preditos são totalmente iguais (“*Figure of Merit*”). Todavia, a obtenção de valores de acurácia próximos de 1, está condicionada a situações que apresentem maior intensidade de mudanças na área de estudo. Portanto, torna-se possível compreender a obtenção de acurácia de 0,25 (Figura 8), visto que apenas 20% da área teve alteração do uso e cobertura do solo, entre os mapas de 2004 e 2015, corroborando com os resultados obtidos por Pontius Jr. et al. (2018).



**Figura 8.** Acurácia da predição dos cenários futuros (*figuret of merit*) em função da resolução.

### 3.5. Uso e cobertura do solo nos cenários futuros

As áreas totais dos cenários que simulam a continuidade das condições de uso atuais de cobertura (Cenário 1 – S1) e a aplicação da legislação florestal brasileira (Cenário 2 – S2) em 2050 na bacia do rio Lontra, são apresentados na tabela 4.

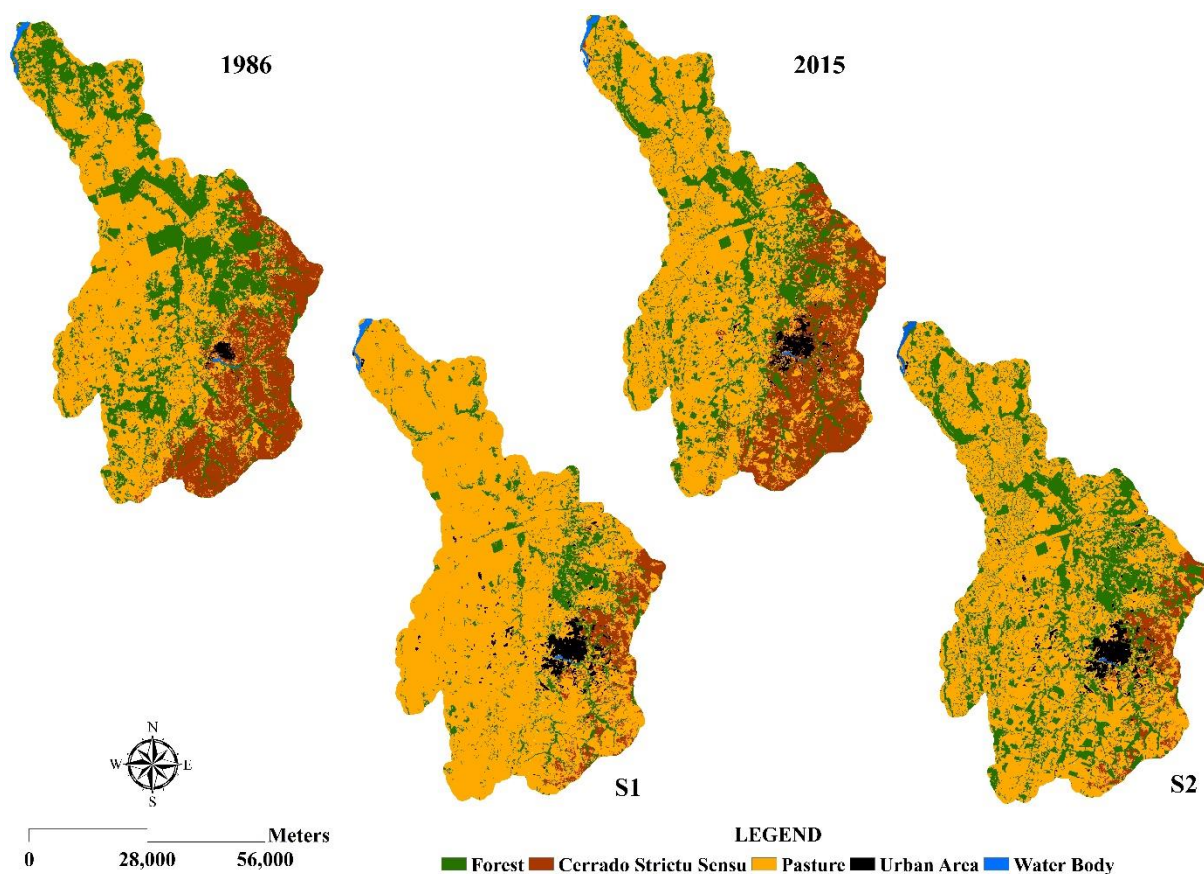
O cenário S1 aponta a tendência de redução da cobertura florestal (Floresta Ombrófila e Cerrado Denso) para 49,8 mil ha em 2050, ou seja, somente 11,3 % da bacia, o que equivale a 17,8% e 10,5% a menos que 1986 e 2015, respectivamente. As pastagens passam a representar mais de 80% do território da bacia, enquanto que em 1986 e 2015 correspondiam a 52,2% e 58,3%, respectivamente (Tabela 4).

**Tabela 4.** Uso e cobertura do solo na bacia do rio Lontra em 1986, 2015, S1 e S2

Classes de Uso e Cobertura do Solo	Área da classe de uso e cobertura do solo							
	1986		2015		S1		S2	
	mil ha	%	mil ha	%	mil ha	%	mil ha	%
Floresta	128,6	29,1	96,1	21,8	49,8	11,3	130,3	29,5
Cerrado <i>Strictu Sensu</i>	79,4	18,0	79,3	18,0	22,6	5,1	18,9	4,3
Pastagem	230,6	52,2	257,5	58,3	356,1	80,7	279,9	63,4
Área Urbana	1,8	0,4	7,2	1,6	11,5	2,6	11,1	2,5
Corpos D'Água	1,6	0,4	1,5	0,3	1,6	0,4	1,5	0,3

No segundo cenário (S2) constatou-se a projeção de aumento expressivo da cobertura florestal em relação a 2015, passando de 96,1 mil ha (21,8%) em 2015, para 130,3 mil ha (29,5%) em 2050, valor superior ao mapeado para 1986 (128,7 mil ha). Apesar do aumento da cobertura florestal, o cenário S2 mostrou que as pastagens irão ter incremento de 22,4 mil ha em relação a 2015, revelando o aumento da pressão sobre as áreas de Cerrado *Strictu Sensu* (Figura 9), já que este será suprimido em 60,4 mil ha comparado a 2015 (Tabela 4). Outro aspecto a ser considerado é que a regeneração da cobertura florestal não condiciona de imediato o restabelecimento da biodiversidade, uma vez o valor biológico de florestas secundárias é inferior a ecossistemas florestais intactos (Vaca et al., 2012; Silva et al., 2017), revelando que embora haja recomposição da cobertura florestal, a restauração ecológica é dependente do tempo.

Os mapas de uso e cobertura do solo para 1986, 2015 e os dois cenários simulados (S1 e S2) (Figura 9) permitem observar o avanço das pastagens sobre o Cerrado *Strictu Sensu* e melhor visualizar os valores apresentados na Tabela 3. Apesar de S2 ser uma abordagem com respaldo da legislação ambiental, percebe-se que as delimitações de reserva legal como previstas no artigo 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, apontam a maior vulnerabilidade das áreas de Cerrado *Strictu Sensu*, pois se tornam alternativas para implantação de novas pastagens. Assim neste cenário, torna-se possível identificar os impactos da lei ambiental e a identificação de áreas prioritárias para proteção e ação do governo, como proposto por Schielein & Börner (2018) por meio dos mapas de fronteira.



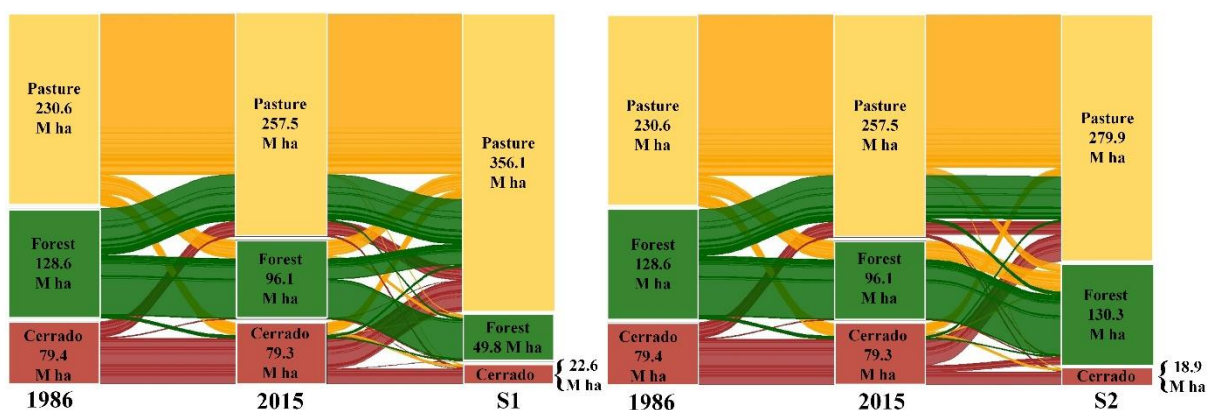
**Figura 9.** Mapas de uso e cobertura do solo em 1986, 2015, S1 e S2.

A área urbana mostrou tendência de expansão comparado ao ano de 2015 em ambos cenários projetados (Figura 9), aumentando em torno de 3,9 e 4,2 mil ha, respectivamente em S1 e S2 (Tabela 4). Ressalta-se ainda, que esse crescimento está condicionado a região central de Araguaína, não havendo crescimento expressivo da área urbana dos demais municípios pertencentes a bacia do rio Lontra (Figura 9).

### 3.6. Dinâmica da mudança do uso e cobertura do solo nos cenários futuros

A análise das alterações entre as classes Pastagem, Floresta e Cerrado *Strictu Sensu* nos anos de 1986, 2015 e no cenário S1 revelou a conversão de área significativa de Cerrado *Strictu Sensu* em pastagens, superando os valores de conversão de florestas para pastagens (Figura 10), comprovando o observado na figura 9. Já no cenário S2, percebeu-se a regeneração de grandes áreas de florestas, anteriormente pastagens, o que justifica o percentual de florestas (29,5%), alcançado nessa abordagem.

O percentual de cobertura florestal entre 1983 e 2015 é relativamente estável (Tabela 4) na bacia do rio Lontra. Todavia com a demanda por alimento e crescimento da população estimadas para 2050 (FAO, 2009; Godfray et al., 2010; Tilman et al., 2001; Tilman et al., 2011), associadas ao declínio da fertilidade do solo e aumento das áreas degradadas (FAO & ITPS, 2015), compreende-se a tendência de incremento nas taxas de conversão de Florestas em Pastagens projetada no S1. As estimativas globais do uso e cobertura do solo para 2050, revelam que a agricultura e pastagem serão responsáveis pela perda de  $10^9$  ha de ecossistemas naturais nos países em desenvolvimento, o que corresponde à metade das áreas com aptidão agrícola do mundo (Alexandratos, 1999; Tilman et al., 2001). Dada a disponibilidade de solos de boa aptidão agrícola na América Latina e África Central Subsaariana, espera-se que essa expansão ocorra predominantemente nessas regiões (Tilman et al., 2001).



**Figura 10.** Diagrama Sankey para comparação da dinâmica de mudança de uso e cobertura do solo (M ha – mil hectares) entre as classes Floresta, Cerrado *Strictu Sensu* e Pastagem em 1986, 2015, S1 (à esquerda) e S2 (à direita).

Conforme o artigo 15 da Lei 12.651, é permitido o cômputo das áreas de preservação permanente (APPs) no cálculo do percentual da reserva legal do imóvel. Portanto, dada a existência de numerosos corpos hídricos e olhos d'água na região sudeste da bacia, sob domínio do Cerrado *Strictu Sensu*, torna-se possível compreender parte do fluxo de área das pastagens para as florestas, bem como a existência de alterações de Cerrado *Strictu Sensu* para florestas (Figura 10).

Os cenários projetados revelam que, independente da abordagem de mudanças adotada, S1 ou S2, a drástica redução da cobertura vegetal nativa da bacia do rio Lontra causará danos em todo o ecossistema e respectivas comunidades vegetais (Laurance, 2000), como nos processos dinâmicos da vegetação e restrições ao fluxo gênico decorrentes da redução e

isolamento da vegetação natural, isto é, da fragmentação de habitat. Concomitantemente aos danos à vegetação, ocorreram também danos a sobrevivência de polinizadores, dispersores, folívoros mais sensíveis à fragmentação, tais como os polinizadores especialistas, raros ou endêmicos (Scariot et al., 2003). No cenário S1, esses impactos serão mais pronunciados nas florestas, dada a intensa remoção dessa classe de cobertura do solo, enquanto no cenário S2, apesar das florestas tenderem ao maior percentual de cobertura, comparado ao período monitorado (1986 – 2015), 3,7 mil ha de Cerrado *Strictu Sensu* irão ser convertidos em pastagens (Figura 10), mostrando que as delimitações de reserva legal, como definidas em lei, criam restrições apenas às áreas de florestas, movendo a pressão da expansão das pastagens para o Cerrado *Strictu Sensu*.

Nas florestas tropicais e nos cerrados, grandes áreas estão sendo convertidas em pastagens ou monoculturas, o que promove a alocação dos fragmentos de habitat próximo a áreas abertas favorecendo a mudança no microclima, na estrutura e nos processos dinâmicos da vegetação. Tais fatores, tornam o meio inapropriado para diversas espécies de organismos (Scariot et al., 2003), na qual a coexistência de um grande número de espécies será improvável (Rodrigues & Nascimento, 2006). O efeito das mudanças climáticas associadas as invasões de espécies e à fragmentação de habitats pode agravar as perdas de diversidade, vez que muitas espécies podem ser incapazes de migrar entre os fragmentos para alcançar melhores tipos de solos e condições climáticas.

#### **4. Conclusões**

O processo ocupação da bacia do rio Lontra ocorreu mais intensamente antes de 1986, iniciado nas regiões norte e oeste com conversão de áreas de mata em pastagens. Já nas regiões leste e sul tiveram o processo de ocupação intensificado mais recente, a partir de 2004, com conversão da vegetação do Cerrado *Strictu Sensu* em pastagens. Assim, a bacia apresentou dois momentos distintos de ocupação, o primeiro iniciado no início da década de 1970 nas regiões norte e oeste devido à proximidade dos rios Tocantins e Araguaia, e o segundo intensificado no século XX em reflexo da consolidação dos usos na parte norte e oeste.

Em relação aos cenários futuros para 2050, a abordagem do S1 resultou em intensa conversão de cobertura natural em pastagens, passando a representar mais de 80% do uso e cobertura do solo, frente a 11.3% e 5.1% das florestas e Cerrado *Strictu Sensu*. Já o cenário S2, que aborda a aplicação da legislação florestal brasileira, possibilitou a recomposição da

cobertura florestal em relação ao primeiro ano de monitoramento, cobrindo 29.5% da área da bacia. Todavia, o S2 mostrou avanço das pastagens sobre o Cerrado *Strictu Sensu*, promovendo redução de 13.7% da cobertura comparado a 2015.

A legislação ambiental brasileira ainda precisa de ajustes que otimizem o monitoramento e conservação de áreas de vegetação nativa, o que as tornam frágeis a intervenção antrópica.

Os cenários projetados revelam a necessidade de estudos para avaliar os efeitos da mudança de uso e cobertura do solo, especialmente para a transição de floresta para pastagem, sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, visando a criação de políticas e estratégias de conservação ambiental.

## 5. Referências Bibliográficas

- ALBUQUERQUE, A.R.C. (2012). Bacia hidrográfica: unidade de planejamento ambiental. *Revista Geonorte, Edição Especial*, 4(4):201–209.
- ALCANTARA, C.; KUEMMERLE, T.; BAUMANN, M.; BRAGINA, E.V.; GRIFFITHS, P.; HOSTERT, P. & KNORN, J. (2013). Mapping the extent of abandoned farmland in Central and Eastern Europe using MODIS time series satellite data. *Environmental Research Letters*. 8 (3): 035035.
- ALEXANDRATOS, N. (1999). World food and agriculture: outlook for the medium and longer term. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 96:5908-5914.
- ALVES, D.S. (2002). Space-times dynamics of deforestation in Brazilian Amazon. *International Journal of Remote Sensing*, 23(14): 2903-2908.
- ALVES, D.S.; MORTON, D.C.; BATISTELLA, M.; ROBERTS, D.A. & SOUZA JUNIOR, C. (2009). The changing rates and patterns of deforestation and land use in Brazilian Amazonia. *Geophysical Monograph Series*, 186:11-23.
- ALVES, D.S.; PEREIRA, J.L.G.; SOUSA, C.L.; SOARES, J.V. & YAMAGUCHI, F. (1999). Characterizing landscape changes in central Rondônia using Landsat TM imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 20(14): 2877-2882.
- ALVES, I. (2013). O Novo Código Florestal. Disponível em: <https://isabellealves.jusbrasil.com.br/artigos/111697485/o-novo-codigo-florestal>. Acesso em: 20 maio 2018.
- AQUINO, N. A. de. A construção da Belém – Brasília e suas implicações no processo de urbanização do estado do Tocantins. In: GIRALDIN, O. (Org) *A (Trans) Formação Histórica do Tocantins*. Goiânia: Editora UFG, 2002.
- ARAÚJO, L.E.; SANTOS, M.J.; DUARTE, S.M. & OLIVEIRA, E.M. Impactos ambientais em bacias hidrográficas – Caso da Bacia do Rio Paraíba. *Tecnológica*, Santa Cruz do Sul, 13(2):109-115, 2009.
- BARUQUI, A.M. & FERNANDES, M.R. (1985). Práticas de conservação do solo. *Belo Horizonte. Informe Agropecuário*, Belo Horizonte. 11(128):55-69.
- BECKER, B.K. (2001). Revisão das Políticas de Ocupação Amazônica: É Possível identificar Modelos para projetar Cenários? *Parcerias Estratégicas*. 12:135-159.



- BEEVI, N.H.; SIVAKUMAR, S. & VASANTHI, R. (2015). Land use /land cover classification of Kanniykumari Coast, Tamilnadu, India. Using remote sensing and GIS techniques. *International Journal of Engineering Research and Applications*. 5(7), 78–87.
- BETTS, R.A., MALHI, Y. & ROBERTS, T. (2008). The future of the Amazon: new perspectives from climate, ecosystem and social sciences. *Phil. Trans. R. Soc. B.*, 363:1729-1735.
- BRANCALION, P.H.S.; GARCIA, L.C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R.R.; PILLAR, V.D. & LEWINSOHN, T.M. (2016). A critical analysis of the Native Vegetation Protection law of Brasil (2012): updates and ongoing initiatives. *Natureza & Conservação*. 14(1):1-15.
- BRASIL. (2016). Constituição da República Federativa do Brasil: texto constitucional promulgado em 5 de outubro de 1988, com as alterações determinadas pelas Emendas Constitucionais de Revisão nos 1 a 6/94, pelas Emendas Constitucionais nos 1/92 a 91/2016 e pelo Decreto Legislativo no 186/2008. – Brasília: Senado Federal, Coordenação de Edições Técnicas. 496p.
- BRITO, E.P. & LAMOSO, L.P. (2011). Formação regional do sudeste da Amazônia Oriental. Uma fronteira econômica na Amazônia. *Escritas*, 3:120-134.
- BROWDER, J.O. (1996). Reading colonist landscapes: social interpretations of tropical forest patches in an Amazonian frontier. In: SCHELHAS, J., GREENBERG, R. (Eds.), *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Island Press, Washington, DC, p. 498.
- BUTT, A., SHABBIR, R., AHMAD, S.S. & AZIZ, N. (2015). Land use change mapping and analysis using remote sensing and GIS: A case study of Simly watershed, Islamabad, Pakistan. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences*, 18:251-259.
- CARVALHO, R.G. (2014). As bacias hidrográficas enquanto unidades de planejamento e zoneamento ambiental no Brasil. *Cadernos Prudentino de Geografia, Presidente Prudente, Volume especial*, 36:26-43.
- CONGALTON, R. G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37(1):35–46.
- COUTINHO, L.M. (1977). Aspectos ecológicos do fogo no Cerrado Strictu Sensu. II - As queimadas e a dispersão de sementes em algumas espécies anemocóricas do estrato herbáceo-subarbustivo. *Bol. Botânica, Univ. S. Paulo*, 5:57-64.
- CUBA, N. (2015). Research note: Sankey diagrams for visualizing land cover dynamics. *Landscape and Urban Planning*, 139:163–167.
- DE ZEN, S. & BARROS, G.S.C. (2005). Formação de preços do boi, uma perspectiva histórica. *Visão Agrícola*, 3:120-123.
- DINIZ, M.B., OLIVEIRA JUNIOR, J.N., TROMPIERI NETO, N. & DINIZ, M.J.T. (2009). Causas do desflorestamento da Amazônia: uma aplicação do teste de causalidade de Granger acerca das principais fontes de desflorestamento nos municípios da Amazônia Legal brasileira. *Nova Economia*, 19 (1): 121-151,.
- DIRZO, R., YOUNG, H.S., GALETTI, M., CEBALLOS, G., ISAAC, N.J.B. & COLLEN, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*. 345:401–406.
- DONG, J.; LIU, J.; YAN, H.; TAO, F. & W. KUANG. (2011). Spatio-temporal pattern and rationality of land reclamation and cropland abandonment in mid-eastern Inner Mongolia of China in 1990–2005. *Environmental Monitoring and Assessment*. 179 (1–4): 137–53.
- EWERS, R.M. & BANKS-LEITE, C. (2013). Fragmentation impairs the microclimate buffering effect of tropical forests. *Plos One*, 8(3):1-7.
- FAO & ITPS. (2015). Status of the World’s Soil Resources (SWSR) – Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy. 648p.
- FAO. (2009). Global agriculture towards 2050. In: High Level Expert Forum – How to Feed the World in 2050. Rome. 4p.

- FEARNSIDE, P.M. (2003). A floresta Amazônia nas mudanças globais. Manaus, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (Inpa), 134p.
- FERNANDES, M.R. & SILVA, J. C. (1994). Programa Estadual de Manejo de Sub-Bacias Hidrográficas: Fundamentos e estratégias - Belo Horizonte: EMATERMG. 24p.
- FERRAZ, S.F.B.; VETTORAZZI, C.A.; THEOBALD, D.M. & BALLESTER, M.V.R. (2005). Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. *Forest Ecology and Management*. 204:67-83.
- FERREIRA, C.S. (2006). Avaliação temporal do uso e ocupação das terras na bacia do rio São Bartolomeu, DF. Brasília, 131p. (Dissertação de Mestrado)
- FERREIRA, G.H.S. (2015). Aplicação do algoritmo para detecção de mudanças em dados contínuos do sensor MODIS na bacia hidrográfica do Alto Xingu - MT como auxílio à gestão territorial. Brasília, Distrito Federal, 46p. (Monografia)
- FERREIRA, L.V.; VENTICINQUE, E. & ALMEIDA, S. (2005). O desflorestamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. *Estudos Avançados*, 19(53):157-166.
- FILET, M. (1995). Análise de capacidade de suporte ambiental. In: TAUKE-TORNISIELO, S.M. (Org.). *Análise ambiental: estratégias e ações*. São Paulo: T.A Queiroz, p.73:76.
- FLORENTINE, S.K. & WESTBROOKE, M.E. (2004). Restoration on abandoned tropical pasturelands - do we know enough? *Journal for Nature Conservation*. 12: 85– 94.
- FOLEY, J.A.; FRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G, CARPENTER SR, CHAPIN, F.S.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCHARIK, J.C.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRETICE, I.C.; RAMANKUTTY, N. and SNYDER, P.K. (2005). Global consequences of land use. *Science*. 309:570–574.
- GIBBS, H.K.; RUESCH, A.S.; ACHARD, F.; CLAYTON, M.K.; HOLMGREN, P.; RAMANKUTTY & FOLEY, J.A. (2010). Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Science*. 107(38):16732-16737.
- GODFRAY, H.C.J.; BEDDINGTON, J.R.; CRUTE, I.R.; HADDAD, L.; LAWRENCE, D.; MUIR, J.F.; PRETTY, J.; ROBINSON, S.; THOMAS, S.M. & TOULMIN, C. (2010). Food security: the challenge of feeding 9 billion people. *Science*, 327:812-818.
- GOMES, C.R.; JACOBINI, L.; SILVA, D.D.; GLERIANI, J.M and MARQUES, F.A. (2009). Influência das mudanças no uso e ocupação do solo no comportamento hidrológico da bacia do Rio Muricizal. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Campo Grande, MS.
- HADEEL, A.S.; JABBAR, M.T. & XIAOLING, C. (2011). Remote sensing and GIS application in the detection of environmental degradation indicators. *Geo-spatial Information Science*. 14, 39–47.
- HENRY, R. (2003). Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos. Ed. Rima, São Carlos, 350p.
- HOMMA, A.K.O. (2011). Madeira na Amazônia: extração, manejo ou reflorestamento? *Amazônia: Ci. & Desenv.*, 7(13):147-161.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE) e INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA) - IBGE/IPEA. (1994). Diagnóstico Geoambiental e Socioeconômico: Área de influência da BR-364, Trecho Rio Branco/Cruzeiro do Sul. Projeto de Proteção do Meio Ambiente e das Comunidades Indígenas II – PMACI II. Rio de Janeiro: IBGE. 144 p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Anuário Estatístico do Brasil. Rio de Janeiro, 1981-1997 (vários anos).
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Disponível em:

- <http://cidades.ibge.gov.br/xtras/uf.php?lang=&coduf=17&search=tocantins>. Acesso em: 30 abr. 2017.
- IPCC. (2014). Intergovernmental Panel on Climate Change. WGII AR5 technical summary climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. EUA: IPCC.
- KARK, S. & RENSBURG, B.J. (2006). Van Ecotones: Marginal or central areas of transition? *Israel Journal of Ecology and Evolution*. 52: 29-53.
- KER, J.C.; PEREIRA, N.R.; CARVALHO JÚNIOR, W. & CARVALHO FILHO, A. (1992). Cerrados: solos, aptidão e potencialidade agrícola. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO NO CERRADO, 1990, Goiânia. Anais... Goiânia. p.1-31.
- KOZAK, J. & SZWAGRZYK, M. (2016). Have there been forest transitions? Forest transitions theory revisited in the context of the modifiable areal unit problem. *Area*. 48, Issue 4, 504-512.
- KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, M.V.R; VICTORIA, R.L.; BERNARDES, M.C.; LEITE, N.K.; HANADA, L.; VICTORIA, D.C.; TOLEDO, A.M.; OMETTO, J.P.; MOREIRA, M.Z.; GOMES, B.M.; BOLSON, M.A.; GOUVEIA NETO, S.; BONELLI, N.; DEEGAN, L., NEILL, C.; THOMAS, S.; AUFDENKAMPE, A.K. & RICHEY, J.E. (2005). Effects of land use changes in the biogeochemistry of fluvial systems of the Ji-Paraná river basin, Rondônia. *Acta Amazônica*. 35(2):192-205.
- KUHN; M.; WING, J.; WESTON, S.; WILLIAMS, A.; KEEFER, C.; ENGELHARDT, A.; COOPER, T.; MAYER, Z.; KENKEL, B.; BENESTY, M.; LESCARBEAU, R.; ZIEM, A.; SCRUCICA, L.; TANG, Y. & CANDAN, C. (2016). Caret: Classification and Regression Training. R package version 6.0-71. Available in: <https://CRAN.R-project.org/package=caret>.
- LAMBIN, E.F.; GEIST, H.J. & LEPEERS, E. (2003). Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28:205-241.
- LANDIS, R. & KOCH, G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*. 33(1):159-174.
- LAURANCE, W. F. (2000). Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends in Ecology and Evolution* 15:134-135.
- LEPSCH, I.F. (Coord.). (1991). Manual para levantamento utilitário de meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso: 4ª aproximação. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 175p.
- LI, M.; WU, J. & DENG, X. (2013). Identifying drivers of land use change in China: a spatial multinomial logit model analysis. *Land Economics*. 89(4):632-654.
- LIMA, D. & POZZOBON, J. (2005). Amazônia socioambiental. Sustentabilidade ecológica e diversidade social. *Estudos Avançados*, 19(54): 45-76.
- LIU, J.; LIU, M.; ZHUANG, D.; ZHANG, Z. & DENG, X. (2003). Study on spatial pattern of land use change in China during 1995–2000. *Science in China (Series D)*. 46(4):373-84.
- LIU, J.; ZHANG, Z.; XU, X.; KUANG, W.; ZHOU, W.; ZHANG, S.; LI, R.; YAN, C.; YU, D.; WU, S. & JIANG, N. (2010). Spatial patterns and driving forces of land use change in China during the early 21st century. *Journal of Geographical Sciences*. 20(4):483–94.
- LOPEZ-PAZ, D.; HENNIG, P. & SCHÖLKOPF, B. (2013). The randomized dependence coefficient. In: *Advances in Neural Information Processing Systems*, p. 1-9.
- MACHADO L. (1998). A fronteira agrícola na Amazônia. In: Becker BK, Christofletti A, Davidoch FR, Geiger RPP, editores. *Geografia e meio ambiente no Brasil*. São Paulo: Hucitec, p. 181-217.
- MALANSON, G.P. (1997). Effects of feedbacks and seed rain on ecotone patterns. *Landscape Ecology*, 330: 481-495, 1997.
- MATHER, A.S. & NEEDLE, C.L. (1998). The forest transition: a theoretical basis. *Area*. 30:117–24.

- MATTOS, F.A.M. (2015). Avanços e dificuldades para o mercado de trabalho. *Estudos Avançados*, 29(85):69-85.
- MESQUITA, R.C.G.; ICKES, K.; GANADE, G. & WILLIAMSON, G.B. (2001). Alternative successional pathways in the Amazon Basin. *Journal of Ecology*, 89: 528–537.
- METZGER, J.P.; FONSECA, M.A.; OLIVEIRA FILHO, F.J.B. & MARTENSEN, A.C. (2007). O uso de modelos em ecologia de paisagens. *Megadiversidade*, 3(1-2):64-73.
- MILAN, E. & MORO, R.S. (2016). O conceito biogeográfico de ecótono. *Terr@Plural*, 10(1):75-88.
- MONTEIRO, C.W.B. & ADAMI, M. (2016). Relação entre a idade do desflorestamento e o uso e ocupação da terra das áreas desflorestadas no estado do Pará. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Belém.
- MUBEA, K.W.; NGIGI, T.G. & MUNDIA, C.N. (2010). Assessing application of Markov chain analysis in predicting land cover change: a case study of Nakuru municipality. *Journal of Agriculture, Science and Technology*, 12(2):126–144.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B. & KENT, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772):853–858.
- NASA. (2017). Landsat top 10: International deforestation patterns in Tropical Rainforests. Available: < [https://www.nasa.gov/mission\\_pages/landsat/news/40th-top10-amazon.html](https://www.nasa.gov/mission_pages/landsat/news/40th-top10-amazon.html)>. Accessed in: 30 march 2018.
- NASCIMENTO, I.V. (2001). Cerrado Strictu Sensu: o fogo como agente ecológico. *Territorium: Revista Portuguesa de riscos, preservação e segurança*, n. 8, p. 25:35.
- NÓBREGA, R.S. (2014). Impactos do desmatamento e de mudanças climáticas nos recursos hídricos na Amazônia Ocidental utilizando modelo SLURP. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 29, n. esp., 111 - 120p.
- OLIVIERA, M.A. (2015). Modelagem dinâmica espacial das classes de uso e cobertura da terra de Venâncio Aires/RS. 80p. (Monografia de Graduação)
- PHILIPPE, L. (1988). Diversidade da Fronteira Agrícola na Amazônia. In: ALBERTIN, C. (Org) *Fronteiras*. Brasília: Ed Universidade de Brasília; ORSTOM, AC.
- PIKETTY, M.G.; VEIGA, J.B.; TOURRAND, J.F.; ALVES, A.M.; POCCARD-CHAPUIS, R.; THALES, M.C.; HOUSTIOU, N.; ENTURIERI A. Por que a pecuária está avançando na Amazônia Oriental? In: SAYAGO, D.; TOURRAND, J.F.; BURZSTYN, M. (Org.). *Amazônia; cenas e cenários*. Brasília: Universidade de Brasília, 2004.
- PIRES, J.S.R. & SANTOS, J.E. (1995). Bacias Hidrográficas - Integração entre meio ambiente e desenvolvimento. *CIÊNCIA HOJE*, Rio de Janeiro, 19(110): 40-45.
- PISANI, R.J., DEMARCHI, J.C. & RIEDEL, P.S. (2016). Simulação de cenário prospectivo de mudanças no uso e cobertura da terra na sub-bacia do Rio Capivara, Botucatu-SP, por meio de modelagem espacial dinâmica. *Revista Cerrados*, 14(2):03-29.
- POLAQUINI, L.E.M.; SOUZA, J.G & GEBARA, J.J. (2006). Transformações técnico-produtivas e comerciais na pecuária de corte brasileira a partir da década de 80. *R. Bras. Zootec.*, 35(1): 321-327.
- PONTIUS JÚNIOR, R.G., PEETHAMBARAM, S. & CASTELLA, J.C. (2011). Comparison of three maps at multiple resolutions: a case study of land change simulation in Cho Don District, Vietnam. *Ann Assoc Am Geogr.*, 101(1):45–62.
- PONTIUS JÚNIOR, R.G.; BOERSMA W.; CASTELLA, J.C.; CLARKE, K.; NIJS, T.; DIETZEL, C.; DUAN, Z.; FOTSING, E.; GOLDSTEIN, N.; KOK, K.; KOOMEN, E.; LIPPITT, C.D.; MCCONNELL, W.; MOHD SOOD, A.; PIJANOWSKI, B.; PITHADIA, S.; SWEENEY, S.; TRUNG, T.N.; VELDKAMP, A.T. and VERBURG, P.H. (2008). Comparing the input, output, and validation maps for several models of land change. *Ann Reg Sci.*, 42:11–47.

- PONTIUS JÚNIOR, R.G.; CASTELLA, J.C.; NIJS, T.; DUAN, Z.; FOTSING, E.; GOLDSTEIN, N.; KOK, K.; KOOMEN, E.; LIPPITT, C.D.; McCONNELL, W.; SOOD, A.M.; PIJANOWSKI, B.; VERBURG, P. & VELDKAMP, T. (2018). Lessons and challenges in land change modeling derived from synthesis of cross-case comparisons. In: M. BEHNISCH, G. MEINEL (eds.). Trends in Spatial Analysis and Modelling. Geotechnologies and the Environment 19, cap.8, p. 143-164.
- PONTIUS JÚNIOR, R.G.; WALKER, R.; YAO-KUMAH, R.; ARIMA, E.; ALDRICH, S.; CALDAS, M. & VERGARA, D. (2007). Accuracy assessment for a simulation model of Amazonian deforestation. *Ann Assoc Am Geogr.*, 97(4):677–695.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Áustria, 2016. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 05 abr. 2017.
- RAHMAN, M.T.U.; TABASSUM, F.; RASHEDUZZAMAN, M. SABA, H.; SARKAR, L.; FERDOUS, J.; UDDIN, S.Z. & ISLAM, A.Z.M.Z. (2017). Temporal dynamics of land use/land cover change and its prediction using CA-ANN model for southwestern coastal Bangladesh. *Environ Monit Assess.* 189:565.
- RESENDE, M. & REZENDE, S. B. (1983). Levantamentos de solos: uma estratificação de ambientes. *Informe Agropecuário*, 9(105):3-25.
- RESENDE, M.; LANI, J.L. & REZENDE, S.B. (2002). Pedossistemas da Floresta Atlântica: considerações pertinentes sobre a sustentabilidade. *R. Árvore*, Viçosa-MG. 26 (3):261-269.
- ROCHA, G.P.E. (2014). Regeneração natural inicial rápida em pastagens abandonadas após uso prolongado no sudoeste da Amazônia brasileira. Universidade de Brasília, Brasília. 51p.
- RODRIGUES, P.J.F.P. & NASCIMENTO, M.T. (2006). Fragmentação florestal: Breves considerações teóricas sobre efeitos de borda. *Rodriguésia*. 57 (1): 63-74.
- RODRIGUES, W. & OLIVEIRA, T.J.A. (2013). O norte do Goiás antes do Tocantins: As decisões do estado que influenciaram no processo de criação desta nova unidade da federação. *Fronteiras*, Dourados, MS. 15(26):57-71.
- SANTOS, D.B., DELGADO, R.C., ARAÚJO, E.J.G. & SILVA, E.V. (2015). Avaliação da Dinâmica da Vegetação em Áreas Desmatadas na Floresta Amazônica. *Floresta e Ambiente*, 22(4):512-523.
- SANTOS, E. A. (2010). Influência do uso do solo no regime hidrológico da bacia do rio Lontra. Viçosa, MG, 83.p (Dissertação de Mestrado)
- SAYER, J.; SUNDERLAND, T.; GHAZOUL, J.; PFUND, J.-L.; SHEIL, D. & MEIJAARD, E.; VENTER, M.; BOEDHIHARTONO, A.V.; DAY, M.; GARCIA, C.; OOSTEN, C.V. & BUCK, L.E. (2013). Ten principles for a landscape approach to reconciling agriculture, conservation, and other competing land uses. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110 (21):8349–8356.
- SCARIOT, A., FREITAS, S.R., MARIANO NETO, E., NASCIMENTO, M.T., OLIVEIRA, L.C., SANAIOTTI, T., SERVILHA, A.C. & VILLELA, D.M. (2003). Vegetação e flora. In: RAMBALDI, D.M. & OLIVEIRA, D.A.S. (Orgs.). Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF. cap.4, p.103-124.
- SCHIELEIN, J. & BÖRNER, J. (2018). Recent transformations of land-use and land-cover dynamics across different deforestation frontiers in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*. 76:81-94.
- SCHUSSEL, Z. & NASCIMENTO NETO, P. (2015). Gestão por bacias hidrográficas: do debate teórico à gestão municipal. *Ambiente & Sociedade*, São Paulo v. XVIII, n. 3, p. 137-152.

- SECRETARIA DE PLANEJAMENTO DO ESTADO DO TOCANTINS - SEPLAN. (2002). Serviço de consultoria para elaboração do plano de recursos hídricos das Bacias dos Rios Lontra e Corda, na região do Bico do Papagaio/TO - PDRHLC. Governo do Estado do Tocantins. 528p.
- SECRETARIA DE PLANEJAMENTO DO ESTADO DO TOCANTINS - SEPLAN. (2011). Mapeamento das Regiões Fitoecológicas e Inventário Florestal do Estado do Tocantins. Palmas.
- SECRETARIA DE PLANEJAMENTO DO ESTADO DO TOCANTINS - SEPLAN. Base de Dados Geográficos do Tocantins, Atualização 2012. Disponível em: <http://seplan.to.gov.br/zoneamento/bases-vetoriais/base-de-dados-geograficos-do-tocantins-atualizacao-2012/>. Acessado em: 09 de julho de 2015.
- SICAR. (2017). Serviço florestal brasileiro. Disponível em: <http://www.car.gov.br/publico/imoveis/index>. Acesso em: 05 nov.
- SILVA, E. (2014). Abordando Araguaína (TO) sob a tríade: território, cidade e rede no Brasil. In: Anais do VII CBG, In: VII Congresso Brasileiro de Geógrafos, Vitória, ES.
- SILVA, M.J.G.; QUERINO, C.A.S.; SANTOS NETO, L.A.; MACHADO, N.G.; MILITÃO, J.S. & BIUDES, M.S. (2018). Efeito da ocupação do solo sobre o clima de Porto Velho, Rondônia, Brasil. R. Ra'e Ga, Curitiba, v.43, Temático de Geotecnologias, 232-251p.
- SILVA, O.B. (1996). Breve história do Tocantins e de sua gente: uma luta secular. Federação das Indústrias do Estado do Tocantins, 261p.
- SILVA, R.F.B.; BATISTELLA, M.; MORAN, E.F. & LU, D. (). Land changes fostering Atlantic Forest transition in Brazil: evidence from the Paraíba Valley. *The Professional Geographer*. 69, Issue 1, 80-93.
- SILVA, V.P. & FRANÇA, G.L.S. (2018). Percepções de mudanças do clima, impactos e adaptação para sertanejos do semiárido. *Revista Brasileira de Climatologia*. 22:229-248.
- SOARES FILHO, B.S.; RODRIGUES, H. & FOLLADOR, M. (2013). A hybrid analytical-heuristic method for calibrating land-use change models. *Environ. Modell. Software*. 43:80–87.
- SOUZA, W.A. (1998). Determinantes da viabilidade de mercados futuros agropecuários no âmbito do Mercosul. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. 136p. (Tese de Doutorado)
- SPERA, S.T.; REATTO, A.; MARTINS, E.S.; CORREIA, J.R. & CUNHA, T.J.F. (1999). Solos areno-quartzosos no Cerrado: problemas, características e limitações ao uso. Planaltina: Embrapa Cerrados. 48p. (Documentos, 7).
- STATHAKIS, D. & FARASLIS, I. (2014). Monitoring urban sprawl simulated PROBA-V data. *International Journal of Remote Sensing*, 35(7): 2731-2743.
- TANVIR, A., SHAHBAZ, B. and SULERI, A. (2006). Analysis of myths and realities of deforestation in northwest Pakistan: implications for forestry extension. *Int. J. Agric. Biol.* 8, 107–110.
- TILMAN, D.; BALZER, C.; HILL, J. & BEFORT, B.L. (2011). Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 108(50):20260-20264.
- TILMAN, D.; FARGIONE, J.; WOLFF, B.; D'ANTONIO, C.; DOBSON, A.; HOWARTH, R.; SCHINDLER, D.; SCHLESINGER, W.H.; SIMBERLOFF, D.; SWACKHAMER, D. (2001). Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. *Science*. 292:281-284.
- VACA, R.A.; GOLICHER, D.J.; CAYUELA, L.; HEWSON, J. & STEININGER, M. (2012). Evidence of incipient forest transition in southern Mexico. *PLoS ONE*. 7(8):1–15.
- VERBURG, P.H. & OVERMARS, K.P. (2009). Combining top-down and bottom-up dynamics in land use modeling: exploring the future of abandoned farmlands in Europe with the

- Dyna-CLUE model. *Landscape Ecol.* 24:1167-1181.
- VERBURG, P.H.; ECK, J.R.V.; HIJS, T.C.D.; DIJST, M.J. & SCHOT, P. (2004). Determination of land use change patterns in the Netherlands. *Environment and Planning B: Urban Analytics and City Science.* 31(1), 125–150.
- WEST, T.A.P., GROGAN, K.A., SWISHER, M.E., CAVIGLIA-HARRIS, J.L., SILLS, E., HARRIS, D., ROBERTS, D. & PUTZ, F.E. (2018). A hybrid optimization-agent-based model of REDD+ payments to households on an old deforestation frontier in the Brazilian Amazon. *Environmental Modelling & Software*, 100:159-174.
- WIELAND, L.M.; MESQUITA, R.C.G.; ESTEFANO, P.D.; BENTOS, T.V. & WILLIAMSON, G.B. (2011). Seed rain and advance regeneration in secondary succession in the Brazilian Amazon. *Tropical Conservation Science.* 4:300–316.
- ZHA, Y.; GAO, J. & NI, S. (2003). Use of normalized difference built-up index in automatically mapping urban areas from TM imagery. *Int. J. Remote Sensing*, 24(3):583 - 594.
- ZUO, X.; ZHAO, H.; ZHAO, X.; ZHANG, T.; GUO, Y.; WANG, S. & DRAKE, S. (2008). Spatial pattern and heterogeneity of soil properties in sand dunes under grazing and restoration in Horqin Sandy Land, Northern China. *Soil & Tillage Research*, Amsterdam, 99(2):202-212.

## ANEXOS

**Tabela 1A.** Conjunto inicial de covariáveis utilizadas para criação do modelo de predição do uso e cobertura do solo pelo RF

Nome da Covariável	Descrição	Tipo	Resolução/Escala Original
Banda 1	Faixa do azul do espectro	Espectral <sup>1'</sup> (Landsat - 5)	30 metros
Banda 2	Faixa do verde do espectro		
Banda 3	Faixa do vermelho do espectro		
Banda 4	Infravermelho próximo (NIR)		
Banda 5	Infravermelho médio		
Banda 7	Infravermelho médio		
Banda 2	Faixa do azul do espectro	Espectral <sup>1'</sup> (Landsat - 8)	30 metros
Banda 3	Faixa do verde do espectro		
Banda 4	Faixa do vermelho do espectro		
Banda 5	Infravermelho próximo (NIR)		
Banda 6	Infravermelho de ondas curtas 1 (SWIR 1)		
Banda 7	Infravermelho de ondas curtas 2 (SWIR 2)		
Normalized Difference Vegetation Index - NDVI	Índice de vegetação	Espectral <sup>1'</sup>	30 metros
Soil Adjusted Vegetation Index - SAVI <sup>2'</sup>	Índice de vegetação ajustado para os solos		
Diferença entre NDVI	Diferença entre os índices NDVI do final do período chuvoso e início do período seco		
Razão entre NDVI	Razão entre os índices NDVI do final do período chuvoso e início do período seco		
Diferença entre SAVI	Diferença entre os índices SAVI do final do período chuvoso e início do período seco		
Razão entre SAVI	Razão entre os índices SAVI do final do período chuvoso e início do período seco		
Geologia	Mapa contendo as formações geológicas	Geologia	1:250.000
Pedologia	Mapa de solos até o segundo nível categórico	Pedologia	1:250.000
Temperatura	Mapa com inclusões de solos no domínio de outra classe		
	Temperatura mínima mensal para os anos de 1960 - 1990	Clima	1 km

Continua ...



**Tabela 2A. Cont.** Conjunto inicial de covariáveis utilizadas para criação do modelo de predição do uso e cobertura do solo pelo RF

Nome da Covariável	Descrição	Tipo	Resolução/Escala Original		
Temperatura	Temperatura média mensal para os anos de 1960 - 1990	Clima	1 km		
Precipitação	Temperatura máxima mensal para os anos de 1960 - 1990				
Bioclimática 1	Precipitação média mensal para os anos de 1960 - 1990	Clima	1 km		
Bioclimática 2	Temperatura média anual				
Bioclimática 3	Variação diurna média: [média mensal (temp. Máx - temp. Min.)]				
Bioclimática 4	Isotermal: [(BIO 2/ BIO 7) * 100]				
Bioclimática 5	Temperatura sazonalidade (desvio * 100)				
Bioclimática 6	Temperatura máxima do mês mais quente				
Bioclimática 7	Temperatura mínima do mês mais frio				
Bioclimática 8	Faixa de temperatura anual (BIO 5 - BIO 6)				
Bioclimática 15	Temperatura média do trimestre mais chuvoso				
Bioclimática 16	Sazonalidade de precipitação (coeficiente de variação)				
Bioclimática 17	Precipitação do trimestre mais chuvoso				
Bioclimática 18	Precipitação do trimestre mais seco				
Bioclimática 19	Precipitação do trimestre mais quente				
Bioclimática 19	Precipitação do trimestre mais frio				
Modelo Digital de Elevação				Topografia	30 metros
Declividade					
Curvatura					
Sombra do Relevo					
Distância Euclidiana de Área Urbana				Distância Euclidiana	1:100.000
Distância Euclidiana de Rede de Drenagem					

<sup>1/</sup>As covariáveis espectrais foram obtidas tanto para o final do período chuvoso, quanto para o início do período seco; <sup>2/</sup> O índice SAVI foi gerado com fator de ajuste “F” igual a 0,5.

**Tabela 2A.** Conjunto de covariáveis selecionadas como mais importantes para criação do modelo de predição do uso e cobertura do solo em 1986 utilizando o algoritmo RF

<b>Covariável Selecionada</b>	<b>Tipo</b>
NDVI início do período seco	
Banda 5 início do período seco	
Diferença entre SAVI	
Banda 2 início do período seco	Espectral (Landsat - 5)
Banda 4 início período seco	
SAVI final período chuvoso	
Banda 2 final do período chuvoso	
Banda 4 final do período chuvoso	
Distância Euclidiana da Área Urbana	Distância Euclidiana
Modelo Digital de Elevação	Topografia
Precipitação do mês mais chuvoso	Pedologia
Mapa de Inclusão de Solos	Clima

**Tabela 3A.** Conjunto de covariáveis selecionadas como mais importantes para criação do modelo de predição do uso e cobertura do solo em 1990 utilizando o algoritmo RF

<b>Covariável Selecionada</b>	<b>Tipo</b>
NDVI início do período seco	
Banda 3 início do período seco	
Banda 4 início do período seco	
SAVI final do período chuvoso	Espectral (Landsat - 5)
Banda 2 final do período chuvoso	
Razão NDVI	
Banda 4 final do período chuvoso	
Diferença entre NDVI	
Distância Euclidiana da Rede de Drenagem	Distância Euclidiana
Mapa de Geologia	Geologia
Modelo Digital de Elevação	Topografia
Declividade	
Mapa de Inclusão de Solos	Pedologia
Precipitação do trimestre mais chuvoso	
Precipitação do mês de Março	Clima
Precipitação do mês de Abril	
Sazonalidade de Precipitação	

**Tabela 4A.** Conjunto de covariáveis selecionadas como mais importantes para criação do modelo de predição do uso e cobertura do solo em 1993 utilizando o algoritmo RF

<b>Covariável Selecionada</b>	<b>Tipo</b>
SAVI início do período seco	
Diferença entre SAVI	
Banda 3 início do período seco	
Banda 4 início do período seco	Espectral (Landsat - 5)
Banda 5 início do período seco	
NDVI início do período seco	
Banda 2 final do período chuvoso	
Banda 4 final do período chuvoso	
Distância Euclidiana da Área Urbana	Distância Euclidiana
Mapa de Inclusão de Solos	Pedologia
Declividade	
Modelo Digital de Elevação	Topografia

**Tabela 5A.** Conjunto de covariáveis selecionadas como mais importantes para criação do modelo de predição do uso e cobertura do solo em 1999 utilizando o algoritmo RF

<b>Covariável Selecionada</b>	<b>Tipo</b>
SAVI início do período seco	
SAVI final do período chuvoso	
Banda 3 final do período chuvoso	
Banda 4 final do período chuvoso	Espectral (Landsat - 5)
Banda 7 final do período chuvoso	
Banda 1 início do período seco	
Banda 4 início do período seco	
Razão entre SAVI	
Diferença entre SAVI	
Mapa de Geologia	Geologia
Precipitação do mês de Abril	Clima
Declividade	Topografia

**Tabela 6A.** Conjunto de covariáveis selecionadas como mais importantes para criação do modelo de predição do uso e cobertura do solo em 2004 utilizando o algoritmo RF

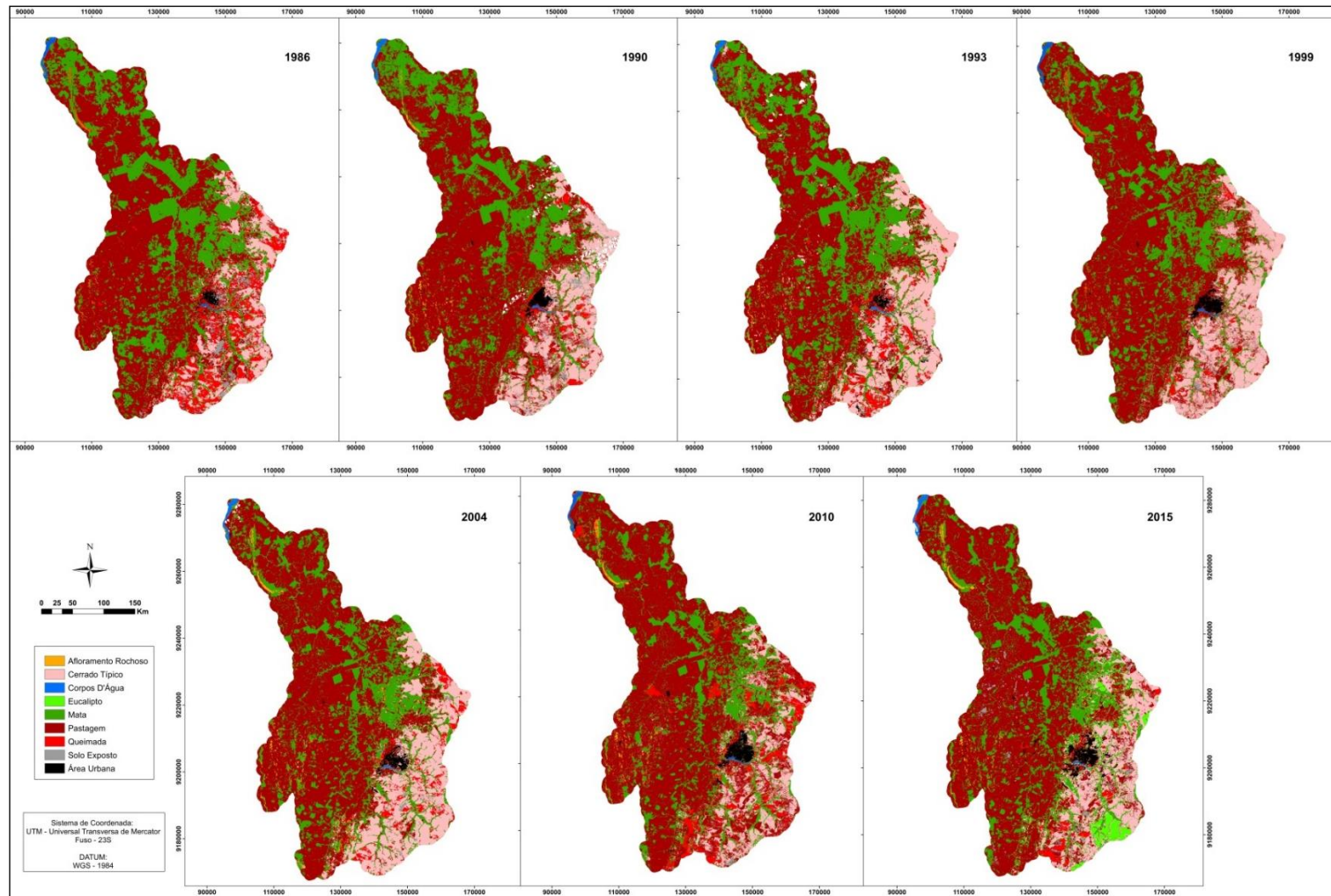
<b>Covariável Selecionada</b>	<b>Tipo</b>
NDVI início do período seco	
Banda 1 início do período seco	
Banda 4 início do período seco	
NDVI final do período chuvoso	Espectral (Landsat - 5)
Banda 2 final do período chuvoso	
Razão entre NDVI	
SAVI final do período chuvoso	
Mapa de Inclusão de Solos	
Mapa de Inclusão de Solos	Pedologia
Distância Euclidiana da Área Urbana	Distância Euclidiana

**Tabela 7A.** Conjunto de covariáveis selecionadas como mais importantes para criação do modelo de predição do uso e cobertura do solo em 2010 utilizando o algoritmo RF

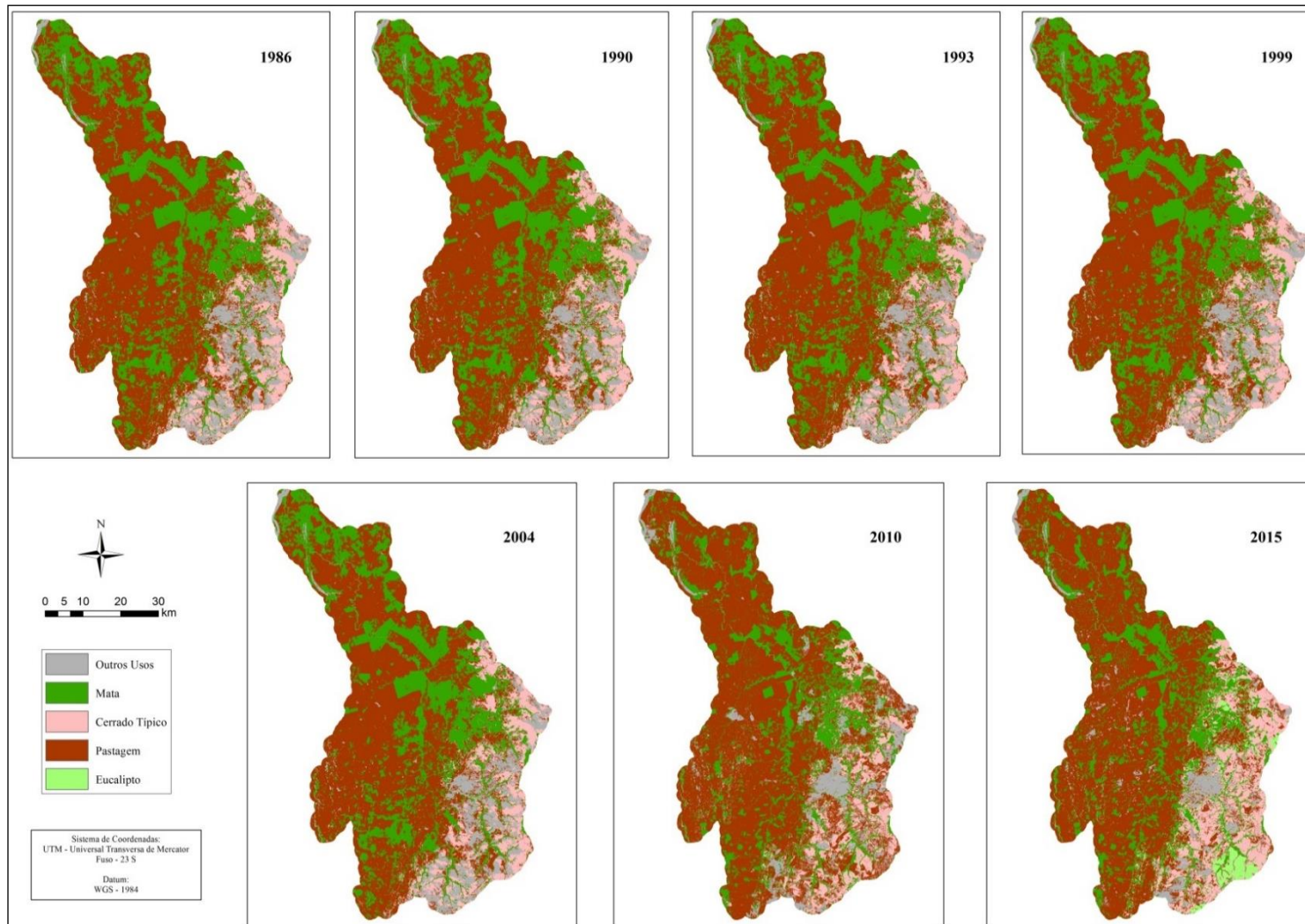
<b>Covariável Selecionada</b>	<b>Tipo</b>
SAVI início do período seco	Espectral (Landsat - 8)
Banda 3 início do período seco	
Banda 5 início do período seco	
SAVI final do período chuvoso	
Banda 3 final do período chuvoso	
Banda 4 final do período chuvoso	
Razão entre SAVI	
Distância Euclidiana da Rede de Drenagem	Distância Euclidiana
Mapa de Inclusão de Solos	Pedologia
Declividade	Topografia

**Tabela 8A.** Conjunto de covariáveis selecionadas como mais importantes para criação do modelo de predição do uso e cobertura do solo em 2015 utilizando o algoritmo RF

<b>Covariável Selecionada</b>	<b>Tipo</b>
SAVI final do período chuvoso	Espectral (Landsat - 8)
Banda 4 início do período seco	
Banda 5 início do período seco	
Banda 2 final do período chuvoso	
Banda 5 final do período chuvoso	
Diferença entre SAVI	
Precipitação do mês de Abril	Clima
Precipitação do trimestre mais chuvoso	
Mapa de Inclusão de Solos	Pedologia
Mapa de Geologia	Geologia
Declividade	Topografia



**Figura 1A.** Mapas de uso e cobertura do solo com as classes: Afloramento Rochoso, Cerrado *Strictu Sensu*, Corpos D'Água, Eucalipto, Floresta, Pastagem, Queimada, Solo Exposto e Área Urbana para os anos de 1986, 1990, 1993, 1999, 2004, 2010 e 2015.



**Figura 2A.** Mapa de uso e cobertura do solo com as classes: Outros Usos (Corpos D' Água, Queimada, Solo Exposto e Área Urbana), Floresta, Cerrado *Strictu Sensu*, Pastagem, Eucalipto para os anos de 1986, 1990, 1993, 1999, 2004, 2010 e 2015.

## CAPÍTULO IV - Distribuição de C e N nas frações da matéria orgânica do solo após conversão floresta-pastagem na Amazônia Oriental

**Resumo:** A compreensão da dinâmica da matéria orgânica do solo (MOS) em sistemas de produção permite subsidiar estratégias de manejo que garantam o incremento da MOS e da qualidade ambiental e do solo ao longo do tempo. Avaliaram-se os estoques de C e N do solo nas frações granulométricas da MOS (matéria orgânica particulada-MOP e associada a fração mineral-MAM), após a conversão floresta – pastagem, em ambientes de transição dos biomas Floresta Amazônica e Cerrado. Cinco situações de estudo (SE) foram selecionadas na Bacia do Rio Lontra, Estado do Tocantins, sendo estabelecidas pela associação entre os tipos de solo e de vegetação: SE1 (Floresta Ombrófila sobre Neossolo Quartzarênico); SE2 (Floresta Ombrófila sobre Plintossolo Pétrico); SE3 (Cerrado Denso sobre Latossolo Vermelho-Amarelo Petroplúntico); SE4 (Cerrado Denso sobre Argissolo Vermelho-Amarelo) e SE5 (Cerrado *Strictu Sensu* sobre Neossolo Quartzarênico). Em cada SE foram coletadas amostras de solo em pastagens com dois tempos de implantação (entre 10 e 30 anos) e duas repetições de área, além de área de vegetação nativa, referência das condições iniciais. Somente na SE4 foi selecionada uma única área de pastagem de 15 anos. As áreas SE3<sub>P30</sub> (pastagem de 30 anos) e SE3<sub>VN</sub> (área de vegetação nativa) destacaram-se pelos maiores estoques de C e N, estando estes presentes em maior proporção na MAM. As maiores taxas de perda de C-C<sub>3</sub> foram verificadas nas pastagens com menor tempo de implantação e na SE3. As maiores taxas de ganho de C-C<sub>4</sub> foram observadas na MOP das pastagens com 20 anos da SE2 e SE3.

**Palavras-Chave:** mudança de uso e cobertura do solo; sequestro de C; Amazônia Legal.

### 1. Introdução

A preocupação com a sustentabilidade das atividades econômicas ligadas ao meio ambiente é crescente e está em evidência nos últimos anos, exigindo dessa forma que atividades como a agropecuária sejam produtivamente eficientes, economicamente viáveis, responsáveis socialmente e ecologicamente compatíveis com o ambiente, de modo a garantir a preservação ambiental e a qualidade do solo (Nicoloso, 2005).

O solo pode atuar como reservatório de C ou fonte de CO<sub>2</sub> para a atmosfera (Diekow et al., 2005). As adições de C ao solo, e com isso da matéria orgânica e da qualidade do solo são diretamente dependentes da taxa de adição de resíduos vegetais, sendo que a quantidade aportada depende das condições edafoclimáticas e da produtividade biológica das plantas em cada sistema (Pillon et al., 2002). Do ponto de vista agrícola, o solo torna-se fonte de CO<sub>2</sub> para a atmosfera, quando as perdas de carbono (C) por oxidação e a redução da proteção física da MOS pelos agentes

decompositores, por influência do manejo do solo (Post & Kwon, 2000), são maiores que as adições de C pelos resíduos culturais. A magnitude das adições e perdas de C em um dado ambiente determina sua direção à sustentabilidade ou à degradação (Pillon et al., 2002).

A matéria orgânica do solo (MOS) atua como constituinte-chave na expressão da qualidade do solo e interage com os atributos físicos, químicos e biológicos. A MOS contém três vezes mais C que a atmosfera e a vegetação terrestre (Post & Kwon, 2000; Rumpel & Kögel-Knabner, 2011; Schmidt, 2011; Steiner et al., 2012; Paul et al., 2015). Lal (2004) relata que o estoques de C nos 30 cm superficiais do solo é semelhante ao encontrado na biota terrestre e na atmosfera, no caso 800, 700 e 750 GtC, respectivamente. Por isso, a MOS deve ser considerada componente-chave para o estudo da dinâmica de C (Lal, 2004), uma vez que, dependendo das práticas de manejo, tipo de solo e uso adotado, os estoques de C podem aumentar ou reduzir.

Os sistemas de manejo que usam o preparo do solo para a produção vegetal constituem-se no principal fator de redução dos estoques de C (Sá et al., 2008). A conversão da vegetação natural em áreas agrícolas, causa principal para o desmatamento nos trópicos (Karp et al., 2015), dentro de um curto período de tempo pode alterar significativamente as propriedades físicas e biogeoquímicas dos solos pela redução do aporte de material orgânico para o solo (Saidy et al., 2013), com conseqüente redução da MOS (Gmach et al., 2018). Portanto, a compreensão da dinâmica da MOS em sistemas de produção permite subsidiar o estabelecimento de estratégias de manejo que garantam o incremento da MOS e da qualidade ambiental e do solo ao longo do tempo (Rossi et al., 2011).

A matéria orgânica do solo (MOS) é constituída por compartimentos que se diferenciam pela composição bioquímica, cuja formas mais estáveis são geralmente associadas à fração mineral do solo (Zinn et al., 2005) ou às próprias características estruturais dos resíduos orgânicos que lhes conferem maior recalcitrância, tendo sua qualidade refletida pela forma de distribuição (Carmo et al., 2012). Os compartimentos e sua distribuição na MOS pode indicar mudanças ambientais que levam à manutenção, ao ganho ou a perda, resultando em uma melhor compreensão das interações entre usos e coberturas do solo (Fontana et al., 2017). Para a manutenção dos estoques de C e N, a MOS precisa estar presente em formas mais estáveis, relativamente inertes nos solos e menos susceptíveis às mudanças no uso e cobertura do solo. Por outro lado, se a MOS for formada por



compostos menos complexados, de rápida ciclagem e sensíveis as mudanças no uso e cobertura do solo, uma menor quantidade será formada (Gmach et al., 2018).

As alterações provocadas pelo uso e manejo do solo podem ser avaliadas por meio do fracionamento físico da MOS (Conceição et al., 2005; Rossi et al., 2012; Gazolla et al., 2015) e sua associação com a análise da abundância natural, uma vez que, a cada transformação física, química e biológica que ocorre com a MOS, ocorre discriminação entre os isótopos (Boutton, 1991). No fracionamento físico é considerada a natureza física da MOS, de maneira a agrupar as frações em função do tamanho das partículas (Mitton et al., 2017). A MOS lábil é o compartimento preferencialmente mineralizado e está associado à fração mais grosseira do solo (2-0,053 mm), sendo denominada de matéria orgânica particulada (MOP). A fração orgânica associada aos minerais (MAM, < 0,053 mm), formando complexos organo-minerais (Roscoe et al., 2006; Rossi et al., 2012), refere-se ao compartimento mais estável da MOS, composta por substâncias húmicas (Cambardella & Elliott, 1992), em avançado estado de humificação (Bayer et al., 2004). O tempo de reciclagem dos nutrientes depende da sua localização dentro do perfil do solo e não apenas do tipo e quantidade da MOS (Stevenson & Cole, 1999; Figueiredo, 2009).

As perdas de C oriundas das florestas, após a conversão em áreas agrícolas, podem ser altas e diversamente compensadas pela incorporação de C dos resíduos culturais, promovendo a manutenção, aumento ou redução dos estoques de C com o passar do tempo (Koutika et al., 1997). Técnicas de abundância natural podem ser utilizadas na determinação da origem do C na MOS após a conversão de floresta em pastagens, devido a diferença na composição isotópica do C nos tecidos vegetais de espécies que possuem o ciclo de carboxilação do tipo C3 e C4 (Smith & Epstein, 1971). Esses estudos permitem também a mensuração da ciclagem da MOS (Lisboa et al., 2009; Panettieri et al., 2017) sob diferentes condições, especialmente quando houve mudanças de uso e cobertura do solo (Balesdent et al., 1987; Balesdent & Mariotti, 1996; Dignac et al., 2005). Assim, a determinação da abundância natural de  $\delta^{13}\text{C}$  da MOS pode ser considerada como indicador das modificações a que área foi submetida (Carvalho et al., 2017), já que a MOS reflete o material vegetal do qual se derivou, isto é, uma marcação *in situ*.

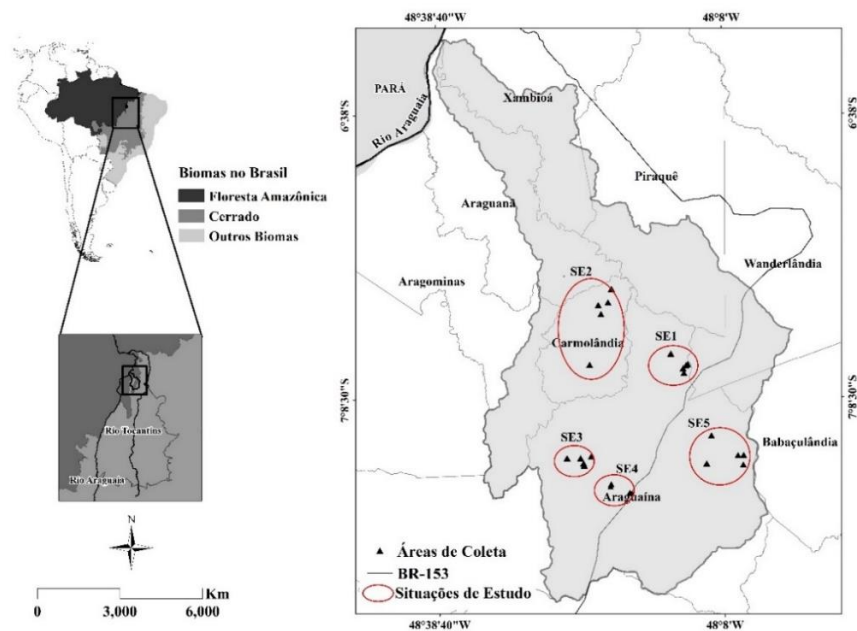
Apesar de muitos estudos já terem sido realizados, avaliar os efeitos da substituição de áreas de vegetação nativa por pastagens nos estoques de C e N e na composição isotópica do C do solo, podem produzir informações que tornem evidentes as alterações nas frações granulométricas

da MOS (MOP e MAM), especialmente em ambientes de transição ecológica entre a Floresta Amazônica e Cerrado. Estudos nessa natureza, proporcionam a aplicação de ações que visam o manejo e desenvolvimento sustentável dessas regiões de tensão ecológica, além de subsidiar a busca pela sua conservação. Diante do exposto, propõe-se, nesse estudo, avaliar os estoques e a distribuição do C e N do solo nas frações granulométricas da MOS, após a conversão floresta - pastagem em ambientes de transição dos biomas Floresta Amazônica e Cerrado, na Amazônia Oriental.

## 2. Material e Métodos

### 2.1. Descrição da área de estudo e amostragem

A área de estudo é a bacia hidrográfica do rio Lontra, localizada na região Norte do estado do Tocantins ( $7^{\circ}19'28''$  S e  $48^{\circ}00'00''$  O;  $3.870 \text{ km}^2$  área de drenagem), inserida na Amazônia Legal e no sistema hidrográfico Tocantins-Araguaia, uma das principais bacias de drenagem pela margem direita do rio Araguaia. O clima da região é o tropical tipo Aw, conforme *Köppen*, apresentando estação seca no inverno e chuvosa no verão, com precipitação média anual de  $1.852 \text{ mm}$  e evapotranspiração potencial entre  $1.400$  e  $1.700 \text{ mm}$  (SEMADES, 2011) (Figura 1).



**Figura 1.** Localização da área de estudo e dos pontos de coleta de amostras de solo em cada situação de estudo (SE), realizada em 2016.

As situações de estudo (SE) selecionadas consistiram de associação entre diferentes tipos de solo (Argissolo Vermelho–Amarelo, Neossolo Quartzarênico, Plintossolo Pétrico e Latossolo Vermelho-Amarelo Ácrico Petroplântico) e de vegetação (Cerrado Denso, Cerrado *Strictu Sensu* e Floresta Ombrófila). Em 2016, para cada situação de estudo, foram coletadas amostras em duas áreas de pastagens (repetição) com dois tempos distintos de implantação (entre 10 e 30 anos), bem como uma de vegetação nativa para ser usada como referência das condições iniciais (Tabela 1).

**Tabela 1.** Situações de estudo por tipos de vegetação, classe de solo e uso na bacia do rio Lontra-TO

Situação de estudo (SE)	Tipo de Vegetação Nativa	Tipo de Solo	Uso do Solo	Siglas
SE1	Floresta Ombrófila	Neossolo Quartzarênico	Vegetação Nativa	SE1 <sub>VN</sub>
			Pastagem 15 anos	SE1 <sub>P15 R1</sub> / SE1 <sub>P15 R2</sub>
			Pastagem 30 anos	SE1 <sub>P30 R1</sub> / SE1 <sub>P30 R2</sub>
SE2		Plintossolo Pétrico	Vegetação Nativa	SE2 <sub>VN</sub>
			Pastagem 20 anos	SE2 <sub>P20 R1</sub> / SE2 <sub>P20 R2</sub>
			Pastagem 30 anos	SE2 <sub>P30 R1</sub> / SE2 <sub>P30 R2</sub>
SE3	Cerrado Denso	Latossolo Vermelho-Amarelo Ácrico Petroplântico	Vegetação Nativa	SE3 <sub>VN</sub>
			Pastagem 20 anos	SE3 <sub>P20 R1</sub> / SE3 <sub>P20 R2</sub>
			Pastagem 30 anos	SE3 <sub>P30 R1</sub> / SE3 <sub>P30 R2</sub>
SE4		Argissolo Vermelho-Amarelo	Vegetação Nativa	SE4 <sub>VN</sub>
			Pastagem 15 anos	SE4 <sub>P15 R1</sub>
			Pastagem 30 anos	SE4 <sub>P30 R1</sub> / SE4 <sub>P30 R2</sub>
SE5	Cerrado <i>Strictu Sensu</i>	Neossolo Quartzarênico	Vegetação Nativa	SE5 <sub>VN</sub>
			Pastagem 10 anos	SE5 <sub>P10 R1</sub> / SE5 <sub>P10 R2</sub>
			Pastagem 30 anos	SE5 <sub>P30 R1</sub> / SE5 <sub>P30 R2</sub>

Na região, de modo geral, as pastagens não recebem qualquer tipo de correção química, tanto para acidez quanto nutrientes no solo, seja na sua implantação ou na condução ao longo dos anos. A reforma da pastagem é a prática mais comumente realizada como é o exemplo da situação de estudo 2 (SE2). Nesse caso, a cada 10 anos ou quando a pastagem se encontra degradada pela elevada presença de plantas espontâneas e reduzida cobertura do solo, realiza-se gradagem para revolvimento do solo, incorporando o material vegetal na superfície, sendo seguido do destorroamento e nivelamento da superfície com grade niveladora, eliminando-se espécies espontâneas. A semeadura é realizada dias após o revolvimento do solo, à lanço, na época das chuvas, para que a ação das gotas promova o enterrio da maior parte das sementes.

Para o presente estudo, algumas outras situações em que algum tipo de correção foi feito foram também amostradas. A SE1<sub>P30 R1</sub> é uma área experimental pertencente a Universidade Federal do Tocantins e utilizada para avaliações de eficiência de doses crescentes de fertilizantes nitrogenados. Amostrou-se o tratamento de 250 kg N ha<sup>-1</sup>, o qual recebeu também aplicações de 50 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O na forma de superfosfato simples e KCl, respectivamente, sendo o último aplicado juntamente com N na proporção 1:0,5 (Silva, 2016). A propriedade SE2<sub>P30 R2</sub> realizou reforma da pastagem em 1995, com plantio de *Brachiaria* (*Syn. Urochloa*) *brizantha* cv. Marandú após aplicação de calcário, fosfato reativo e superfosfato simples, conforme análise química de solos. Uma nova correção ocorreu em 2011 com aplicação de 2 t ha<sup>-1</sup> de calcário e 100 t ha<sup>-1</sup> do formulado NPK 5-25-15 como adubação de cobertura. A pastagem na SE5<sub>P30 R2</sub> foi implantada na década de 70 e foi reformada em 2010 com plantio do Panicum híbrido vr. Massai (Híbrido de *Panicum maximum* Jacq e o *Panicum infestum* BRA- 7102) em substituição a *Brachiaria* (*Syn. Urochloa*) *brizantha* cv. Marandú e *Brachiaria* (*Syn. Urochloa*) *humidicola* cv. Humidícola. Em 2015, uma nova correção do solo foi realizada, com a aplicação 200 kg ha<sup>-1</sup> de gesso agrícola, 0,5 t ha<sup>-1</sup> de calcário dolomítico, 140 kg ha<sup>-1</sup> de superfosfato simples e 250 kg ha<sup>-1</sup> de cobertura do formulado de NPK, 20-00-20. A aplicação foi realizada à lanço sem incorporação no solo, no início do período chuvoso.

Amostras deformadas e indeformadas foram coletadas em triplicatas nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-100 cm nas SE1, SE4 e SE5. Somente na SE2 e nas áreas de pastagens de 20 anos da SE3, por conta da ocorrência de limitações físicas a partir de 40 cm, as amostras foram coletadas somente nas três primeiras camadas (0-10; 10-20; 20-40 cm). A caracterização química dessas amostras é apresentada na Tabela 2.

**Tabela 2.** Caracterização química e física das áreas de coleta com as repetições para as áreas de pastagens e vegetação nativa em cada situação de estudo (SE1, SE2, SE3, SE4, SE5) para a profundidade de 0-20 cm

Tipo de Vegetação	Tipo de Solo	Área de coleta	----- Caracterização química -----							----- Caracterização física -----				
			pH	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>	H+Al	K disp.	P disp.	P-rem	Areia	Silte	Argila	D <sub>solo</sub>
			H <sub>2</sub> O (1:2,5)	----- cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> -----				--- mg kg <sup>-1</sup> --		mg L <sup>-1</sup>	----- kg kg <sup>-1</sup> -----		g cm <sup>-3</sup>	
Floresta Ombrófila	Neossolo Quartzarênico	SE1 <sub>VN</sub>	4,98	2,40	0,14	0,7	7,3	12,0	3,3	38,0	0,93	0,00	0,07	1,3
		SE1 <sub>P15 R1</sub>	5,35	5,67	3,13	0,1	4,0	25,0	1,6	30,8	0,84	0,02	0,14	1,5
		SE1 <sub>P15 R2</sub>	5,44	3,61	0,23	0,0	2,3	7,0	3,1	43,3	0,94	0,00	0,06	1,6
		SE1 <sub>P30 R1</sub>	5,45	3,79	0,58	0,0	3,3	53,0	15,0	45,3	0,93	0,00	0,07	1,6
		SE1 <sub>P30 R2</sub>	5,62	4,49	1,68	0,0	2,8	23,0	2,2	36,4	0,89	0,00	0,11	1,4
	Plintossolo Pétrico	SE2 <sub>VN</sub>	5,10	3,97	0,79	1,4	13,2	75,0	5,8	20,4	0,52	0,17	0,31	1,6
		SE2 <sub>P20 R1</sub>	5,64	5,81	1,63	0,0	5,6	196,0	2,6	31,8	0,54	0,14	0,32	1,7
		SE2 <sub>P20 R2</sub>	5,50	10,71	1,80	0,0	5,0	147,0	9,3	35,0	0,52	0,17	0,31	1,5
		SE2 <sub>P30 R1</sub>	5,10	3,09	0,28	0,4	6,3	20,0	1,7	25,5	0,75	0,06	0,19	1,5
		SE2 <sub>P30 R2</sub>	6,26	10,85	2,89	0,0	3,6	193,0	5,4	33,9	0,72	0,10	0,18	1,7
Cerrado Denso	Latossolo Vermelho-Amarelo Petroplíntico	SE3 <sub>VN</sub>	5,07	7,01	1,44	0,2	9,1	77,0	0,6	15,2	0,37	0,41	0,22	1,0
		SE3 <sub>P20 R1</sub>	5,50	6,89	1,28	0,0	5,6	95,0	1,7	32,9	0,59	0,17	0,24	1,6
		SE3 <sub>P20 R2</sub>	6,05	8,40	1,38	0,0	5,0	83,0	2,2	29,4	0,70	0,09	0,21	1,5
		SE3 <sub>P30 R1</sub>	5,37	9,18	2,28	0,1	8,6	134,0	2,8	22,8	0,47	0,19	0,34	1,3
		SE3 <sub>P30 R2</sub>	5,76	5,69	1,84	0,0	5,0	60,0	0,5	24,4	0,51	0,11	0,38	1,6
Cerrado <i>Strictu Sensu</i>	Neossolo Quartzarênico	SE4 <sub>VN</sub>	4,84	4,20	0,58	0,9	7,8	36,0	0,9	30,3	0,77	0,08	0,15	1,1
		SE4 <sub>P15</sub>	6,39	13,27	1,79	0,0	1,7	43,0	2,0	34,0	0,62	0,21	0,17	1,6
		SE4 <sub>P30 R1</sub>	6,27	7,08	1,86	0,0	1,8	95,0	2,2	39,2	0,76	0,11	0,13	1,7
		SE4 <sub>P30 R2</sub>	6,01	6,17	1,70	0,0	2,5	34,0	3,6	37,7	0,73	0,14	0,13	1,5
Cerrado <i>Strictu Sensu</i>	Neossolo Quartzarênico	SE5 <sub>VN</sub>	4,87	2,07	0,14	0,7	5,0	12,0	1,7	36,4	0,91	0,01	0,08	1,3
		SE5 <sub>P10 R1</sub>	5,67	3,59	0,52	0,0	2,5	12,0	7,2	39,5	0,91	0,01	0,08	1,5
		SE5 <sub>P10 R2</sub>	5,62	4,06	0,74	0,0	2,1	10,0	1,1	39,1	0,90	0,01	0,09	1,6
		SE5 <sub>P30 R1</sub>	6,48	5,44	0,63	0,0	0,7	28,0	65,8	45,5	0,91	0,01	0,08	1,6
		SE5 <sub>P30 R2</sub>	5,45	5,20	1,26	0,0	5,8	11,0	4,5	28,4	0,87	0,03	0,10	1,6

pH em água (1:2,5; solo:solução) por potenciometria; Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e Al<sup>3+</sup> extraído com KCl 1 mol L<sup>-1</sup> e determinado por absorção atômica e fotometria de chama; K e P disponível extraídos por Mehlich-1 e determinado por espectrofotômetro de chama e espectrofotômetro UV-Visível (EMBRAPA, 2011); H+Al extraído com 0,5 mol L<sup>-1</sup> acetato de cálcio a pH 7 e determinado por titulação alcalimétrica (EMBRAPA, 2011); P remanescente (P-rem) na solução de equilíbrio, após 1 h de agitação, de uma solução com 60 mg L<sup>-1</sup> de P em CaCl<sub>2</sub> 0,01 mol L<sup>-1</sup>, na relação solo:solução 1:10 e determinado por espectrofotômetro UV-Visível (Alvarez V. et al., 2000); Argila, silte e areia determinada por dispersão física com agitação lenta por 16 horas (50 rpm) e química com NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> com quantificação da areia por tamisamento e da argila e silte pelo método da pipeta (EMBRAPA, 2011); Densidade do solo (D<sub>solo</sub>) determinada pelo método do anel volumétrico (EMBRAPA, 2011).

## 2.2. Análises da matéria orgânica do solo

O fracionamento granulométrico da matéria orgânica do solo (MOS) (Cambardella & Elliott, 1992) foi feito pela dispersão de amostra de solo com hexametáfosfato de sódio ( $5 \text{ g L}^{-1}$ ), seguido de agitação horizontal por 15 horas e peneiramento úmido, utilizando peneira de 0,053 mm. Após separação, as duas frações foram secas em estufa de ventilação forçada a  $65^\circ\text{C}$  até peso constante, sendo que a fração do solo retida na peneira consistiu na matéria orgânica particulada (MOP), enquanto a outra formou a matéria orgânica associada aos minerais (MAM).

Os teores totais de C e N e a abundância natural de  $^{13}\text{C}$  ( $\delta^{13}\text{C}$ ) das frações MOP e MAM foram determinados para as seguintes situações e camadas: SE1, SE3 (nas áreas de pastagem com mais de 30 anos e de vegetação nativa), SE4 e SE5 nas camadas 0-20 e 0-40 cm; e SE2 e SE3 (apenas as áreas de pastagem com 20 anos) nas camadas 0-20, 0-40, 0-60 e 0-100 cm. Amostras foram maceradas em almofariz de ágata e passadas em peneira de malha de 100 mesh (0,149 mm), sendo posteriormente analisadas em Espectrômetro de Massa de Razão Isotópica (EA-IRMS ANCA-GSL 20-20, Sercon, Crewe, UK).

A abundância do  $^{13}\text{C}$  das áreas de mata e pastagens foi calculada a partir da relação entre a abundância natural de  $^{13}\text{C}$  da amostra e do padrão Pee Dee Belemite (PDB) (Koutika et al., 1997):  $\delta^{13}\text{C} (\text{‰}) = (R_{amostra}/R_{padr\tilde{a}o} - 1) \times 1000$ ; onde: R é a relação  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ . Os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  são expressos em partes por mil (‰) relativo ao padrão internacional, Pee-Dee-Belemite (PDB).

Os estoques de C e N em cada camada foram obtidos pela equação:  $Est C_i (t C ha^{-1}) = CT_i \times D_i \times e / 10$  e  $Est N_i (t N ha^{-1}) = NT_i \times D_i \times e / 10$ ; onde: Est C é o estoque de C na camada estudada ( $t C ha^{-1}$ ); CT é o teor de C total ( $g C kg^{-1}$  solo); Est N é o estoque de N na camada estudada ( $t N ha^{-1}$ ); NT é o teor de N total ( $g N kg^{-1}$  solo); D é a densidade do solo ( $g cm^{-3}$ ); e é a espessura da camada na camada; e i é a camada de solo avaliada. Os estoques de C e N totais foram corrigidos ajustando as massas de solo das áreas de estudo para a última camada amostrada em relação a área de vegetação nativa, conforme previsto por Sisti et al. (2004). As SE2 e SE3 (áreas de pastagem de 20 anos), marcadas pela presença significativa de frações grosseiras ( $> 2 \text{ mm}$ ), em adição a correção proposta por Sisti et al. (2004), os estoques de C e N foram corrigidos

considerando os teores destes elementos na fração fina do solo (< 2 mm), para que fosse eliminada a massa de solo livre de C e N total, as concreções e fragmentos de rochas (Poeplau et al., 2017).

O C lábil (CL) das frações MOP e MAM foi obtido a partir de agitação de 1 a 2,5 g dessas frações com 2,0 ml de  $\text{KMnO}_4$  ( $0,33 \text{ mol L}^{-1}$ ) e 18 mL de água destilada por 30 min a 140 rpm em agitador horizontal, acrescidos de 10 min para estabilização e sedimentação do material e posterior coleta de 0,5 mL do sobrenadante. A determinação do C Lábil foi realizada em espectrofotômetro com comprimento de onda de 565 nm (Adaptado de Culman et al., 2012). O N lábil (NL), por sua vez, foi determinado através da destilação de 10 mL do mesmo extrato utilizado para a determinação do CL, em destilador Kjeldahl, adicionando-se 20 mL de NaOH ( $10 \text{ mol L}^{-1}$ ) e 5 mL de indicador de ácido bórico, e titulação com HCl a  $0,01 \text{ mol L}^{-1}$  (adaptado de Sahrawat, 1982).

Os teores de C derivados de pastagem (C-C4) e C derivado da vegetação nativa (C-C3) nas frações MOP e MAM foram determinados pelas equações (Gearing, 1991):  $C - C4 = [(\delta^{13}\text{C} - \delta^{13}\text{C}_{vn}) / (\delta^{13}\text{C}_p - \delta^{13}\text{C}_{vn})]$ ; e  $C - C3 = 1 - (C - C4)$ ; onde:  $\delta^{13}\text{C}$  abundância natural das frações MOP e MAM;  $\delta^{13}\text{C}_{vn}$  abundância natural das frações MOP e MAM da vegetação nativa; e  $\delta^{13}\text{C}_p$  abundância natural da gramínea da pastagem introduzida (-12,4‰), conforme sugerido por Koutika et al. (1997).

As taxas de perda do C derivado de vegetação nativa (C-C3) nas frações MOP e MAM foram calculadas para cada camada, conforme equação:  $\text{Taxa Perda } C - C3 \text{ (g } C - C3 \text{ kg}^{-1} \text{ ano}^{-1}) = (C_{\text{final}} - C_{\text{inicial}}) / t$ ; onde:  $C_{\text{final}}$  é o teor de C derivado de vegetação nativa remanescente nas áreas de pastagem nas frações MOP e MAM ( $\text{g kg}^{-1}$ );  $C_{\text{inicial}}$  é o teor de C derivado da vegetação nativa nas áreas de referência das condições originais de vegetação nativa nas frações MOP e MAM ( $\text{g kg}^{-1}$ ); e  $t$  é o tempo de implantação da pastagem. Por outro lado, as taxas de ganho anual de C derivado de pastagem (C-C4) nas frações MOP e MAM, consistiram em:  $\text{Taxa Ganho } C - C4 \text{ (g } C - C4 \text{ kg}^{-1} \text{ ano}^{-1}) = (C_{\text{final}} - C_{\text{inicial}}) / t$  onde:  $C_{\text{final}}$  é o teor de C derivado de pastagem nas áreas de pastagem nas frações MOP e MAM ( $\text{g kg}^{-1}$ );  $C_{\text{inicial}}$  é o teor de C derivado de pastagem nas áreas de referência de vegetação nativa nas frações MOP e MAM ( $\text{g kg}^{-1}$ ); e  $t$  é o tempo de implantação da pastagem.

### **2.3. Análise estatística**

Para avaliar os estoques e a distribuição do C e N do solo nas frações granulométricas da MOS nas diversas situações de estudo foi utilizada a análise de componentes principais (ACP). Inicialmente foram identificadas e selecionadas as variáveis de maior significância para explicação da variação total dos dados, objetivando eliminar informações redundantes sem perda significativa de informação (Meira et al., 2013; Hongyu et al., 2015). Para tanto, considerou-se que as variáveis a serem selecionadas deveriam apresentar correlações positiva  $\geq 0,7$  e/ou negativa  $\leq -0,7$  (Jolliffe, 1972), em pelo menos uma das componentes principais (*Principal Components - PCs*) com autovalores (*eigenvalue*)  $\geq 0,1$  (Fraga et al., 2015). Uma vez realizada a redução do conjunto de variáveis e a obtenção das componentes principais, tornou-se possível avaliar o agrupamento das áreas de estudo em cada uma das camadas estudadas (0-20; 0-40; 0-60 e 0-100 cm). A identificação e validação da consistência dos grupos formados em cada camada foi realizada utilizando o método Silhouette (Rousseeuw, 1986).

Dois abordagens distintas foram adotadas na avaliação dos resultados: (i) a primeira avaliou a similaridade entre as áreas amostradas em cada situação de estudo, por meio da comparação dos teores e estoques médios de C e N totais no solo entre os grupos formados, afim de discriminar àqueles com maiores e menores teores e estoques de C e N; e, a (ii) segunda abordagem, considerou os os mesmos aspectos da primeira, porém os grupos formados quanto aos teores e estoques médios de C e N total presentes nas frações MOP e MAM, permitindo assim inferir sobre o grau de proteção e labilidade da MOS armazenada, dada as particularidades da ciclagem do C e N presentes em cada fração. O processamento dos dados foi realizado no software R versão 3.4.4 (R Core Team, 2016).

## **3. Resultados**

### **3.1. Teores e estoques de C e N no solo**

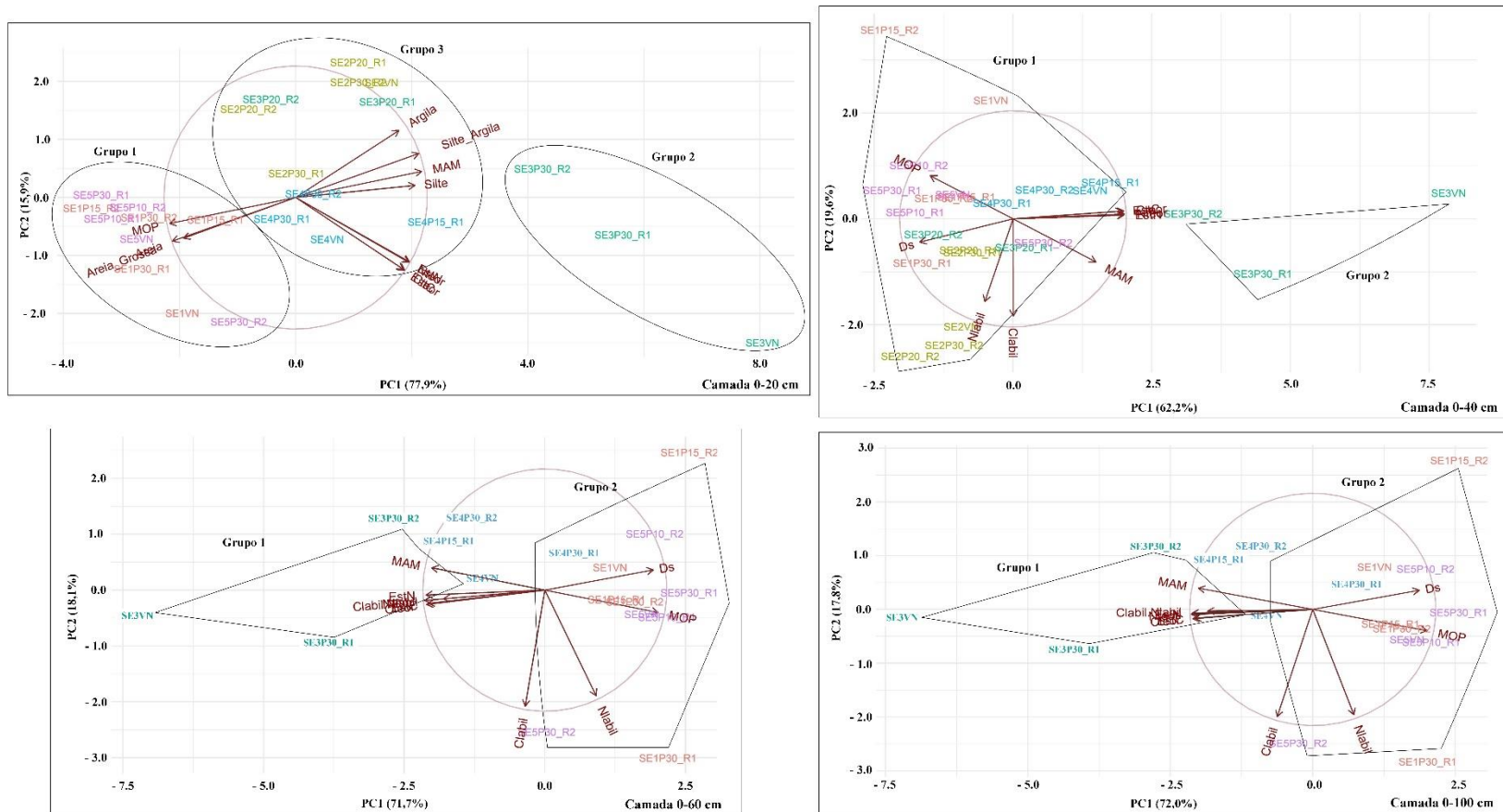
De modo geral, a análise de componentes principais (ACP) revelou que as camadas possuem padrão semelhante de agrupamento das áreas de estudo, quando avaliado quantitativamente os teores e estoques de C e N. Os grupos formados, em todas as camadas, revelaram que o tempo de conversão de floresta para pastagem não influenciou os teores de C e N



total, e conseqüentemente os estoques, pois pastagens com diferentes tempos de implantação foram agrupadas com áreas de vegetação nativa (Figura 2).

Independente da camada, as pastagens com mais de 30 anos de implantação (SE3<sub>P30 R1</sub> e SE3<sub>P30 R2</sub>) e áreas de vegetação nativa (SE3<sub>VN</sub>) da SE3, destacaram-se das demais pelos maiores teores de C (0-20 cm:  $43,8 \pm 6,5 \text{ g kg}^{-1}$ ; 0-40 cm:  $55,5 \pm 10,6 \text{ g kg}^{-1}$ ; 0-60 cm:  $63,4 \pm 13,9 \text{ g kg}^{-1}$ ; 0-100 cm:  $68,5 \pm 15,5 \text{ g kg}^{-1}$ ) e N (0-20 cm:  $3,7 \pm 0,6 \text{ g kg}^{-1}$ ; 0-40 cm:  $4,6 \pm 0,9 \text{ g kg}^{-1}$ ; 0-60 cm:  $5,2 \pm 1,0 \text{ g kg}^{-1}$ ; 0-100 cm:  $5,5 \pm 1,2 \text{ g kg}^{-1}$ ) e estoques de C (0-20 cm:  $41,5 \pm 6,6 \text{ t ha}^{-1}$ ; 0-40 cm:  $64,6 \pm 12,3 \text{ t ha}^{-1}$ ; 0-60 cm:  $85,0 \pm 14,8 \text{ t ha}^{-1}$ ; 0-100 cm:  $102,4 \pm 21,8 \text{ t ha}^{-1}$ ) e N (0-20 cm:  $3,5 \pm 0,6 \text{ t ha}^{-1}$ ; 0-40 cm:  $5,3 \pm 0,9 \text{ t ha}^{-1}$ ; 0-60 cm:  $6,9 \pm 1,1 \text{ t ha}^{-1}$ ; 0-100 cm:  $8,1 \pm 1,5 \text{ t ha}^{-1}$ ).

Na camada de 0-20 cm, diferentemente das outras, houve segregação das áreas de SE1 (Floresta Ombrófila sobre Neossolo Quartzarênico) e SE5 (Cerrado *Strictu Sensu* sobre Neossolo Quartzarênico) em relação às demais. Nesse caso, o grupo 1, formado por SE1 e SE5, apresentou os menores teores e de estoques de C ( $14,4 \pm 1,9 \text{ g kg}^{-1}$  e  $17,3 \pm 2,3 \text{ t ha}^{-1}$ , respectivamente) e N ( $1,0 \pm 0,1 \text{ g kg}^{-1}$  e  $1,3 \pm 0,2 \text{ t ha}^{-1}$ , respectivamente), contrariamente ao grupo 2, no qual foram observados os maiores teores e estoques de C ( $43,8 \pm 6,5 \text{ g kg}^{-1}$  e  $41,5 \pm 6,6 \text{ t ha}^{-1}$ , respectivamente), e N ( $3,7 \pm 0,6 \text{ g kg}^{-1}$  e  $3,5 \pm 0,6 \text{ t ha}^{-1}$ , respectivamente). Já o grupo 3, apresentou valores intermediários (C total:  $15,9 \pm 1,8 \text{ g kg}^{-1}$ ; N total:  $1,3 \pm 0,2 \text{ g kg}^{-1}$ ; estoque de C:  $19,5 \pm 1,7 \text{ t ha}^{-1}$  e  $1,6 \pm 0,1 \text{ t ha}^{-1}$ ) aos grupos 1 e 2 (Figura 2).



Legenda: SE1 SE2 SE3 SE4 SE5

**Figura 2.** Dispersão das diferentes áreas de estudo coletadas nas camadas 0-20, 0-40, 0-60 e 0-100 cm na bacia do Lontra, Tocantins pela análise de componentes principais (ACP). Áreas de vegetação nativa (NV) e pastagens com 10 (P10R1 e P10R2), 15 (P15R1 e P15R2), 20 (P20R1 e P20R2) e 30 (P30R1 e P30R2) anos de implantação, nas situações de estudo, SE1 (Floresta Ombrófila sobre Neossolo Quartzarênico), SE2 (Floresta Ombrófila sobre Plintossolo Pétrico), SE3 (Cerrado Denso sobre Latossolo Petroplúntico), SE4 (Cerrado Denso sobre Argissolo Vermelho-Amarelo) e SE5 (Cerrado *Strictu Sensu* sobre Neossolo Quartzarênico). C teor: teor de C total; N teor: teor de N total; C lábil: teor de C lábil; N lábil: teor de N lábil; Clábil\_Nlábil: relação C/N lábil; Est. C: estoque de C; Est. N: estoque de N; MOP: proporção da fração MOP; MAM: proporção da fração MAM; Ds: densidade do solo; Silte+Argila: proporção de silte + argila.

A importância das variáveis para a discriminação e agrupamento das áreas de estudo diferiram entre as camadas de 0-20 cm, e as demais camadas (0-40, 0-60 e 0-100 cm) (Tabela 3). Na camada de 0-20 cm, as variáveis com maior contribuição em ordem decrescente foram: C total (12,7%) > Estoque de C (12,5%) > Estoque de N (11,2%) = N total (11,2%) > Argila (11,0%) > Silte+Argila (8,3%) = Areia (8,3%) > Areia Grossa (7,0%) > Proporção da fração MOP (6,5%) = Proporção de MAM (6,5%) > Silte (5,0%) (Tabela 3).

**Tabela 3.** Coeficientes de correlação entre as variáveis e componentes principais (CP1 e CP2) e a contribuição das variáveis para a discriminação e agrupamento das áreas de estudo considerando as componentes principais (CP1 e CP2) nas camadas avaliadas (0-20, 0-40, 0-60, 0-100 cm)

Variáveis	Coeficiente de Correlação das Componentes Principais		Contribuição (%)
	CP1	CP2	
<b>0-20 cm</b>			
C total	0,83	-0,55	12,7
Estoque de C	0,82	-0,55	12,5
Estoque de N	0,86	-0,49	11,2
N total	0,86	-0,49	11,2
Argila	0,78	0,51	11,0
Silte + Argila	0,94	0,33	8,3
Areia	-0,94	-0,33	8,3
Areia Grossa	-0,85	-0,31	7,0
MAM	0,96	0,20	6,5
MOP	-0,96	-0,20	6,5
Silte	0,91	0,09	5,0
<b>Variância Total (%)</b>	<b>77,9</b>	<b>15,9</b>	
<b>Variância Acumulada (%)</b>	<b>77,9</b>	<b>93,8</b>	
<b>0-40 cm</b>			
C lábil	0,003	-0,90	22,8
N lábil	0,98	0,07	17,0
MAM	-0,82	-0,22	9,3
MOP	0,96	0,07	9,3
C total	0,98	0,03	8,7
N total	0,73	-0,40	8,7
Estoque de N	-0,73	0,40	8,5
Estoque de C	-0,25	-0,76	8,4
Densidade do solo	0,98	0,04	7,4
<b>Variância Total (%)</b>	<b>62,2</b>	<b>19,6</b>	
<b>Variância Acumulada (%)</b>	<b>62,2</b>	<b>81,8</b>	

**Tabela 3. Cont.** Coeficientes de correlação entre variáveis e componentes principais (CP1 e CP2) e a contribuição das variáveis para a discriminação e agrupamento das áreas de estudo considerando as componentes principais (CP1 e CP2) nas camadas avaliadas (0-20, 0-40, 0-60, 0-100 cm)

Variáveis	Coeficiente de Correlação das Componentes Principais		Contribuição (%)
	CP1	CP2	
<b>0-60 cm</b>			
C lábil	-0,29	-0,92	24,5
N lábil	0,33	-0,91	23,8
MOP	0,93	-0,18	6,9
MAM	-0,93	0,18	6,9
N total	-0,99	-0,04	6,8
C total	-0,98	-0,08	6,8
Estoque de N	-0,98	-0,03	6,7
Estoque de C	-0,96	-0,08	6,6
Densidade do Solo	0,87	0,17	6,0
Relação C/N lábil	-0,85	-0,01	5,1
<b>Variância Total (%)</b>	<b>72,0</b>	<b>17,8</b>	
<b>Variância Acumulada (%)</b>	<b>72,0</b>	<b>89,8</b>	
<b>0-100 cm</b>			
C lábil	-0,16	-0,96	25,5
N lábil	0,42	-0,87	22,2
N total	-0,98	-0,04	7,0
C total	-0,97	-0,12	6,9
MOP	0,93	-0,18	6,9
MAM	-0,93	0,18	6,9
Estoque de C	-0,96	-0,11	6,7
Estoque de N	-0,97	-0,04	6,7
Densidade do Solo	0,89	0,17	6,3
Relação C/N lábil	-0,83	-0,07	5,0
<b>Variância Total (%)</b>	<b>71,7</b>	<b>18,1</b>	
<b>Variância Acumulada (%)</b>	<b>71,7</b>	<b>89,8</b>	

Nas camadas 0-40, 0-60 e 0-100 cm, apesar de outras variáveis terem sido identificadas como importantes para a discriminação e formação dos grupos, C lábil e N lábil, juntas, detiveram aproximadamente 40,0%, 48% e 48% da contribuição para formação dos grupos, , respectivamente,(Tabela 3).

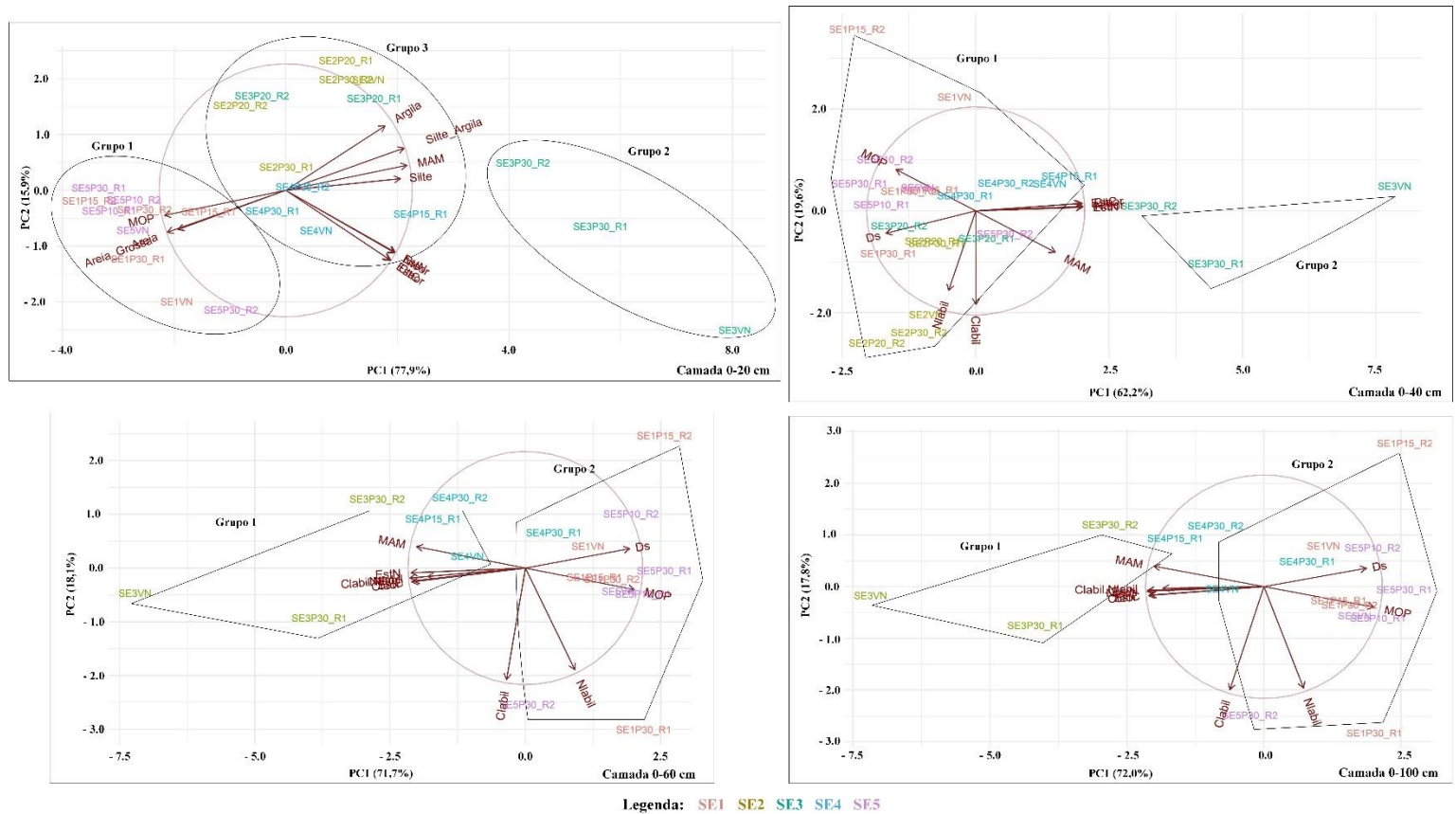
A correlação das variáveis com as componentes principais, CP1 e CP2, permitem um melhor entendimento sobre a importância de cada variável. Na camada 0-20 cm, as variáveis mostraram maior associação com a CP1, especialmente àquelas com maior importância para a

conformação dos grupos nesta camada, o que justifica a variância total dos dados estar mais concentrada a esta componente principal. Na camada seguinte, 0-40 cm, as correlações também foram maiores com a CP1, no entanto, a variável C lábil identificada como a mais importante está fortemente (-0,92) correlacionada a CP2, reduzindo a explicação da variação total dos dados da CP1 para 62,2%, comparativamente aos 77,9% na camada 0-20 cm. Já nas camadas 0-60 e 0-100 cm, as variáveis C e N lábil, que respondem por aproximadamente 48% da contribuição para discriminação e formação dos grupos em ambas as camadas, apresentaram-se fortemente correlacionadas com a CP2, no caso -0,92 e -0,91 para C e N lábil na camada 0-60 cm, e -0,96 e -0,87 para C e N lábil na camada 0-100 cm (Tabela 3), respectivamente.

### **3.2. Teores e estoques de C e N do solo nas frações MOP e MAM**

A quantificação dos teores e estoques de C e N das frações MOP e MAM da MOS permite um maior detalhamento sobre o tempo de ciclagem, taxas de degradação bioquímica e microbiana e, conseqüentemente, sobre a qualidade do solo, visto que por meio da recalitrância do material e interação organo-mineral, estes compartimentos determinam a capacidade do solo em reter C atmosférico (Rangel & Silva, 2007; Guimarães et al., 2012).

O padrão de agrupamento na abordagem das áreas estudadas quando avaliada as frações da MOS foi semelhante ao observado quando se avaliaram os teores e estoques totais, destacando-se SE3<sub>VN</sub>, SE3<sub>P30R1</sub> e SE3<sub>P30R2</sub> pelos maiores teores e estoques de C e N em todas as camadas. Já as demais áreas, segregaram-se em virtude da maior associação do C e N com a fração MAM. Ressalta-se, ainda, que nas camadas 0-60 e 0-100 cm, a distribuição do C e N de SE4<sub>P15R1</sub> nas frações granulométricas da MOS foi semelhante à SE3<sub>VN</sub>, SE3<sub>P30R1</sub> e SE3<sub>P30R2</sub>. Por outro lado, contrariamente à abordagem dos teores e estoques de C e N totais, em todas as camadas, a SE1 e SE5 agruparam-se com as demais áreas, revelando uma forte relação com a fração MOP (Figura 3).



**Figura 3.** Dispersão das diferentes áreas de estudo coletadas nas camadas 0-20, 0-40, 0-60 e 0-100 cm na bacia do Lontra, Tocantins pela análise de componentes principais (ACP). Áreas de vegetação nativa (NV) e pastagens com 10 (P10\_R1 e P10\_R2), 15 (P15\_R1 e P15\_R2), 20 (P20\_R1 e P20\_R2) e 30 (P30\_R1 e P30\_R2) anos de implantação, nas situações de estudo, SE1 (Floresta Ombrófila sobre Neossolo Quartzarênico), SE2 (Floresta Ombrófila sobre Plintossolo Pétrico), SE3 (Cerrado Denso sobre Latossolo Petrolítico), SE4 (Cerrado Denso sobre Argissolo Vermelho-Amarelo) e SE5 (Cerrado *Strictu Sensu* sobre Neossolo Quartzarênico). C MAM: teor de C na fração MAM; C MOP: teor de C na fração MOP; N MAM: teor de N na fração MAM; N MOP: teor de N na fração MOP; C labil MAM: teor C lábil na fração MAM; C labil MOP: teor C lábil na fração MOP; Est.C MAM: estoque de C na fração MAM; Est.N MAM: estoque de N na fração MAM; Est.N MOP: estoque de N na fração MOP; MOP: proporção da fração MOP; MAM: proporção da fração MAM.

A exceção da camada 0-40 cm, as variáveis identificadas como importantes para a conformação dos grupos foram os teores e estoques de C e N totais tanto na MOP quanto na MAM. Notou-se que àquelas associadas a MOP apresentaram, em todas as camadas, as maiores contribuições para a discriminação e agrupamento das áreas (Tabela 4).

**Tabela 4.** Coeficientes de correlação entre as variáveis e componentes principais (CP1 e CP2) e a contribuição das variáveis para a discriminação e agrupamento das áreas de estudo considerando as componentes principais (CP1 e CP2) nas camadas avaliadas (0-20, 0-40, 0-60, 0-100 cm)

Variáveis	Coeficiente de Correlação das Componentes Principais		Contribuição (%)
	CP1	CP2	
<b>0-20 cm</b>			
Estoque de N na MOP	-0,98	-0,16	16,8
C na MOP	-0,78	0,61	16,2
N na MOP	-0,85	0,50	13,3
MOP	0,85	0,47	12,1
MAM	-0,85	-0,47	12,1
Estoque de C da MAM	-0,98	-0,17	7,6
Estoque de N MAM	-0,98	-0,17	7,5
C na MAM	-0,98	-0,14	7,3
N na MAM	-0,98	-0,12	7,1
<b>Variância Total (%)</b>	<b>79,4</b>	<b>17,2</b>	
<b>Variância Acumulada (%)</b>	<b>79,4</b>	<b>96,6</b>	
<b>0-40 cm</b>			
C lábil na MAM	0,003	-0,90	46,2
MOP	0,86	-0,49	9,0
MAM	0,82	-0,55	9,0
Estoque de N na MAM	0,83	-0,55	9,0
Estoque de C na MAM	-0,82	0,51	9,0
C na MAM	0,98	0,07	8,9
N na MAM	0,96	0,20	8,8
<b>Variância Total (%)</b>	<b>78,6</b>	<b>14,9</b>	
<b>Variância Acumulada (%)</b>	<b>78,6</b>	<b>93,5</b>	

**Tabela 4. Cont.** Coeficientes de correlação entre as variáveis e componentes principais (CP1 e CP2) e a contribuição das variáveis para a discriminação e agrupamento das áreas de estudo considerando as componentes principais (CP1 e CP2) nas camadas avaliadas (0-20, 0-40, 0-60, 0-100 cm)

Variáveis	Coeficiente de Correlação das Componentes Principais		Contribuição (%)
	CP1	CP2	
<b>0-60 cm</b>			
C lábil na MAM	0,00	0,82	23,0
C na MOP	-0,83	0,46	11,4
Estoque de N na MOP	-0,79	0,44	10,3
N na MOP	-0,92	0,31	8,4
MOP	0,93	0,28	7,7
Estoque de N na MAM	-0,98	-0,17	6,6
Estoque de C na MAM	-0,97	-0,17	6,6
N na MAM	-0,97	-0,16	6,3
C na MAM	-0,96	-0,16	6,2
C lábil na MOP	-0,94	0,13	5,8
<b>Variância Total (%)</b>	<b>77,5</b>	<b>13,2</b>	
<b>Variância Acumulada (%)</b>	<b>77,5</b>	<b>90,7</b>	
<b>0-100 cm</b>			
Estoque de N na MOP	0,76	0,60	19,1
C na MOP	0,81	0,54	16,4
N na MOP	0,91	0,41	12,1
MOP	-0,92	0,31	9,3
MAM	0,92	-0,31	9,3
Estoque de N na MAM	0,98	-0,19	7,2
N na MAM	0,97	-0,19	7,2
C na MAM	0,96	-0,19	7,1
Estoque de C na MAM	0,97	-0,18	7,0
C lábil na MOP	0,93	0,04	5,2
<b>Variância Total (%)</b>	<b>83,5</b>	<b>11,6</b>	
<b>Variância Acumulada (%)</b>	<b>83,5</b>	<b>95,1</b>	

A diferenciação entre as áreas de estudo está mais associada a distribuição em torno da componente principal 1 (CP1) e às variáveis da MAM, fortemente correlacionadas a essa componente: 0-20 {teores (-0,98) e estoques (-0,98) de C total; teores (-0,98) e estoques (-0,98) de N total}, 0-40 {teores (0,98) e estoques (-0,82) de C total; teores (0,96) e estoques (0,83) de N total}, 0-60 {teores (-0,96) e estoques (-0,97) de C total; teores (-0,97) e estoques (-0,98) de N total} e 0-100 cm {teores (0,96) e estoques (0,97) de C total; teores (0,97) e estoques (0,98) de N total} (Tabela 4). O grupo 1, constituído pela SE3<sub>VN</sub>, SE3<sub>P30R1</sub> e SE3<sub>P30R2</sub> (0-20 e 0-40 cm) e



SE3<sub>VN</sub>, SE3<sub>P30R1</sub>, SE3<sub>P30R2</sub> e SE4<sub>P15R1</sub> (0-60 e 0-100 cm), distinguiram-se das demais áreas pelos maiores valores daquelas variáveis fortemente correlacionadas a CP1, a saber: teores e estoques de C e N em: 0-20 cm ( $20,6 \pm 3,9$  g kg<sup>-1</sup> e  $1,8 \pm 0,3$  g kg<sup>-1</sup>;  $19,6 \pm 3,9$  t ha<sup>-1</sup> e  $1,7 \pm 0,3$  ha<sup>-1</sup>, respectivamente), 0-40 cm ( $28,3 \pm 6,4$  g kg<sup>-1</sup> e  $32,9 \pm 7,5$  t ha<sup>-1</sup>;  $2,3 \pm 0,5$  g kg<sup>-1</sup> e  $2,7 \pm 0,6$  t ha<sup>-1</sup>, respectivamente), 0-60 ( $28,5 \pm 7,7$  g kg<sup>-1</sup> e  $39,2 \pm 8,5$  t ha<sup>-1</sup>;  $2,3 \pm 0,6$  g kg<sup>-1</sup> e  $3,2 \pm 0,6$  t ha<sup>-1</sup>, respectivamente) e 0-100 cm ( $31,9 \pm 8,3$  g kg<sup>-1</sup> e  $48,7 \pm 11,3$  t ha<sup>-1</sup>;  $2,6 \pm 0,6$  g kg<sup>-1</sup> e  $3,9 \pm 0,8$  t ha<sup>-1</sup>, respectivamente), comparados aos teores e estoques de C e N do grupo 2 nas camadas: 0-20 ( $2,4 \pm 0,4$  t ha<sup>-1</sup> e  $3,0 \pm 0,5$  t ha<sup>-1</sup>;  $0,2 \pm 0,03$  g kg<sup>-1</sup> e  $0,3 \pm 0,1$  t ha<sup>-1</sup>, respectivamente), 0-40 ( $3,4 \pm 0,6$  g kg<sup>-1</sup> e  $4,9 \pm 0,8$  t ha<sup>-1</sup>;  $0,3 \pm 0,05$  g kg<sup>-1</sup> e  $0,4 \pm 0,07$  t ha<sup>-1</sup>, respectivamente), 0-60 ( $3,0 \pm 0,8$  g kg<sup>-1</sup> e  $5,0 \pm 1,4$  t ha<sup>-1</sup>;  $0,2 \pm 0,07$  g kg<sup>-1</sup> e  $0,4 \pm 0,1$  t ha<sup>-1</sup>, respectivamente) e 0-100 cm ( $3,7 \pm 1,1$  t ha<sup>-1</sup> e  $7,0 \pm 2,1$  t ha<sup>-1</sup>;  $0,3 \pm 0,1$  t ha<sup>-1</sup> e  $0,6 \pm 0,2$  t ha<sup>-1</sup>, respectivamente) (Figura 3).

### 3.3. Alterações na origem do C

As taxas de perdas de C-C3 e ganhos de C-C4 fornecem indícios da dinâmica da MOS, especialmente pela avaliação nas frações MOP e MAM (Figura 10). As taxas de perda de C-C3 apresentaram valores positivos quando os teores de C-C3 presentes nas áreas de pastagem foram superiores aos valores nas áreas de vegetação nativa, enquanto que valores negativos indicam perdas de C-C3 frente as condições iniciais sob vegetação nativa. Já as taxas de ganho de C-C4 serão sempre positivas, uma vez que revelam o incremento de C-C4 de pastagem em substituição ao C-C3.

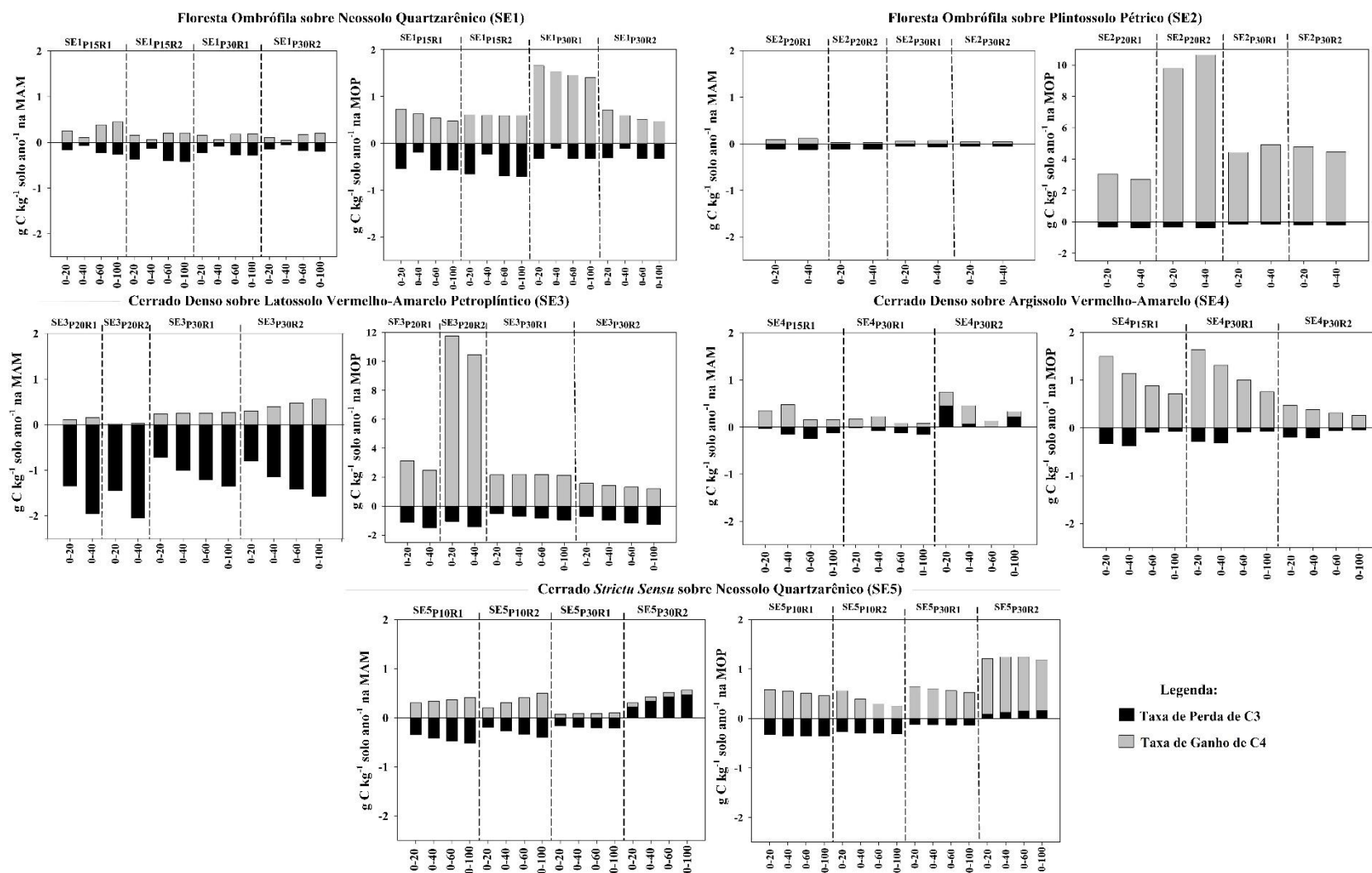
A exceção da SE1, não ocorreram grandes diferenças entre as taxas de perdas de C-C3, em relação à vegetação nativa na MOP e MAM. Todavia, pode ser notado crescimento linear das perdas anuais de C-C3 na MAM com o aumento da profundidade, comportamento esse não observado na MOP, a qual tende a reduzir (Figura 10). Quanto as taxas de ganho de C-C4, os maiores incrementos anuais ocorreram na MOP, com destaque para as SE2 e SE3, onde, em alguns casos, foram 9,8 a 10,6 g C kg solo<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e 11,7 a 10,4 g C kg solo<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente, superiores às observadas na MAM nas camadas 0-20 e 0-40 cm de SE2<sub>P20R2</sub> e SE3<sub>P20R2</sub> (Figura 10).

As perdas de C-C3 e ganhos de C-C4 foram mais intensas nos primeiros 20 cm, o que pode ser observado pela similaridade ou superioridade em relação às encontradas em 0-100 cm (Figura

10). As taxas de perdas e ganhos por centímetro em 0-20 cm, corresponderam à 24,2 e 10,5 vezes às observadas em 0-100 cm da SE4<sub>P15 R1</sub> na MOP.

Em relação às SEs, nas áreas de Cerrado Denso sobre Latossolo Vermelho-Amarelo (SE3) foram encontradas as maiores taxas de perdas em todas as camadas e em ambas as frações, com valores entre 1,1 g C kg<sup>-1</sup> solo ano<sup>-1</sup> e 1,5 g C kg<sup>-1</sup> solo ano<sup>-1</sup>, respectivamente, na MOP para 0-20 cm e 0-100 cm em SE3<sub>P20</sub>. Na MAM, as taxas variaram de 1,4 g C kg<sup>-1</sup> solo ano<sup>-1</sup>, em 0-20 cm, a 2,0 g C kg<sup>-1</sup> solo ano<sup>-1</sup>, na camada 0-100 cm, para as mesmas áreas de pastagens de 20 anos. Por outro lado, as menores perdas de C-C3 ocorreram nas áreas de Floresta Ombrófila sobre Plintossolo Pétrico (SE2), 0,1 ± 0,01 g C kg<sup>-1</sup> solo ano<sup>-1</sup> na MAM e 0,3 ± 0,03 g C kg<sup>-1</sup> solo ano<sup>-1</sup> na MOP (Figura 10). No que se refere as taxas de ganho de C-C<sub>4</sub>, as maiores foram encontradas nas SE2 (5,6 ± 1,05 g C kg<sup>-1</sup> solo ano<sup>-1</sup>) e SE3 (3,5 ± 1,3 g C kg<sup>-1</sup> solo ano<sup>-1</sup>) na MOP, enquanto as menores ocorreram na MAM da SE2 (0,1 ± 0,01 g C kg<sup>-1</sup> solo ano<sup>-1</sup>).

A dinâmica de substituição do C-C3 na SE4 apresentou comportamento diferenciado em relação as demais SEs. Nessas áreas sobre Argissolo Vermelho-Amarelo, principalmente para a MOP, as perdas de C-C3 e ganhos de C-C<sub>4</sub> foram inversamente proporcionais à camada, sendo as maiores taxas observadas em superfície e as menores na camada 0-100 cm (Figura 10).



**Figura 4.** Taxas anuais de perdas de C-C3 e ganhos de C-C4 nas frações da matéria orgânica particulada (MOP) e associada a minerais (MAM) das áreas de pastagens com 10 (P10\_R1 e P10\_R2), 15 (P15\_R1 e P15\_R2), 20 (P20\_R1 e P20\_R2) e 30 (P30\_R1 e P30\_R2) anos de implantação em relação às áreas de vegetação nativa (VN) nas diferentes situações de estudo (SE1, SE2, SE3, SE4 e SE5), na bacia do Rio Lontra, Tocantins.

De modo geral, as áreas de pastagem com idade superior a 30 anos tiveram as menores perdas anuais de C-C3 comparadas àquelas de 10, 15 e 20 anos. Na SE5<sub>P30R2</sub> foram encontrados valores positivos para as taxas de perda de C-C3, o que indica ganho de C derivado de vegetação nativa, efeito esse contrário ao observado nas demais áreas da SE5 (Figura 10). Tais resultados indicam que as maiores perdas ocorrem nos primeiros anos de conversão de floresta-pastagem.

## **4. Discussão**

### **4.1. Teores totais versus frações de C e N da MOS**

Em ambas as abordagens, as pastagens, em seus diferentes tempos de implantação, agruparam-se com as de vegetação nativa nas diferentes situações de estudo avaliadas, revelando que a ciclagem da MOS nesses ambientes é muito elevada, pois as pastagens mais recentes se assemelham às mais antigas e essas às áreas de vegetação nativa. A dinâmica da MOS, bem como as mudanças nos estoques de C no solo, é controlada principalmente pelos seguintes fatores: (i) a qualidade do material aportado ao solo; (ii) a biota do solo, especialmente os microrganismos; (iii) proteção física, tal como a agregação do solo; (iv) interação com a matriz do solo, como as partículas de silte e argila; e (v) natureza química da própria MOS (Paul et al., 2015). Alguns estudos têm demonstrado o restabelecimento dos teores de C no solo em áreas de pastagens em substituição a vegetação nativa (Roscoe et al., 2001; Neufeldt et al., 2002; Wilcke & Lilienfein, 2004). Outros trabalhos mencionam que a introdução de pastagens pode reduzir os estoques no C nos primeiros anos da implantação e aumentar nos anos seguintes, até atingir valores próximos ou até superiores ao da vegetação natural (Melo, 2003; Salimon et al., 2007). Santos (2008) acrescenta que na região Amazônica, as pastagens podem apresentar estoques de C no solo similares ou superiores as áreas de vegetação nativa, em um período de 10 anos.

As áreas de estudo, a exceção da camada de 0-20 cm, tenderam a agrupar de forma semelhante em ambas as abordagens: teores e estoques totais de C e N ou suas frações (distribuição do C e N totais nas frações granulométricas da MOS, isto é, em C MOP, N MOP, C MAM e N MAM). Tais resultados sugerem que os conteúdos e teores de C e N no solo sejam reflexo da forma como estes se distribuem na MOS. O avançado estágio de humificação e estabilidade dos compostos orgânicos presentes na fração associada aos minerais (Zinn et al., 2005)

proporcionaram a manutenção do C e N no solo. Para tanto, é necessário que a MOS seja constituída por frações quimicamente estáveis e pouco suscetíveis às mudanças na uso e cobertura do solo, assim como às práticas de manejo adotadas (Bayer et al., 2004; Rumpel & Kögel-Knabner, 2011).

Na região Amazônica, a dinâmica do C e N, assim como a distribuição desses nas frações MOP e MAM em ambientes de conversão de florestas para pastagens mudam conforme a textura do solo e a recalcitrância do material orgânico (Neill & Davidson, 2000; Davidson & Artaxo, 2004; Cerri et al., 2007; Lisboa et al., 2009). Os solos de clima tropical altamente intemperizados, tais como os apresentados na SE3 (Latosolo Vermelho-Amarelo Ácrico Petroplúntico), possuem elevada concentração de óxidos de Fe e Al que favorecem a formação de complexos orgânico-minerais que são muito estáveis (Sørensen, 1972; Boudot et al., 1988; Dick & Schwertmann, 1996; Feller & Beare, 1997, Lisboa et al., 2009) e torna os compostos orgânicos mais resistentes a ação microbiana (Hassink & Whitmore, 1997; Schulten & Leinwebwe, 2000). Dessa forma, garantam-se o aumento dos teores e estoques de C e N no solo, justificando àqueles valores de destaque encontrados nas áreas SE3<sub>VN</sub>, SE3<sub>P30 R1</sub> e SE3<sub>P30 R2</sub>. Em adição, a forma como as pastagens de SE3<sub>P30</sub> vêm sendo conduzidas, associadas as características físicas dos Latossolos, favoreceram os processos de humificação frente à mineralização da matéria orgânica, de modo a garantir os estoques de C e N em maiores proporções sob a forma mais estável da MOS, estando os resultados em concordância com aqueles obtidos por Roscoe et al. (2001). Dessa forma, as maiores relações das áreas de pastagens com os estoques de C e N armazenados na fração MAM, mostram o papel importante que estas áreas possuem no sequestro de CO<sub>2</sub> atmosférico e redução das emissões dos gases do efeito estufa (Lal, 2002; Souza et al., 2009), dada a menor taxa de ciclagem do C e N presentes nessa fração (Diekow et al., 2005).

As áreas de estudo que apresentaram maiores relações com a MOP (SE1, SE2, SE3<sub>P20</sub>, SE4 e SE5), mostraram-se mais sensíveis às alterações no uso e cobertura, bem como ao manejo aplicado ao solo em virtude da maior ciclagem da MOS (Duxbury et al., 1989; Gmach et al., 2018), proporcionando assim, menores estoques e teores de C e N no solo. O acúmulo de C e N no solo pelas forrageiras e gramíneas pode ser associado à alta produção de biomassa de raízes (Santos et al., 2011) e de material vegetal na parte aérea (Franzluebbbers & Stuedemann, 2008). Quanto maior a quantidade de raízes, aliado ao corte da parte aérea que provoca intensa liberação de compostos

orgânicos (Tisdall & Oades, 1982), maior é o favorecimento da biomassa microbiana do solo, a qual utiliza esses compostos como fonte de C para sua atividade como catalizador na decomposição de matéria orgânica (Souza et al., 2010). Assim, a menor estabilização da matéria orgânica na fração mineral (Bayer et al., 2004; Campos et al., 2011; Rossi et al., 2012) nas áreas SE1, SE2, SE3<sub>P20</sub>, SE4<sub>P30 R1</sub> e SE5 em todas as camadas, junto a ação da microbiota do solo justifica os menores teores e estoques de C e N total, e consequentemente a associação desses elementos à MAM. Esses resultados sugerem que a ausência de manejo nessas áreas configura o sistema como não sustentável, considerando a relação negativa com a fração MAM e que representa a ocorrência dos processos de estabilização da MOS (Stefano & Jacobson, 2018), além de contribuir para emissões de gases de efeito estufa.

Na camada 0-20 cm, as áreas inseridas sobre Neossolo Quartzarênico (SE1 e SE5) foram agrupadas em função dos menores teores e estoques de C e N no solo (Figura 2), indicando maior velocidade de ciclagem da MOS em virtude da menor intensidade dos mecanismos de proteção física, característicos de solos de textura arenosa. Todavia, essa segregação do restante das SEs não pode ser observada quando foram utilizados os dados de MOP e MAM na análise de agrupamento (Figura 3), sendo essa similaridade associada à maior relação com a fração particulada da MOS. Tal resultado sugere, que a distribuição do C e N nas frações MOP e MAM não foram determinadas somente pela textura do solo, já que os principais fatores que controlam o comportamento da MOS em climas tropicais, além da textura, são umidade, estrutura, mineralogia e manejo do solo (Motavalli et al., 1995; Scott et al., 1996; Batjes & Sombroek, 1997; Feller & Beare, 1997; Zech et al., 1997; Schjonning et al., 1999; Schoenholtz et al., 2000; Powers & Schlesinger, 2002; Telles et al., 2003).

#### **4.2. Alterações na origem do C nas SEs**

A fração associada aos minerais (MAM) é afetada pelos sistemas de manejo, enquanto a MOP é influenciada pelo aporte de resíduos vegetais (Six et al., 1999). O fato das perdas de C-C<sub>3</sub> e ganhos de C-C<sub>4</sub> na MOP serem mais expressivas nos primeiros 20 cm do perfil, dada a similaridade com os valores observados as camadas de 40, 60 e 100 cm de profundidade, deve-se a maior sensibilidade dessa fração à mudança no aporte de material vegetal e a elevada taxa de

ciclagem (Diekow et al., 2005), aumentando a velocidade de substituição do C-C<sub>3</sub> pelo C-C<sub>4</sub>. A parte aérea e o sistema radicular das gramíneas proporcionam um grande aporte de material vegetal que, em consequência, contribui para o rápido enriquecimento da MOS com C-C<sub>4</sub> (Fernandes et al., 1999; Araújo et al., 2011; Breulmann et al., 2012) em substituição ao C-C<sub>3</sub>. Tal fato ocorre principalmente na MOP, dada a maior labilidade do material presente nessa fração, já que o grau de proteção determina a taxa de degradação (Vieira et al., 2007, Wendling et al., 2010, Guimarães et al., 2014). A MAM possui forte interação com a fração coloidal do solo, que por sua vez proporciona menor ciclagem da MOS e substituição do C-C<sub>3</sub> pelo C-C<sub>4</sub> (Canellas et al., 2000; Corrêa et al., 2003; Lisboa et al., 2009), especialmente em profundidade (Canellas et al., 2000; Corrêa et al., 2003; Rumpel & Kögel-Knabner, 2011; Fang et al., 2015).

As maiores perdas anuais de C-C<sub>3</sub> nas pastagens com menor tempo de implantação na fração MOP em comparação àquelas com idade superior a 30 anos, se deve a rápida mineralização do C-C<sub>3</sub> e de outros fatores que interferem na taxa de mineralização do C e na atividade biológica do solo. Tais fatores podem ser intrínsecos ao ambiente, como altas temperatura e precipitação e mineralogia da argila (Blécourt et al. 2013), ou menor ocorrência de mecanismos físicos de proteção de agregados, que ocultam C orgânico, menor recalitrância bioquímica e maior tempo de exposição dos resíduos a ação de microrganismos (Volkoff & Cerri, 1981; Bernoux et al., 1999; Koutika et al., 1999; Koutika et al., 2000). Portanto, percebe-se que a redução dos teores de C-C<sub>3</sub> após a conversão de floresta em pastagem, está associada as condições que favorecem a oxidação da MOS frente a estabilização (Guimarães et al., 2014). Em adição, ressalta-se que menores perdas anuais de C-C<sub>3</sub> nas pastagens mais antigas na fração mais estável da MOS, a MAM (Wiesenberg et al., 2010), configura-se como fonte de sequestro de CO<sub>2</sub> (Loss et al., 2011b; Guareschi et al., 2012; Gazolla et al., 2015), e assim, de mitigação do efeito estufa e aquecimento global. A MAM é composta por material mais recalitrante e associada com os minerais do solo na forma de complexos orgânico-minerais, que garantem a menor ciclagem de C (Guimarães et al., 2014). Por isso, esta fração é considerada o maior compartimento do solo para estoque de C, sendo esse C pouco mineralizável (Jagadamma & Lal, 2010, Guimarães et al., 2014).

Na situação de estudo que adota a renovação das pastagens com revolvimento do solo como única prática de manejo (SE2), foram observadas as menores taxas de perda de C-C<sub>3</sub> em ambas as frações e os menores ganhos de C-C<sub>4</sub> na fração MAM. A substituição de ecossistemas naturais por

áreas com culturas propicia a redução do C do solo, principalmente em função da diminuição do aporte, seja pela menor produção primária ou pela maior remoção do material vegetal pelos animais, como também pelo sistema de manejo do solo adotado (Hickmann & Costa, 2012). O revolvimento do solo causa a ruptura dos agregados, acelerando as perdas de C pela oxidação da MOS, reduzindo a atuação dos processos físicos de proteção da MOS. Todavia, outros processos de estabilização da MOS podem ocorrer de modo a reduzir a substituição do C-C<sub>3</sub>, tais como os mecanismos de proteção bioquímica da MOS, que estão associados a estrutura molecular dos resíduos (Six et al., 2002) contribuindo para menor ciclagem da MOS (Guimarães et al., 2014), maior tempo de permanência no solo (Ebeling et al., 2013) e, assim, para a manutenção do C-C<sub>3</sub>. Belmonte et al. (2018) acrescentam que as práticas de manejo modificam quantitativa e qualitativamente as entradas de MOS, pelas mudanças no crescimento das plantas, decomposição de raízes e liberação de exsudatos por estas. Por outro lado, o enriquecimento da MOP com C-C<sub>4</sub> ocorre em resposta à incorporação ao solo do material vegetal adicionado pelas gramíneas, acelerando a decomposição de materiais de maior labilidade presentes nessa fração, reduzindo assim, a formação de compostos orgânicos mais recalcitrantes, típicos da fração MAM.

As maiores perdas de C-C<sub>3</sub> e ganhos de C-C<sub>4</sub> nas áreas da SE4 refletem o efeito da mudança textural abrupta entre as camadas 0-40 e 0-60 cm, característica dos Argissolos, na dinâmica da MOS. O solo sob condições naturais se organiza estruturalmente ao longo do tempo pela sua composição granulométrica, química e atividade dos microrganismos, que são dependentes das condições do ambiente que estão inseridos. A conversão de floresta para pastagem resulta em mudanças na estrutura do solo, resultando em perdas de MOS e agregados de maior estabilidade (Vezzani & Mielniczuk, 2011). Assim, assumindo os efeitos da mudança do uso e cobertura na estruturação do solo, juntamente àqueles inerentes a textura franco-arenosa na superfície, compreende-se as maiores perdas de C-C<sub>3</sub> e ganhos de C-C<sub>4</sub> nas camadas 0-20 e 0-40 cm na fração MOP, dada a interferência nos processos físicos de estabilização da MOS e a formação dos complexos organo-minerais (Tisdall & Oades, 1982; Golchin et al., 1994, 1995; Jagadamma & Lal, 2010; Vogel et al., 2015; Belmonte et al., 2018).



## 5. Conclusões

As áreas de vegetação nativa (SE3<sub>VN</sub>) e pastagens com mais de 30 anos (SE3<sub>P30R1</sub> e SE3<sub>P30R2</sub>), associadas ao tipo de vegetação Cerrado Denso e sobre Latossolo Vermelho-Amarelo Petroplúntico (SE3), destacaram-se das situações estudadas pelos maiores teores e estoques de C e N no solo e na matéria orgânica associada a minerais (MAM).

O tempo de implantação das pastagens e o tipo de vegetação não influenciaram a discriminação das áreas de estudo quando foram avaliadas a quantidade e a distribuição de C e N nas frações da MOS.

A textura do solo contribuiu para a segregação das situações de estudo sobre Neossolo Quartzarênico (SE1 e SE5) em relação às demais, na camada de 0-20 cm, especialmente quanto aos teores e estoques de C e N no solo, o que não ocorreu com as mesmas variáveis avaliadas nas frações da matéria orgânica particulada (MOP) e associada a minerais (MAM).

As maiores perdas de C-C3 ocorreram nas pastagens com menor tempo de implantação e implantadas em áreas de Cerrado Denso sobre Latossolo Vermelho-Amarelo Petroplúntico (SE3), não havendo diferenças entre as frações da MOS. Os maiores ganhos de C-C4 ocorreram na fração particulada e em pastagens com 20 anos em áreas de Floresta Ombrófila sobre Plintossolo Pétrico (SE3) e em áreas de Cerrado Denso sobre Latossolo Vermelho-Amarelo Petroplúntico (SE3).

## 6. Referências Bibliográficas

- ALVAREZ V., V.H.; NOVAIS, R.F.; DIAS, L.E. & OLIVEIRA, J.A. (2000). Determinação e uso do fósforo remanescente. (Boletim Informativo). Sociedade Brasileira de Ciência do Solo 25, 27-32.
- AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J. & FERNANDES, S.B.V. (2000). Leguminosas e adubação mineral como fontes de nitrogênio para o milho em sistemas de preparo do solo. R. Bras. Ci. Solo. 24(1):179-189.
- ARAÚJO, E.A.; KER, J.C.; MENDONÇA, E.S.; SILVA, I.R. & OLIVEIRA, E.K. (2011). Impacto da conversão floresta-pastagem nos estoques e na dinâmica do carbono e substâncias húmicas do solo no bioma Amazônico. Acta Amazonica, 41(1):103-114.
- BALESDENT, J. & MARIOTTI, A. (1996). Measurement of soil organic matter turnover using <sup>13</sup>C natural abundance. In: Boutton, T.W., Yamasaki, S.I. (Eds.), Mass Spectrometry of Soils. Marcel Dekker, New York (USA), pp. 83–111.
- BALESDENT, J.; MARIOTTI, A. & GUILLET, B. (1987). Natural <sup>13</sup>C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. Soil Biol. Biochem. 19:25–30.

- BATJES, N.H. & SOMBROEK, W.G. (1997). Possibilities for carbon sequestration in tropical and subtropical soils. *Glob Chang Biol.* 3(2):161-173.
- BAYER, C. & MIELNICZUK, J. (1999). Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O., ed. *Fundamentos da matéria orgânica: Ecossistemas tropicais e subtropicais*. Porto Alegre, Gênese. p.9-23.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L. MIELNICZUK, J. & PAVINATO, A. (2004). Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. *Pesq. agropec. bras.* 39(7): 677-683.
- BAYER, C.; SPAGNOLLO, E.; WILDNER, L.P.; ERNANI, P.R. & ALBURQUEQUE, J.A. (2003). Incremento de carbono e nitrogênio num latossolo pelo uso de plantas estivas para cobertura do solo. *Ciência Rural.* 33(3): 469-475. *Plos One.* 8(7):1-9.
- BELMONTE, S.A.; CELI, L.; STAHEL, R.J.; BONIFACIO, E.; NOVELLO, V.; ZANINI, E. & STEENWERTH, K.L. (2018). Effect of long-term soil management on the mutual interaction among soil organic matter, microbial activity and aggregate stability in a Vineyard. *Pedosphere.* 28(2):288-298.
- BLÉCOURT, M.; BRUMME, R.; XU, J.; CORRE, M.D. & VELDKAMP, E. (2013). Soil carbon stocks decrease following conversion of secondary forest to rubber (*Hevea brasiliensis*) plantations.
- BOUDOT, J.P.; BRAHIM, B.H.; CHONÉ, T. (1988). Relative efficiency of complexed aluminium, noncrystalline Al hydroxide, alloplane and imogolite in retarding the biodegradation of citric acid. *Geoderma* 52:29–39.
- BOUTTON, T.W. (1991). Stable carbon isotope ratios of natural material: I. Sample preparation and mass spectrometric analysis. In: COLEMAN, D.C. & FRY, B. (Eds.). *Carbon isotope techniques*. New York: Academic Press.173-185.
- BRASIL. (2004). Ministério da Ciência e Tecnologia. Comunicação Nacional Inicial do Brasil a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Brasília: Coordenação-Geral de Mudanças Globais de Clima. 74p.
- BREULMANN, M.; BOETTGER, T.; BUSCOT, F.; GRUENGLING, R. & SCHULZ, E. (2016). Carbon storage potential in size–density fractions from semi-natural grassland ecosystems with different productivities over varying soil depths. *Sci. Total Environ.* 545–546:30–39.
- BREULMANN, M.; SCHULZ, E.; WEISSHUHN, K. & BUSCOT, F. (2012). Impact of the plant community composition on labile soil organic carbon, soil microbial activity and community structure in semi-natural grassland ecosystems of different productivity. *Plant and Soil.* 352, 253–265.
- CAMBARDELLA, C.A.; ELLIOTT, E.T. (1992). Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci Soc Am J.* 56 (3):777-783.
- CANELLAS, L.P.; BERNER, P.G.; SILVA, S.G.; BARROS, M.B.S. & SANTOS, G.A. (2000). Fractions of the organic matter in six soils of a topossequence in the Rio de Janeiro State, Brazil. *Pesq. agropec. bras.* 35: 133-143.
- CARMO, F.F.; FIGUEIREDO, C.C.; RAMOS, M.L.G.; VIVALDI, L.J. & ARAÚJO L.G. (2012). Frações granulométricas da matéria orgânica em Latossolo sob plantio direto com gramíneas. *Biosci. J., Uberlândia.* 28(3): 420-431.
- CARVALHO, D.C.; PEREIRA, M.G.; GUARESCHI, R.F.; SIMON, C.A.; TOLEDO, L.O. & PICCOLO, M.C. (2017). Carbono, Nitrogênio e Abundância Natural de  $\delta^{13}\text{C}$  do Solo em Coberturas Florestais. *Floresta e Ambiente.* 24:1-10.

- CERRI, C.E.P.; EASTER, M.; PAUSTIAN K, KILLIAN K.; COLEMAN, K.; BERNOUX, M.; FALLOON, P.; POWLSON, D.S.; BATJES, N.H.; MILNE, E. & CERRI, C.C. (2007). Predicted soil organic carbon stocks and changes in the Brazilian Amazon between 2000 and 2030. *Agric. Ecosyst. Environ.* 122:58–72.
- CONCEIÇÃO, P. C.; AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J. & SPAGNOLLO, E. (2005). Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. *R. Bras. Ci. Solo.* 29(5): 777-788.
- CORREIA, M.M.; KER, J.C.; MENDONÇA, E.S.; RUIZ, H.A. & BASTOS, R.S. (2003). Soil physical, chemical and mineral attributes of Várzeas de Sousa, Paraíba, Brazil. *R. Bras. Ci. Solo.* 27: 311-324.
- COUTO, W.H.; ANJOS, L.H.C.; PEREIRA, M.G.; GUARESCHI, R.F.; ASSUNÇÃO, S.A. & WADT, P.G.S. (2017). Carbono, Nitrogênio, Abundância Natural de  $\Delta^{13}\text{C}$  e  $\Delta^{15}\text{N}$  do Solo sob Sistemas Agroflorestais. *Floresta e Ambiente.* 24:1-8.
- CULMAN, S.W.; SNAPP, S.S.; FREEMAN, M.A.; SCHIPANSKI, M.E.; BENISTON, J.; LAL, R.; DRINLWATER, L.E.; FRANZLUEBBERS, A.J.; GLOVER, J.D.; GRANDY, A.S.; LEE, J.; SIX, J.; MAUL, J.E.; MIRKSY, S.B.; SPARGO, J.T. & WANDER, M.M. (2012). Permanganate Oxidizable Carbon Reflects a Processed Soil Fraction that is Sensitive to Management. *Soil Biol. Biochem.* 76(2):494-504.
- DAVIDSON EA, ARTAXO P. 2004. Globally significant changes in biological processes of the Amazon Basin: results of the largescale biosphere–atmosphere experiment. *Glob. Change Biol.* 10:519–29.
- DESJARDINS, T.; CARNEIRO FILHO, A.; MARIOTTI, A.; CHAUVEL, A. & GIRARDIN, A. (1996). Changes of the forest-savanna boundary in Brazilian Amazônia during the Holocene revealed by stable isotope ratios of soil organic carbon. *Oecologia*, 108: 749-756.
- DIAS, R.R.A. (2010). Modelagem dos estoques de carbono do solo sob diferentes coberturas na região do cerrado. Brasília: Universidade de Brasília. 120p. (Dissertação de Mestrado)
- DICK, D.P.; SCHWERTMANN, U. (1996). Microaggregates from Oxisols and Inceptisols: dispersion through selective dissolutions and physicochemical treatments. *Geoderma* 74:49–63.
- DIEKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D.P. & KOGELKNABNER, I. (2005). Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilization. *Plant and Soil.* 268:319-328.
- DIGNAC, M.F.; BAHRI, H.; RUMPEL, C.; RASSE, D.P.; BARDOUX, G.; BALESSENT, J.; GIRARDIN, C.; CHENU, C. & MARIOTTI, A. (2005). Carbon-13 natural abundance as a tool to study the dynamics of lignin monomers in soil: an appraisal at the Closeaux experimental field (France). *Geoderma.* 128:3–17.
- DORTZBACH, D.; PEREIRA, M.G.; BLAINSKI, E. & GONZÁLEZ, A.P. (2015). Estoque de C e abundância natural de  $^{13}\text{C}$  em razão da conversão de áreas de floresta e pastagem em bioma Mata Atlântica. *R. Bras. Ci. Solo.* 39:1643-1660.
- DUFRANC, G.; DECHEN, S.C.F.; FREITAS, S.S. & CAMARGO, O.A. (2004). Atributos físicos, químicos e microbiológicos relacionados com a estabilidade de agregados de dois Latossolos em plantio direto no Estado de São Paulo. *R. Bras. Ci. Solo.* 28:505-517.

- DUXBURY, J.J.; SMITH, M.S.; DORAN, J.W. (1989). Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients. In: Coleman, D.C.; Oades, J.M.; Uehara, G. (Eds.), *Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystems*. University of Hawaii, Honolulu, pp. 33–67.
- EBELING, A.G.; ANJOS, L.H.; PEREIRA, M.G.; VALLADARES, G.S. & PÉREZ, D.V. (2013). Substâncias húmicas e suas relações com o grau de subsidência em Organossolos de diferentes ambientes de formação no Brasil. *Rev. Ciênc. Agron.* 44 (2):225-233.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. (2011). *Manual de métodos de análises de solos*, 2.ed. Rio de Janeiro.
- FAMINOW, M.D. (1998). *Cattle, deforestation and development in the Amazon: an economic and environmental perspective*. CAB International, Nova York.
- FANG, X.M.; CHEN, F.S.; WAN, S.Z.; YANG, Q.P. & SHI, J.M. (2015). Topsoil and deep soil organic carbon concentration and stability vary with aggregation size and vegetation type in subtropical China. *PLoS ONE*. 10(9):1-17.
- FARIA, A.S. (2018). *Deteção automática de desmatamento no bioma Cerrado: Desafios para o monitoramento sistemático*. Universidade federal de Goiás. 95p. (Dissertação de Mestrado)
- FEARNSIDE, P.M. (2002). Can pasture intensification discourage deforestation in the Amazon and Pantanal regions of Brazil? In: C.H. Wood & R. Porro (eds.). *Deforestation and land use in the Amazon*. pp. 283-364. University Press of Florida, Gainesville, EUA.
- FEARNSIDE, P.M. (2005). Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. *Megadiversidade*. 1(1):113-123.
- FELLER, C. & BEARE, M.H. (1997). Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*. 79:69–116.
- FENG, W.; PLANTE, A.F.; AUFDENKAMPE, A.K. & SIX, J. (2014). Soil organic matter stability in organo-mineral complexes as a function of increasing C loading. *Soil Biol. Biochem.* 69:398-405.
- FONTANA, A.; PEREIRA, M.G.; BERNINI, T.A.; ANJOS, L.H.C.; WADT, P.G.S. & SANTOS, L.L. (2017). Compartimentos da matéria orgânica de solos sob floresta no estado do Acre. *Floresta e Ambiente*. 24:1-8.
- FRACETTO, F.J.C.; FRACETTO, G.G.; CERRI, C.C.; FEIGL, B.J. & SIQUEIRA NETO. (2012). Estoques de carbono e nitrogênio no solo cultivado com mamona na caatinga. *R. Bras. Ci. Solo*. 36(5):1545-1552.
- FRAGA, A.B.; SILVA, F.L.; HONGYU, K.; SANTOS, D.D.S.; MURPHY, T.W.; LOPES, F.B. (2015). Multivariate analysis to evaluate genetic groups and production traits of crossbred Holstein × Zebu cows. *Trop Anim Health Prod*. p.1-6.
- FRANZLUEBBERS, A.J. & STUEDEMANN, J.A. (2008). Early response of soil organic fractions to tillage and integrated crop-livestock production. *Soil Sci Soc Am J., Madison*. 72(5):613-625.
- FREIXO, A.A.; MACHADO, P.L.O.; GUIMARÃES, C.M.; SILVA, C.A. & FADIGAS, F.S. (2002). Estoque de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de Latossolo do Cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. *R. Bras. Ci. Solo*. 26:425-434.
- GAZOLLA, P.R.; GUARESCHI, R.F.; PERIN, A.; PEREIRA, M.G. & ROSSI C.Q. (2015). Fração da matéria orgânica do solo sob pastagem, sistema de plantio direto e integração lavoura-pecuária. *Semina: Ciências Agrárias, Londrina*. 36(2):693-704.

- GMACH, M.R.; DIAS, B.O.; SILVA, C.A.; NÓBREGA, J.C.A.; LUSTOSA-FILHO, J.F.; SIQUEIRA-NETO, M. (2018). Soil organic matter dynamics and land-use change on Oxisols in the Cerrado, Brazil. *Geoderma Regional*. 14:1-8.
- GOLCHIN, A.; OADES, J.M.; SKJEMSTAD, J.O. & CLARKE, P. (1994). Soil structure and carbon cycling. *Aust J Soil Res*. 32: 1043–1068.
- GOLCHIN, A.; OADES, J.M., SKJEMSTAD, J. O. & CLARKE, P. (1995). Structural and dynamic properties of soil organic-matter as reflected by  $^{13}\text{C}$  natural-abundance, pyrolysis mass-spectrometry and solid-state  $^{13}\text{C}$  NMR-spectroscopy in density fractions of an oxisol under forest and pasture. *Aust J Soil Res*. 33: 59–76.
- GRAÇA, P.M.L.A.; FEARNSTIDE, P.M. & CERRI, C.C. (1999). Burning of Amazonian forest in Ariquemes, Rondônia, Brazil: biomass, charcoal formation and burning efficiency. *For Ecol Manag*. 120:179–91.
- GUARESCHI, R.F.; PEREIRA, M.G. & PERIN, A. (2012). Deposição de resíduos vegetais, matéria orgânica leve, estoques de carbono e nitrogênio e fósforo remanescente sob diferentes sistemas de manejo no cerrado goiano. *R. Bras. Ci. Solo, Viçosa, MG*. 36(3):1-10.
- GUIMARÃES, D.V.; GONZAGA, M.I.S. & MELO NETO, J. (2014). Management of soil organic matter and carbon storage in tropical fruit crops. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*. 18(3):301-306.
- GUIMARÃES, D.V.; GONZAGA, M.I.S.; MELO NETO, J.O.; REIS, A.F.; LIMA, T.S. & SANTANA, I.L. (2012). Qualidade da matéria orgânica do solo e estoques de carbono e nitrogênio em fragmento de Mata Atlântica do Município de Neópolis, Sergipe. *Scientia Plena*. 8(4):1-5.
- GULLISON, R.; FRUMHOFF, P.C.; CANADELL, J.G.; FIELD, C.B.; NEPSTAD, D.C.; HAYHOE, K.; AVISSAR, R.; CURRAN, L.M.; FRIEDLINGSTEIN, P.; JONES, C.D. & NOBRE, C. (2007). Tropical forests and climate policy. *Science*, 316:985–986.
- HASSINK, J. & WHITMORE, A. P. (1997). A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Sci Soc Am J., Madison*, 61:131-139.
- HECHT, S.B., R.B. NORGAARD & POSSIO, C. (1988). The economics of cattle ranching in eastern Amazonia. *Interciencia* 13: 233-240.
- HICKMANN, C. & COSTA, L.M. (2012). Estoque de carbono no solo e agregados em Argissolo sob diferentes manejos de longa duração. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*. 16(10):1055–1061.
- HONGYU, K.; SANDANIELO, V.L.M. & OLIVEIRA JÚNIOR, G.J. (2015). Análise de componentes principais: resumo teórico, aplicação e interpretação. *Engineering and Science*. Edition 5. I:83-90.
- HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J.C.; BRANDÃO-JÚNIOR, O.; KASCHUK, G. & SOUZA, R.A. (2009). Soil microbial activity and crop sustainability in a long-term experiment with three soil-tillage and two crop-rotation systems. *Appl. Soil Ecol*. 42:288-296.
- JAGADAMMA, S. & LAL, R. (2010). Distribution of organic carbon in physical fractions of soils as affected by agricultural management. *Biol Fert Soils*. 46:543–554.
- JOLLIFFE, I.T. (1972). Discarding variables in a principal component analysis. I. Artificial data. *Journal of the Royal Statistical Society*. 21(2):160-173.

- KAISER, M.; ZEDERER, D.P.; ELLERBROCK, R.H.; SOMMER, M. & LUDWIG, B. (2016). Effects of mineral characteristics on content, composition, and stability of organic matter fractions separated from seven forest topsoils of different pedogenesis. *Geoderma*. 263:1-7.
- KILLHAM, K. (1994). *Soil Ecology*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- KLEBER, M.; SOLLINS, P. & SUTTON, R. (2007). A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. *Biogeochemistry* 85:9–24.
- KOUTIKA, L.S.; BARTOLI, F.; ANDREUX, F.; CERRI, C.C.; BURTIN, G.; CHONÉ, Th. & PHILIPPY, R. (1997). Organic matter dynamics and aggregation in soils under rain forest and pastures of increasing age in the eastern Amazon Basin. *Geoderma*, 76:87-112.
- KOUTIKA, L.S.; CHONÉ, T.H.; ANDREUX, F. & CERRI, C.C. (2000). Carbon decomposition of the topsoils and soil fractions under forest and pasture in the western Brazilian Amazon basin, Rondônia. *Biol Fert Soils*. 30: 284-287.
- KOUTIKA, L.S.; CHONÉ, T.H.; ANDREUX, F.; BURTIN, G. & CERRI, C.C. (1999). Factors influencing carbon decomposition of topsoils from the Brazilian Amazon Basin. *Biol Fert Soils*. 28: 436-438.
- LAL, R. (2002). Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. *Environ. Pollut.* 116:353-362.
- LAL, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123:1-22.
- LEHMANN, J.; CRAVO, M.S. & ZECH, W. (2001). Organic matter stabilization in a Xanthic Ferrasol of central Amazon as affected by single trees: chemical characterization of density, aggregate, and particle size fractions. *Geoderma*. 99:147–68.
- LISBOA, C.C.; CONANT, R.T.; HADDIX, M.L.; CERRI, C.E. & CERRI, C.C. (2009). Soil carbon turnover measurement by physical fractionation at a forest-to-pasture chronosequence in the Brazilian Amazon.
- LOPES, A.S. (1994). *Solos sob cerrado: manejo da fertilidade para a produção agropecuária*. São Paulo, ANDA, 2.ed. 62p.
- LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; GIÁCOMO, S. G.; PERIN, A. & ANJOS, L.H.C. (2011b). Agregação, carbono e nitrogênio em agregados do solo sob plantio direto com integração lavoura pecuária. *Pesq. agropec. bras.* 46(10):1269-1276.
- LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; SCHULTZ, N.; ANJOS, L. H. C. & SILVA, E. M. R. (2011a). Frações orgânicas e índice de manejo de carbono do solo em diferentes sistemas de produção orgânica. *Idesia, Chile*. 29(2): 11-19.
- LUCAS, Y.; SOUBIÉS, F.; CHAUVEL, A. & DESJARDINS, T. (1993). Estudos do solo revelam alterações climáticas da Amazônia. *Ciência Hoje*. 16:36-39.
- LUIZAO, F.J. (2007). Ciclos de nutrientes na Amazônia: respostas às mudanças ambientais e climáticas. *Ciência e Cultura*. 59:31-36.
- MAHAR, D.J. 1979. *Frontier development policy in Brazil: a study of Amazonia*. Praeger, Nova York. 182p.
- MAKEWITZ, D.; DAVIDSON, E.; MOUTINHO, P. & NEPSTAD, D. (2004). Nutrient loss and redistribution after forest clearing on a highly weathered soil in Amazonia. *Ecological Applications*. 14:177-199.
- MARTINELLI, L.A.; PESSEDA, L.C.R.; ESPINOZA, E.; CAMARGO, P.B.; TELLES, E.C.; CERRI, C.C.; VICTORIA, R.L.; ARAVENA, R.; RICHEY, J. & TRUMBORE, S. (1996). Carbon-13 variation with depth in soils of Brazil and climate change during the quaternary. *Oecologia*. 106:376-381.

- MEIRA, C.T.; PEREIRA, I.G.; FARAH, M.M.; PIRES, A.V.; GARCIA, D.A. & CRUZ, V.A.R. (2013). Seleção de características morfofuncionais de cavalos da raça Mangalarga Marchador por meio da análise de componentes principais. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*. 65(6):1843-1848.
- MELO, A.W.F. (2003). Avaliação do estoque e composição isotópica do carbono do solo do Acre. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. 74p. (Dissertação de Mestrado)
- MITTON, R.V.; COBOS, J.Y.G.; BARBOSA, L.R. & BORGIO, J.D.H. (2017). Fracionamento físico da matéria orgânica de um Latossolo vermelho distrófico típico pelo método de sonicação. *Sci. agric*. 38(2):22-29.
- MOTAVALLI, P.P.; PALM, C.A.; PARTON, W.J.; ELLIOTT, E.T. & FREY, S.D. (1995). Soil pH and organic C dynamics in tropical forest soils: Evidence from laboratory and simulation studies. *Soil Biol. Biochem*. 27(12):1589-1599.
- NARDOTO, G.B. (2005). Abundância natural de  $^{15}\text{N}$  na Amazônia e Cerrado: implicações para a ciclagem de nitrogênio. Piracicaba: Setor Ecologia de Agroecossistemas, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. 100p. (Tese de Doutorado)
- NEILL, C. & DAVIDSON, E.A. (2000). Soil carbon accumulation or loss following deforestation for pasture. In: Lal R, Kimble JM, Stewart BA, Eds. *Global climate change and tropical ecosystems*. Boca Raton: CRC Press. p.197–211.
- NEUFELDT, H.; RESCK, D.V.S. & AYARZA, M.A. (2002). Texture and land-use effects on soil organic matter in Cerrado Oxisols, Central Brazil. *Geoderma*, 107:151-164.
- NICOLOSO, R.S. (2005). Dinâmica da matéria orgânica do solo em áreas de integração lavoura-pecuária sob sistema plantio direto. Santa Maria,RS. 150p. (Dissertação de Mestrado)
- NUNES, R.S.; LOPES, A.A.C.; SOUSA, D.M.G. & MENDDES, I.C. (2011). Sistemas de manejo e os estoques de carbono e nitrogênio em latossolo de cerrado com a sucessão soja-milho. *R. Bras. Ci. Solo*. 35:1407-1419.
- PAUL, E.A.; KRAVCHENKO, A.; GRANDY, A.S. & MORRIS, S. (2015). Soil organic matter dynamics: Control and management for sustainable ecosystem functioning. In HAMILTON, S.K.; DOLL, J.E. & ROBERTSON, G.P., editors. *The Ecology of Agricultural Landscapes: Long-Term Research on the Path to Sustainability*. Oxford University Press, New York, USA.
- PANETTIERI, M.; RUMPEL, C.; DIGNAC, M-F. & CHABBI, A. (2017). Does grassland introduction into cropping cycles affect carbon dynamics through changes of allocation of soil organic matter within aggregate fractions? *Science of the Total Environment*. 576:271-263.
- PEDRA, W.N.; PEDROTTI, A.; SILVA, T.O.; MACEDO, F.L. & GONZAGA, M.I.S. (2012). Estoques de carbono e nitrogênio sob diferentes condições de manejo de um Argissolo Vermelho Amarelo, cultivado com milho doce nos tabuleiros costeiros de Sergipe. *Semina: Ciências Agrárias*. 33(6):2075-2090.
- PESSENDA, L.C.R.; GOMES, B.M.; ARAVENA, R.; RIBEIRO, A.S.; BOULET, R. & GOUVEIA, S.E.M. (1998). The carbon isotope record in soils along a forest-cerrado ecosystems transect: implications for vegetation changes in the Rondônia state, Southwestern Brazilian Amazon region. *The Holocene*, 8: 599-603.

- PILLON, C.N.; MIELNICZUK, J. & MARTIN NETO, L. (2002). Dinâmica da matéria orgânica no ambiente. Pelotas: Embrapa Clima Temperado. 41p. (Embrapa Clima Temperado. Documentos, 105).
- POST, W.M. & KWON, K.C. (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Glob Chang Biol.* 6: 317-327.
- POWERS, J.S. & SCHLESINGER, W.H. (2002). Relationship among soil carbon distributions and biophysical factors at nested spatial scales in rain forests of northeastern Costa Rica. *Geoderma.* 109(3/4):165-190.
- PULROLNIK, K.; BARROS, N.F.; SILVA, I.R.; NOVAIS, R.F. & BRANDANI, C.B. (2009). Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e cerrado no Vale do Jequitinhonha – MG. *R. Bras. Ci. Solo,* 33:1125-1136.
- QUESADA, C.A.; LLOYD, J.; ANDERSON, L.O.; FYLLAS, N.M.; SCHWARZ, M. & CZIMCZIK, C.I. (2011). Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. *Biogeosciences,* 8:1415-1440.
- R CORE TEAM. (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Áustria, 2016. Retrieved from: <<https://www.r-project.org/>>. Accessed: 24 jul. 2016.
- RANGEL, O.J.P. & SILVA, C.A. (2007). Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de latossolo submetido a diferentes sistemas de uso de manejo. *R. Bras. Ci. Solo,* 31:1609-1623.
- RANGEL, O.J.P.; SILVA, C.A.; GUIMARÃES, P.T.G.; MELO, L.C.A. & OLIVEIRA JUNIOR, A.C. (2008). Carbono orgânico e nitrogênio total do solo e suas relações com os espaçamentos de plantio de cafeeiro. *R. Bras. Ci. Solo,* 32:2051-2059.
- ROSCOE, R.; BODDEY, R. M. & SALTON, J.C. (2006). Sistemas de manejo e matéria orgânica do solo. In: ROSCOE, R.; MERCANTE, F.M. & SALTON, J.C., orgs. Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: Modelagem matemática e métodos auxiliares. Dourados, Embrapa Agropecuária Oeste, p.17-41.
- ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELTHORST, E.J. & VASCONCELLOS, C.A. (2001). Soil organic matter dynamics in density and particle size fractions as revealed by the <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C isotopic ratio in a Cerrado's Oxisol. *Geoderma,* 104:185-202.
- ROSCOE, R.; MADAR, B.E. & MACHADO, P.L.O.A. (2006). Fracionamento físico do solo na obtenção de frações mensuráveis para uso em simuladores da dinâmica da matéria orgânica. In: ROSCOE, R.; MADAR, B.E. & MACHADO, P.L.O.A. (Eds). Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste. p.107-132.
- ROSSI, C.Q.; PEREIRA, M.; GIÁCOMO, S.G.; BETTA, M. & POLIDORO, J.C. (2011). Frações húmicas da matéria orgânica do solo cultivado com soja sobre palhada de braquiária e sorgo. *Bragantina, Campinas.* 70(3):622-630.
- ROSSI, C.Q.; PEREIRA, M.; GIÁCOMO, S.G.; BETTA, M. & POLIDORO, J.C. (2012). Frações lábeis da matéria orgânica em sistema de cultivo com palha de braquiária e sorgo. *Revista Ciência Agronômica,* 43(1):38-46.
- ROUSSEEUW, P.J. (1986). Silhouettes: a graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. *J Comput Appl Math.* 20:53-65.



- RUMPEL, C. & KÖGEL-KNABNER, I. (2011). Deep soil organic matter – a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant soil*. 338:143-158.
- SÁ, J.C.M.; SÁ, M.F.M.; SANTOS, J.B. & FERREIRA, A.O. (2008). Dinâmica da Matéria Orgânica nos Campos Gerais. In: I. Santos, Gabriel de Araújo (Ed.). II. Silva, Leandro Souza da (Ed.). III. Canellas, Luciano Pasqualoto (Ed.). IV. Camargo, Flávio A. de O. (Ed.). (Org.). *Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: Ecossistemas tropicais & subtropicais*. 2ed. Porto Alegre: Metropole. 1, pp.443-461.
- SAIDY, A.R.; SMERNIK, R.J.; BALDOCK, J.A.; KAISER, K.; SANDERMAN, J. (2013). The sorption of organic carbon onto differing clay minerals in the presence and absence of hydrous iron oxide. *Geoderma* 209 (210):15–21.
- SAHRAWAT, K.L. & BURFORD, J.R. (1982). Modification of the alkaline permanganate method for assessing the availability of soil nitrogen in uplands soils. *Soil Science*. 133(1):53-57.
- SANTOS, CARLOS HENRIQUE. (2008). Alterações no estoque de carbono, na dinâmica da matéria orgânica e dos atributos químicos e físicos induzidas por diferentes usos dos solos de Colorado do Oeste-RO. Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá. 76p. (Dissertação de Mestrado).
- SALIMON, C.I.; WADT, P.G.S. & MELO, A.W.F. (2007). Dinâmica do carbono na conversão de florestas para pastagens em Argissolos da Formação Geológica Solimões, no Sudoeste da Amazônia. *R Biol Ci Terra*. 7:29-38.
- SANTOS, N.Z.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; MOLIN, R.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V. & PIVA, J.T. (2011). Forages, cover crops and related shoot and root additions in no-till rotations to C sequestration in a subtropical Ferralsol. *Soil Till. Res*. 111:208-218.
- SCHJONNING, P.; THOMSEN, I.K.; MÖBERG, J.P.; JONGE, H.; KRISTENSEN, K. & CHRISTENSEN, B.T. (1999). Turnover of organic matter in differently textured soils. I. Physical characteristics of structurally disturbed and intact soils. *Geoderma*. 89(3/4):177-198.
- SCHMIDT, M.W.I.; TORN, M.S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERGER, G.; JANSSENS, I.A.; KLEBER, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; LEHMANN, J.; MANNING, D.A.C.; NANNIPIERI, P.; RASSE, D.P.; WEINER S. & TRUMBORE, S.E. (2011). Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 478:48-56.
- SCHOENHOLTZ, S.H.; VAN MIEGROET, H. & BURGER, J.A. (2000). A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: Challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*. 138(1/3):335-356.
- SCHULTEN, H. R.; LEINWEBER, P. (2000). New insights into organic-mineral particles: composition, properties and molecular structure. *Biol Fert Soils*. 30:399-432.
- SCOTT, N.A.; COLE, C.V.; ELLIOTT, E.T.; HUFFMAN, S.A. (1996). Soil textural control on decomposition and soil organic matter dynamics. *Soil Sci Soc Am J*. 60(4):1102-1109.
- SILVA, R.O. (2016). Produção de bovinos de corte em pastagem de capim Mombaça sob diferentes níveis de adubação. Universidade Federal do Tocantins, Araguína. 95p. (Dissertação de Mestrado)
- SILVA, C.R.; PEREIRA, J.M.; ARAÚJO, Q.R.; PIRES, A.J.V. & DEL REI, A.J. (2007). Alterações nas propriedades químicas e físicas de um Chernossolo com diferentes coberturas vegetais. *R. Bras. Ci. Solo*. 31:101-107.

- SISTI, C.P.J.; SANTOS, H.P.; KOHHANN, R.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S. & BODDEY, R.M. (2004). Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. *Soil Till Res.* 76:39-58.
- SIX, J.; ELLIOTT, E.T. & PAUSTIAN, K. (1999). Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:1350-1358.
- SIX, J.; ELLIOTT, E.T. & PAUSTIAN, K. (2000). Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biol. Biochem.* 32:2099-2103.
- SIX, J.; CONANT, R.T.; PAUL, E.A. & PAUSTIAN, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C saturation of soils. *Plant and soil, The Hague.* 241(2):155-176.
- SMITH, B.N. & EPSTEIN, S. (1971). Two categories of  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  ratios for higher plants. *Plant Physiology.* 47:380-384.
- SOLLINS, P.; HOMANN, P. & CALDWELL, B.A. (1996). Stabilisation and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma.* 74:65-105.
- SØRENSEN, L.H. (1972). Stabilization of newly formed amino-acid metabolites in soil by clay minerals. *Soil Sci.* 114:5-11.
- SOUZA, E.D.; COSTA, S.E.V.G.A.; ANGHINONI, I.; CARVALHO, P.C.F., ANDRIGUETI, M. & CAO, E. (2009). Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio no solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. *R. Bras. Ci. Solo.* 33:1829-1836.
- SOUZA, E.D.; COSTA, S.E.V.G.A.; ANGHINONI, I.; LIMA, C.V.S.; CARVALHO, P.C.F. & MARTINS, A.P. (2010). Biomassa microbiana do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidade de pastejo. *R. Bras. Ci. Solo.* 34:79-88.
- SOUZA, W.J.O. & MELO, W.J. (2000). Teores de nitrogênio no solo e nas frações da matéria orgânica sob diferentes sistemas de produção de milho. *R. Bras. Ci. Solo.* 24:885-896.
- STEFANO, A. & JACOBSON, M.G. (2018). Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis. *Agroforest Sys.* 92:285-299.
- STEINER, F.; PIVETTA, L.A.; ZOZ, T. & PINTO JUNIOR, A.S. (2012). Estoque de carbono orgânico no solo afetado por adubação orgânica e sistemas de culturas no Sul do Brasil. *Semina: Ciências Agrárias, Londrina.* 33(1):2775-2788.
- STEVENSON, F.J. & COLE, M.A. (1999). *Cycles of Soil (Carbon, Nitrogen Phosphorus Sulfur, Micronutrients)*. John Wiley and Sons Publishers, Hoboken, 427 p.
- TELLES, E.C.C.; CAMARGO, P.B.; MARTINELLI, L.A.; TRUMBORE, S.E.; COSTA, E.S.; SANTOS, J.; HIGUI, N. & OLIVEIRA JUNIOR, R.C. (2003). Influence of soil texture on carbon dynamics and storage potential in tropical forests soils of Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles.* 17(2):9.1-9.12.
- TISDALL, J.M. & OADES, J.M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J Soil Sci.* 33:141-163.
- VARGAS, L.K. & SCHOLLES, D. (1998). Nitrogênio da biomassa microbiana, em solo sob diferentes sistemas de manejo, estimado por métodos de fumigação. *R. Bras. Ci. Solo.* 22:411-417.
- VEZZANI, F.M. & MIELNICZUK, J. (2011). Agregação e estoque de carbon em Argissolo submetido a diferentes práticas de manejo agrícola. *R. Bras. Ci. Solo.* 35:213-223.

- VOGEL, C.; HEISTER, K.; BUEGGER, F.; TANUWIDJAJA, I; HAUG, S.; SCHLOTTER, M. & KÖGEL-KNABNER, I. (2015). Clay mineral composition modifies decomposition and sequestration of organic carbon and nitrogen in fine soil fractions. *Biol. Fert. Soils*. 51:427–442.
- WENDLING, B.; JUCKSCH, I.; MENDONCA, E.S. & ALVARENGA, R.C. (2010). Organic-matter pools of soil under pines and annual cultures. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 41:1707-1722.
- WIESENBERG, G.L.B.; DORODNIKOV, M. & KUZYAKOV, Y. (2010). Source determination of lipids in bulk soil and soil density fractions after four years of wheat cropping. *Geoderma*. 156:267-277.
- VOLKOFF, B. & CERRI, C.C. (1981). Húmus em solos da floresta amazônica na região do rio Madeira. *R. Bras. Ci. Solo*. 5:15-21.
- WILCKE, W. & LILIENFEIN, J. (2004). Soil carbon-13 natural abundance under native and managed vegetation in Brazil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68:827-832.
- ZECH, W.; SENESI, N.; GUGGENBERGER, G.; KAISER, K.; LEHMANN, J.; MIANO, T.M.; MILTNER, A. & SCHROTH, G. (1997). Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. *Geoderma*. 79(1/4):117-161.
- ZINN, Y.L.; LAL, R. & RESCK, D.V.S. (2005). Changes in soil organic carbon stocks under agriculture in Brazil. *Soil Till. Res.* 84:28-40.

## ANEXOS

**Tabela 1A.** Teores e estoques de C e N total e lábil, relação C/N e proporções de matéria orgânica particulada (MOP) e associada aos minerais (MAM) de áreas de pastagens e vegetação nativa em diferentes situações de estudo na profundidade de 0-20 cm

Áreas de coleta	C total	N total	Estoque C	Estoque N	C lábil	N lábil	Relação C/N	MOP	MAM
	----- g kg <sup>-1</sup> -----		----- t ha <sup>-1</sup> -----						
SE1 <sub>P15</sub> R1	16,60	1,30	19,29	1,49	6,15	0,36	12,77	0,89	0,11
SE1 <sub>P15</sub> R2	8,80	0,60	10,27	0,72	0,14	0,01	14,67	0,95	0,05
SE1 <sub>P30</sub> R1	15,90	1,20	18,84	1,45	7,67	0,62	13,25	0,96	0,04
SE1 <sub>P30</sub> R2	12,60	1,00	14,04	1,15	5,83	0,39	12,60	0,91	0,09
SE1 <sub>VN</sub>	20,50	1,40	28,43	2,00	4,36	0,27	14,64	0,96	0,04
SE2 <sub>P20</sub> R1	10,30	0,90	15,82	1,33	5,49	0,39	11,44	0,74	0,26
SE2 <sub>P20</sub> R2	9,00	0,70	12,22	0,84	13,30	0,56	12,86	0,81	0,19
SE2 <sub>P30</sub> R1	16,00	1,20	21,52	1,62	6,34	0,51	13,33	0,77	0,23
SE2 <sub>P30</sub> R2	11,10	0,90	16,52	1,36	11,73	0,46	12,33	0,73	0,27
SE2 <sub>VN</sub>	12,00	1,00	20,20	1,64	9,10	0,59	12,00	0,76	0,24
SE3 <sub>P20</sub> R1	15,90	1,20	18,49	1,42	6,33	0,30	13,25	0,63	0,37
SE3 <sub>P20</sub> R2	11,00	0,80	11,91	0,89	9,12	0,24	13,75	0,81	0,19
SE3 <sub>P30</sub> R1	41,60	3,90	37,07	3,48	9,23	0,36	10,67	0,57	0,43
SE3 <sub>P30</sub> R2	33,80	2,60	33,06	2,56	5,26	0,25	13,00	0,54	0,46
SE3 <sub>VN</sub>	56,00	4,70	54,46	4,55	5,75	0,24	11,91	0,50	0,50
SE4 <sub>P15</sub>	28,10	2,30	30,20	2,45	5,37	0,23	12,22	0,76	0,24
SE4 <sub>P30</sub> R1	17,90	1,70	20,07	1,89	4,73	0,44	10,53	0,84	0,16
SE4 <sub>P30</sub> R2	19,90	1,60	20,22	1,58	5,21	0,20	12,44	0,78	0,22
SE4 <sub>VN</sub>	23,50	1,90	26,84	2,12	5,42	0,42	12,37	0,80	0,20
SE5 <sub>P10</sub> R1	10,70	0,80	12,14	0,90	6,71	0,40	13,38	0,94	0,06
SE5 <sub>P10</sub> R2	11,10	0,80	13,08	0,95	4,69	0,25	13,88	0,90	0,10
SE5 <sub>P30</sub> R1	7,80	0,60	9,28	0,74	4,85	0,32	13,00	0,95	0,05
SE5 <sub>P30</sub> R2	27,20	1,80	30,73	2,09	7,77	0,45	15,11	0,90	0,10
SE5 <sub>VN</sub>	12,60	0,90	17,01	1,21	5,74	0,37	14,00	0,93	0,07

**Tabela 2A.** Teores e estoques de C e N total e lábil, relação C/N e proporções de matéria orgânica particulada (MOP) e associada aos minerais (MAM) de áreas de pastagens e vegetação nativa em diferentes situações de estudo na profundidade de 0-40 cm

Áreas de coleta	C total	N total	Estoque C	Estoque N	C lábil	N lábil	Relação C/N	MOP	MAM
	g kg <sup>-1</sup>		t ha <sup>-1</sup>						
SE1 <sub>P15</sub> R1	19,60	1,50	27,47	2,11	0,49	13,07	7,40	0,89	0,11
SE1 <sub>P15</sub> R2	11,50	0,80	16,01	1,15	0,01	14,38	0,16	0,95	0,05
SE1 <sub>P30</sub> R1	18,10	1,40	26,30	2,00	0,87	12,93	9,46	0,96	0,04
SE1 <sub>P30</sub> R2	15,50	1,20	20,50	1,66	0,51	12,92	7,23	0,90	0,10
SE1 <sub>VN</sub>	23,40	1,70	37,43	2,68	0,27	13,76	4,36	0,96	0,04
SE2 <sub>P20</sub> R1	12,40	1,00	19,68	1,64	0,47	12,40	5,72	0,64	0,36
SE2 <sub>P20</sub> R2	10,90	0,80	16,44	1,29	0,72	13,63	15,32	0,75	0,25
SE2 <sub>P30</sub> R1	18,70	1,40	28,36	2,13	0,67	13,36	7,66	0,76	0,24
SE2 <sub>P30</sub> R2	12,90	1,00	20,71	1,66	0,59	12,90	14,57	0,66	0,34
SE2 <sub>VN</sub>	13,70	1,10	25,80	2,08	0,79	12,45	10,10	0,68	0,32
SE3 <sub>P20</sub> R1	17,80	1,40	24,79	1,94	0,43	12,71	7,37	0,60	0,40
SE3 <sub>P20</sub> R2	12,40	0,90	16,57	1,24	0,31	13,78	10,67	0,77	0,23
SE3 <sub>P30</sub> R1	49,00	4,60	54,79	5,13	0,42	10,65	10,55	0,53	0,47
SE3 <sub>P30</sub> R2	41,30	3,10	50,00	3,84	0,32	13,32	5,87	0,50	0,50
SE3 <sub>VN</sub>	76,30	6,10	89,06	7,05	0,32	12,51	7,67	0,46	0,54
SE4 <sub>P15</sub>	34,30	2,80	46,37	3,78	0,29	12,25	6,16	0,70	0,30
SE4 <sub>P30</sub> R1	21,20	2,00	30,76	2,93	0,53	10,60	5,27	0,81	0,19
SE4 <sub>P30</sub> R2	25,10	2,10	32,13	2,56	0,27	11,95	6,45	0,74	0,26
SE4 <sub>VN</sub>	29,20	2,30	42,24	3,47	0,51	12,70	6,67	0,77	0,23
SE5 <sub>P10</sub> R1	12,40	0,90	17,29	1,28	0,51	13,78	7,99	0,94	0,06
SE5 <sub>P10</sub> R2	13,50	1,00	19,51	1,42	0,37	13,50	5,52	0,90	0,10
SE5 <sub>P30</sub> R1	9,30	0,70	13,53	1,06	0,48	13,29	6,03	0,95	0,05
SE5 <sub>P30</sub> R2	34,60	2,30	46,58	3,09	0,64	15,04	10,20	0,90	0,10
SE5 <sub>VN</sub>	14,90	1,10	24,31	1,73	0,50	13,55	7,30	0,93	0,07

**Tabela 3A.** Teores e estoques de C e N total e lábil, relação C/N e proporções de matéria orgânica particulada (MOP) e associada aos minerais (MAM) de áreas de pastagens e vegetação nativa em diferentes situações de estudo na profundidade de 0-60 cm

Áreas de coleta	C total	N total	Estoque C	Estoque N	C lábil	N lábil	Relação C/N	MOP	MAM
	g kg <sup>-1</sup>		t ha <sup>-1</sup>						
SE1 <sub>P15</sub> R1	1,60	21,80	21,80	2,74	8,09	0,57	13,63	0,88	0,12
SE1 <sub>P15</sub> R2	1,00	13,40	24,87	1,79	1,80	0,17	13,40	0,95	0,05
SE1 <sub>P30</sub> R1	1,50	19,60	32,81	2,49	11,57	1,03	13,07	0,96	0,04
SE1 <sub>P30</sub> R2	1,40	17,80	29,11	2,28	7,85	0,60	12,71	0,90	0,10
SE1 <sub>VN</sub>	1,80	24,90	42,53	3,09	5,64	0,39	13,83	0,95	0,05
SE3 <sub>P30</sub> R1	4,90	52,80	73,26	6,81	11,74	0,46	10,78	0,50	0,50
SE3 <sub>P30</sub> R2	3,50	46,40	67,26	5,06	6,22	0,35	13,26	0,47	0,53
SE3 <sub>VN</sub>	7,10	90,90	114,36	8,79	9,21	0,35	12,80	0,45	0,55
SE4 <sub>P15</sub>	3,30	39,10	64,38	5,36	6,64	0,36	11,85	0,66	0,34
SE4 <sub>P30</sub> R1	2,30	24,00	41,29	4,02	5,64	0,59	10,43	0,76	0,24
SE4 <sub>P30</sub> R2	2,40	29,00	48,71	4,13	6,80	0,30	12,08	0,69	0,31
SE4 <sub>VN</sub>	2,70	33,20	53,44	4,51	6,93	0,57	12,30	0,72	0,28
SE5 <sub>P10</sub> R1	1,00	13,60	22,55	1,68	8,96	0,60	13,60	0,94	0,06
SE5 <sub>P10</sub> R2	1,10	15,30	27,09	1,93	5,92	0,46	13,91	0,89	0,11
SE5 <sub>P30</sub> R1	0,80	10,50	18,13	1,37	7,31	0,58	13,13	0,94	0,06
SE5 <sub>P30</sub> R2	2,50	39,60	66,72	4,23	12,80	0,79	15,84	0,90	0,10
SE5 <sub>VN</sub>	1,20	16,40	29,01	2,06	8,38	0,61	13,67	0,92	0,08

**Tabela 4A.** Teores e estoques de C e N total e lábil, relação C\N e proporções de matéria orgânica particulada (MOP) e associada aos minerais (MAM) de áreas de pastagens e vegetação nativa em diferentes situações de estudo na profundidade de 0-100 cm

Áreas de coleta	C total	N total	Estoque C	Estoque N	C lábil	N lábil	Relação C/N	MOP	MAM
	g kg <sup>-1</sup>		t ha <sup>-1</sup>						
SE1 <sub>P15</sub> R1	24,20	1,80	43,27	3,22	8,62	0,65	13,44	0,88	0,12
SE1 <sub>P15</sub> R2	14,90	1,00	31,33	2,24	2,92	0,31	14,90	0,95	0,05
SE1 <sub>P30</sub> R1	21,50	1,60	37,51	2,82	13,43	1,18	13,44	0,95	0,05
SE1 <sub>P30</sub> R2	19,90	1,50	35,90	2,72	8,34	0,69	13,27	0,89	0,11
SE1 <sub>VN</sub>	26,80	1,90	54,23	4,02	7,01	0,54	14,11	0,95	0,05
SE2 <sub>P20</sub> R1	55,40	5,20	82,83	7,68	12,47	0,54	10,65	0,48	0,52
SE2 <sub>P20</sub> R2	50,80	3,70	78,27	5,80	6,33	0,39	13,73	0,46	0,54
SE2 <sub>P30</sub> R1	99,40	7,70	145,96	10,95	9,64	0,40	12,91	0,44	0,56
SE2 <sub>P30</sub> R2	44,30	3,80	78,19	6,63	7,04	0,42	11,66	0,64	0,36
SE2 <sub>VN</sub>	27,40	2,70	49,32	4,86	6,43	0,64	10,15	0,72	0,28
SE3 <sub>P20</sub> R1	32,30	2,80	60,72	5,31	7,08	0,32	11,54	0,65	0,35
SE3 <sub>P20</sub> R2	36,70	3,10	72,24	6,36	7,18	0,62	11,84	0,68	0,32
SE3 <sub>P30</sub> R1	15,00	1,10	26,43	1,94	9,64	0,69	13,64	0,93	0,07
SE3 <sub>P30</sub> R2	17,10	1,20	32,81	2,29	6,28	0,51	14,25	0,88	0,12
SE3 <sub>VN</sub>	12,00	0,90	22,01	1,62	8,40	0,67	13,33	0,94	0,06
SE4 <sub>P15</sub>	42,80	2,80	80,03	5,02	13,65	0,91	15,29	0,90	0,10
SE4 <sub>P30</sub> R1	17,80	1,30	37,91	2,65	9,08	0,69	13,69	0,92	0,08
SE4 <sub>P30</sub> R2	24,20	1,80	43,27	3,22	8,62	0,65	13,44	0,88	0,12
SE4 <sub>VN</sub>	14,90	1,00	31,33	2,24	2,92	0,31	14,90	0,95	0,05
SE5 <sub>P10</sub> R1	21,50	1,60	37,51	2,82	13,43	1,18	13,44	0,95	0,05
SE5 <sub>P10</sub> R2	19,90	1,50	35,90	2,72	8,34	0,69	13,27	0,89	0,11
SE5 <sub>P30</sub> R1	26,80	1,90	54,23	4,02	7,01	0,54	14,11	0,95	0,05
SE5 <sub>P30</sub> R2	55,40	5,20	82,83	7,68	12,47	0,54	10,65	0,48	0,52
SE5 <sub>VN</sub>	50,80	3,70	78,27	5,80	6,33	0,39	13,73	0,46	0,54

## **CAPÍTULO V - Simulação das mudanças nos estoques de C e N em função do uso e cobertura do solo em transição Floresta Amazônica-Cerrado**

**Resumo:** O aumento pela demanda mundial de alimentos e as mudanças climáticas requerem uma agricultura sustentável que adote práticas que maximizem a produtividade e minimizem os danos ao ambiente pelas emissões de CO<sub>2</sub>, favorecendo estoques de matéria orgânica no solo (MOS). Objetivou-se avaliar os impactos da conversão de florestas para pastagens sobre os estoques de C e N, assim como os efeitos das diferentes práticas de manejo no sequestro de CO<sub>2</sub> atmosférico e na produção de biomassa de forrageira. A simulação das mudanças foi feita na camada de 0–20 cm, utilizando o modelo Century, versão 4.0, com ajustes para determinação dos parâmetros de produção de biomassa. Os estoques de C e N simulados no estado de equilíbrio da MOS sob vegetação nativa foram usados no ajuste do modelo de desmatamento e posterior estabelecimento da pastagem. Oito cenários futuros de produção para 2050 foram simulados em comparação com a situação atual de ausência de práticas de manejo (M), a saber: M1: pastagem manejada sem a renovação periódica; M2: pastagem com controle químico de espécies espontâneas; M3: pastagem com adubação apenas de formação; M4: pastagem com adubação de formação e manutenção; M5: pastagem com adubação de formação e manutenção associada ao controle químico de espécies espontâneas; M6: Sistema Silvopastoril com 30% de cobertura arbórea; M7: Pastagem manejada com uso do fogo; e M8: Pastagem sob manejo intensivo. Esses cenários revelaram incrementos significativos nos estoques de C e N, além de produções de biomassa semelhantes. O controle químico de espécies espontâneas, a adubação de formação no momento de implantação das pastagens e os sistemas silvipastoris mostraram-se como alternativas para maximizar o sequestro de C.

**Palavras-Chave:** manejo de pastagem; cenários futuros; mudanças climáticas.

### **1. Introdução**

Nas últimas décadas a região Amazônica tem sido marcada pela conversão de grandes áreas de florestas e cerrados para o uso agrícola, resultando em elevadas emissões de CO<sub>2</sub> (Göpel et al., 2018). Com exceção das reservas fósseis, o solo é o segundo maior reservatório de C e, dependendo do tipo de uso, pode funcionar como fonte ou dreno de C (IPCC, 2001, Houghton, 2005). O uso do solo desempenha importante papel nas emissões globais de gases de efeito estufa (GEE) por meio da regulação da troca de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e metano (CH<sub>4</sub>) entre os solos e a atmosfera (Lal, 2004; Fan et al., 2018).

As pastagens são um dos tipos de uso mais difundidos do mundo, cobrindo aproximadamente 15 milhões de km<sup>2</sup> nos trópicos, correspondente a área de floresta tropical (Scurlock & Hall, 1998). Estimativas revelam que as pastagens são responsáveis pelos estoques



de 10% (Eswaran et al., 1993) a 30% (Anderson, 1991) do C mundial do solo, representando assim, uma significativa reserva de C (200 a 300 Pg). Mesmo que ocorram mudanças no aporte de resíduos e os estoques de C nas pastagens, estas se revelam como um importante ambiente para sequestro de C de longa duração (Scurlock & Hall, 1998). Dessa forma, pode-se dizer que o setor agropecuário, quando adotadas boas práticas de manejo, tem condições de reduzir as emissões de GEE (Cidin, 2016), tornando-se o principal setor na mitigação dessas emissões.

Os estoques de C orgânico no solo são dependentes do tipo de uso e cobertura do solo e das práticas de manejo adotadas. Sistemas conservacionistas tendem a armazenar mais C com o maior aporte de resíduos orgânicos na superfície do solo, além dos benefícios nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Cindi, 2016). Os sistemas convencionais proporcionam a degradação da estrutura do solo e a mineralização da MOS, aumentando as emissões de GEE. Dessa forma, estudos que visem avaliar os impactos da adoção de diferentes práticas de manejo tornam-se essenciais para subsidiar estratégias para o melhor uso do solo.

Os modelos matemáticos que simulam os efeitos das mudanças do uso e cobertura do solo e das práticas de manejo sobre a dinâmica do C e N estão se tornando ferramentas fundamentais para gestão de políticas ambientais, agrícolas, sociais e econômicas nos últimos anos (Leite et al., 2009). Esses modelos oferecem a oportunidade de avaliar as tendências de mudanças do C e N no solo em uma escala de tempo em longo prazo, baseando nos processos de ciclagem de nutrientes no sistema solo-planta-atmosfera (Cerri et al., 2007; Althoff et al., 2018a). Entre os vários modelos usados para simular a dinâmica do C nos ecossistemas terrestres, o modelo Century tem sido usado em vários biomas, tipos de solos e climas (Parton et al., 1988; Metherell et al., 1993; Althoff et al., 2018b). O Century é um modelo de decomposição da MOS que simula a dinâmica dos nutrientes C, N, P e S (Parton et al., 1988), projetando previsões para diversos ecossistemas (Metherell et al., 1993) em escalas temporais de longo prazo (Parton et al., 1987; Parton et al., 1988; Sanford et al., 1991; Matherell, 1992).

O aumento pela demanda mundial de alimentos e as mudanças climáticas requerem uma agricultura com a adoção de práticas de produção que maximizem a produtividade e minimizem os danos ao ambiente (Grassini & Cassaman, 2012) pelas emissões de CO<sub>2</sub>, aumentando os estoques e a permanência da matéria orgânica do solo (MOS) (Balbino et al., 2011; Gerber et al., 2013). O desenvolvimento de práticas sustentáveis na pecuária bovina é dependente do

conhecimento dos fatores e mecanismos que determinam o funcionamento destes sistemas de produção. Assim, compreender os fatores que condicionam os estoques de C e N no solo sob o uso de pastagens, permitirá definir formas de manejo que possam contribuir para a mitigação do efeito estufa, de maneira mais vantajosa ambiental, econômica e socialmente (Dias, 2010).

Nesse contexto, dada a dinâmica de conversão de florestas para pastagens e as práticas de manejo posteriormente adotadas nestas áreas, junto com a crescente pressão da sociedade a favor da adoção de sistemas de produção sustentáveis na região amazônica, torna-se imprescindível o conhecimento dos impactos dessa dinâmica do uso e cobertura do solo sobre os estoques de C e N, assim como o entendimento dos efeitos das diferentes práticas de manejo no sequestro de CO<sub>2</sub> atmosférico. Diante do exposto, o trabalho visa: (i) avaliar os estoques de C e N em pastagens com diferentes idades de implantação; (ii) simular os efeitos de diferentes práticas de manejos nas pastagens sobre os estoques de C e N; e (iii) comparar a produção de matéria seca em pastagens com diferentes práticas de manejos.

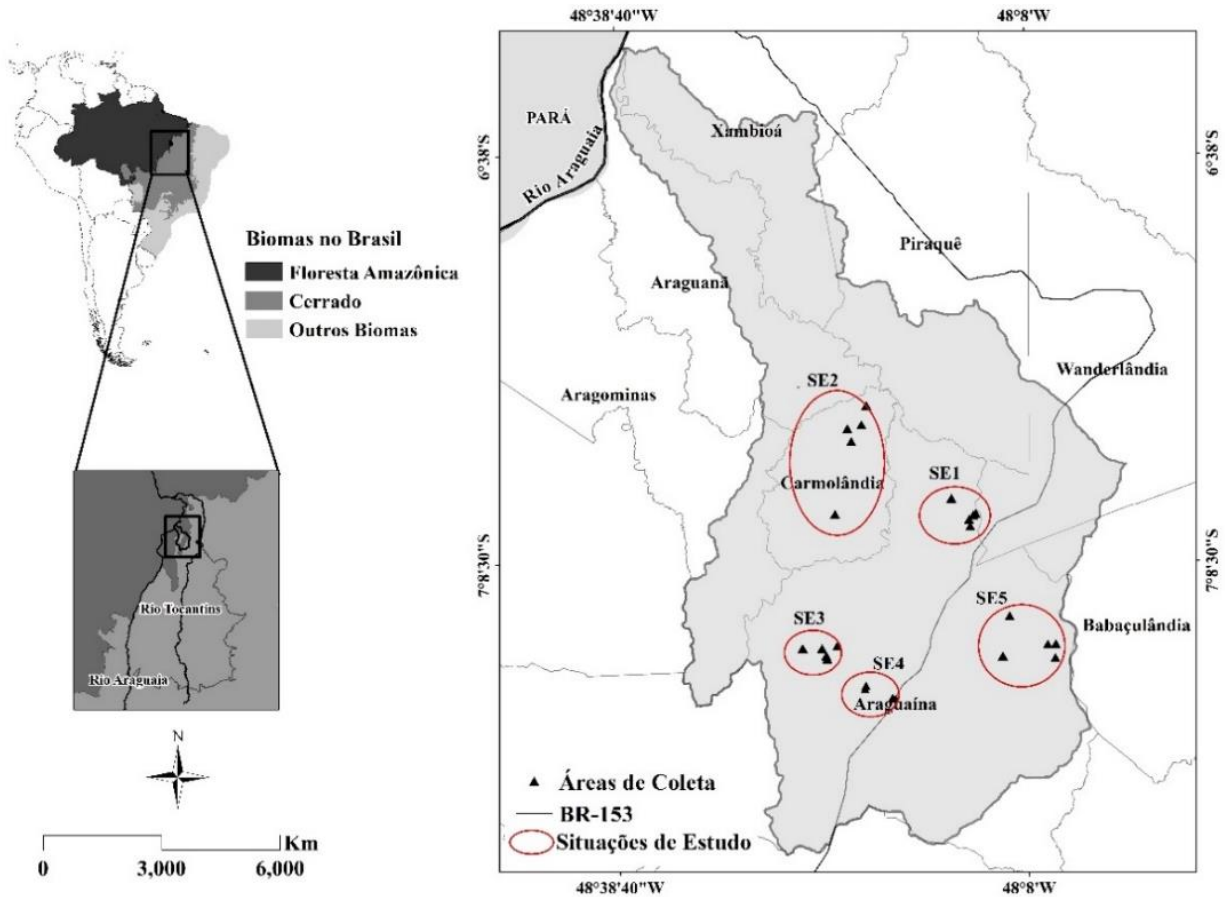
## **2. Material e Métodos**

### **2.1. Descrição da Área de Estudo e Amostragem**

A área de estudo é a bacia hidrográfica do Rio Lontra, localizada na região Norte do estado do Tocantins (7°19'28" S e 48° 00'00" O; 3.870 km<sup>2</sup> área de drenagem), inserida na Amazônia Legal e no sistema hidrográfico Tocantins-Araguaia, considerada uma das principais bacias de drenagem pela margem direita do rio Araguaia (Figura 1). O clima da região é o tropical tipo Aw, conforme *Köppen*, apresentando estação seca no inverno e chuvosa no verão, com precipitação média anual de 1.852 mm e evapotranspiração potencial entre 1.400 e 1.700 mm (SEMADES, 2011). Nesta bacia está localizado um importante pólo econômico da região abrangendo os municípios de Aragominas, Araguaína, Araguaianã, Babaçulândia, Carmolândia, Piraquê, Wanderlândia e Xambioá.

A região da Bacia Hidrográfica do Rio Lontra é caracterizada pela ocorrência de áreas de tensão ecológica na transição entre Cerrado e Floresta Amazônica, o que representa ambientes de alta taxa de endemismo e de ocorrência de espécies raras (SEPLAN, 2011). Estas são importantes regiões ecológicas, sensíveis a mudanças climáticas (Malanson, 1997), de ampla biodiversidade e

hábitat para diversas espécies (Henry, 2003), podendo inclusive apresentar características únicas e próprias (Kark & Rensburg, 2006).



**Figura 1.** Localização da área de estudo e dos pontos de coleta de amostras de solo em cada situação de estudo.

As amostras de solo foram coletadas em cinco situações de estudo (SE), definidas pela relação entre o tipo de solo (Argissolos Vermelho – Amarelo, Neossolos Quartzarênicos, Plintossolos Pétricos e Latossolos Vermelho-Amarelo Petroplúntico) e de vegetação nativa (Cerrado Denso, Cerrado *Strictu Sensu* e Floresta Ombrófila). Em cada situação de estudo foram escolhidas áreas de pastagens implantadas à 10, 15, 20 e 30 anos. A exceção da SE4, onde apenas uma área de pastagem de 15 anos foi selecionada, buscou-se coletar amostras em duas áreas de pastagens (P) para cada tempo de implantação (10,15, 20 e 30 anos), constituindo duas repetições (R1 e R2) por área. Portanto, cada SE envolveu quatro áreas de pastagem com tempos diferentes

de implantação e uma área de vegetação nativa (VN), todas sob um mesmo tipo de solo e vegetação (Tabela 1).

**Tabela 1.** Situações de estudo avaliadas na bacia do rio Lontra-TO, conforme tipo de vegetação e solo

Situação de estudo (SE)	Tipo de Vegetação Nativa	Tipo de Solo	Uso do Solo	Siglas
SE1	Floresta Ombrófila	Neossolo Quartzarênico	Vegetação Nativa	SE1 <sub>VN</sub>
			Pastagem 15 anos	SE1 <sub>P15 R1</sub> / SE1 <sub>P15 R2</sub>
			Pastagem 30 anos	SE1 <sub>P30 R1</sub> / SE1 <sub>P30 R2</sub>
SE2		Plintossolo Pétrico	Vegetação Nativa	SE2 <sub>VN</sub>
			Pastagem 20 anos	SE2 <sub>P20 R1</sub> / SE2 <sub>P20 R1</sub>
			Pastagem 30 anos	SE2 <sub>P30 R1</sub> / SE2 <sub>P30 R2</sub>
SE3	Cerrado Denso	Latossolo Vermelho - Amarelo Ácrico Petroplântico	Vegetação Nativa	SE3 <sub>VN</sub>
			Pastagem 20 anos	SE3 <sub>P20 R1</sub> / SE3 <sub>P20 R2</sub>
			Pastagem 30 anos	SE3 <sub>P30 R1</sub> / SE3 <sub>P30 R2</sub>
SE4		Argissolo Vermelho - Amarelo	Vegetação Nativa	SE4 <sub>VN</sub>
			Pastagem 15 anos	SE4 <sub>P15</sub>
			Pastagem 30 anos	SE4 <sub>P30 R1</sub> / SE4 <sub>P30 R2</sub>
SE5	Cerrado <i>Strictu Sensu</i>	Neossolo Quartzarênico	Vegetação Nativa	SE5 <sub>VN</sub>
			Pastagem 10 anos	SE5 <sub>P10 R1</sub> / SE5 <sub>P10 R2</sub>
			Pastagem 30 anos	SE5 <sub>P30 R1</sub> / SE5 <sub>P30 R2</sub>

As pastagens foram formadas após a derrubada da vegetação nativa pelo uso de correntes presas a tratores e a queima da madeira de pouco valor comercial. Posteriormente à queima, foi realizada a aração e gradagem utilizando grade aradora, seguido da semeadura do capim. As gramíneas mais comumente utilizadas são as cultivares da *Brachiaria (syn. Urochloa) brizantha* cv. Marandu e *Brachiaria (syn. Urochloa) brizantha* cv. Xaraes, e as cultivares do *Panicum maximum* cv. Mombaça e *Panicum maximum* cv. Massai.

De maneira geral, assim como em grande parte da região, as pastagens não recebem qualquer tipo de correção, tanto da acidez, quanto da fertilidade do solo. A prática mais comum consiste da renovação da pastagem a cada 10 anos por meio do revolvimento com grade aradora e posterior ressemeadura, visando favorecer a rebrota da pastagem, a cobertura da superfície e a redução de plantas espontâneas, manejo esse adotado nas áreas de pastagem da SE2. O controle de plantas espontâneas também é comumente feito com o uso de herbicidas para folhas largas, pois existe uma elevada dispersão de sementes de espécies vegetais associada à proximidade de fragmentos de vegetação nativas.

Algumas áreas como SE1<sub>P30 R1</sub>, SE2<sub>P30 R2</sub> e SE5<sub>P30 R2</sub> são exceções na bacia pois a correção da fertilidade do solo é uma prática adotada. A SE1<sub>P30 R1</sub> é uma área experimental pertencente a Universidade Federal do Tocantins (UFT), a qual vem sendo utilizada em avaliações de eficiência de uso doses crescentes de fertilizantes nitrogenados (sulfato de amônio) até 450 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de N (Silva, 2016). Na SE2<sub>P30 R2</sub> foi realizada a renovação da pastagem a 20 anos tendo sido feito a semeadura de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu, a aplicação de calcário ( $\pm 2$  ton ha<sup>-1</sup>), fosfato reativo ( $\pm 200$  kg ha<sup>-1</sup>) e superfosfato simples ( $\pm 100$  kg ha<sup>-1</sup>). Nova correção ocorreu em 2011 com a aplicação de calcário ( $\pm 2$  ton ou kg ha<sup>-1</sup>) e adubação de cobertura ( $\pm 100$  kg ha<sup>-1</sup>) do formulado de NPK 5-25-15. Na SE5<sub>P30 R2</sub>, pastagem implantada na década de 70, houve a renovação em 2010 com plantio do *Panicum maximum* cv. Massai em substituição a *Brachiaria brizantha* cv. Marandu e *Brachiaria humidicola*, tendo havido a aplicação de calcário e fertilizantes, de acordo com a análise de solo. Uma nova correção ocorreu em 2015, com a aplicação de 200 kg ha<sup>-1</sup> de gesso agrícola, 0,5 t ha<sup>-1</sup> de calcário dolomítico, 140 kg ha<sup>-1</sup> de superfosfato simples e 250 kg ha<sup>-1</sup> de cobertura do formulado de NPK, 20-00-20. A aplicação de todos esses insumos foi realizada à lanço sem incorporação no solo, no início do período chuvoso.

As principais propriedades químicas e físicas dos solos coletados são apresentadas na tabela 2.

**Tabela 2.** Caracterização química e física das áreas de coleta (R1 e R2) de pastagens com 10 (P10), 15 (P15), 20 (P20) e 30 (P30) anos de uso e respectivas áreas de vegetação nativa (NV) para a camada de 0-20 cm

Tipo de Vegetação	Tipo de Solo	Área de Coleta	pH H <sub>2</sub> O (1:2,5)	Estoques, Mg ha <sup>-1</sup>						Granulometria, kg kg <sup>-1</sup>			D <sub>solo</sub> g cm <sup>-3</sup>
				Est. C	C-MOP	C-MAM	Est. N	N-MOP	N-MAM	Areia	Silte	Argila	
Floresta Ombrófila	Neossolo Quartzarênico	SE1 <sub>VN</sub>	4,98	28,43	27,23	1,20	2,00	1,92	0,08	0,93	0,00	0,07	1,3
		SE1 <sub>P15 R1</sub>	5,35	19,29	17,08	2,22	1,49	1,32	0,17	0,84	0,02	0,14	1,5
		SE1 <sub>P15 R2</sub>	5,44	10,27	9,80	0,47	0,72	0,69	0,03	0,94	0,00	0,06	1,6
		SE1 <sub>P30 R1</sub>	5,45	18,84	18,05	0,79	1,45	1,39	0,06	0,93	0,00	0,07	1,6
		SE1 <sub>P30 R2</sub>	5,62	14,04	12,81	1,23	1,15	1,05	0,10	0,89	0,00	0,11	1,4
	Plintossolo Pétrico	SE2 <sub>VN</sub>	5,10	20,20	15,38	4,82	1,64	1,25	0,39	0,52	0,17	0,31	1,6
		SE2 <sub>P20 R1</sub>	5,64	15,82	11,63	4,19	1,33	0,97	0,35	0,54	0,14	0,32	1,7
		SE2 <sub>P20 R2</sub>	5,50	12,22	9,93	2,29	0,84	0,69	0,16	0,52	0,17	0,31	1,5
		SE2 <sub>P30 R1</sub>	5,10	21,52	16,67	4,84	1,62	1,25	0,36	0,75	0,06	0,19	1,5
		SE2 <sub>P30 R2</sub>	6,26	16,52	12,01	4,51	1,36	0,99	0,37	0,72	0,10	0,18	1,7
Cerrado Denso	Latossolo Vermelho-Amarelo	SE3 <sub>VN</sub>	5,07	54,46	27,00	27,46	4,55	2,25	2,29	0,37	0,41	0,22	1,0
		SE3 <sub>P20 R1</sub>	5,50	18,49	11,73	6,75	1,42	0,90	0,52	0,59	0,17	0,24	1,6
	Petroplíntico	SE3 <sub>P20 R2</sub>	6,05	11,91	9,61	2,30	0,89	0,71	0,17	0,70	0,09	0,21	1,5
		SE3 <sub>P30 R1</sub>	5,37	37,07	20,96	16,11	3,48	1,97	1,51	0,47	0,19	0,34	1,3
		SE3 <sub>P30 R2</sub>	5,76	33,06	17,79	15,27	2,56	1,38	1,18	0,51	0,11	0,38	1,6
Cerrado <i>Strictu Sensu</i>	Neossolo Quartzarênico	SE4 <sub>VN</sub>	4,84	26,84	21,55	5,29	2,12	1,70	0,42	0,77	0,08	0,15	1,1
		SE4 <sub>P15</sub>	6,39	30,20	22,86	7,33	2,45	1,85	0,59	0,62	0,21	0,17	1,6
		SE4 <sub>P30 R1</sub>	6,27	20,07	16,95	3,12	1,89	1,60	0,29	0,76	0,11	0,13	1,7
		SE4 <sub>P30 R2</sub>	6,01	20,22	15,84	4,38	1,58	1,23	0,34	0,73	0,14	0,13	1,5
Cerrado <i>Strictu Sensu</i>	Neossolo Quartzarênico	SE5 <sub>VN</sub>	4,87	17,01	15,83	1,18	1,21	1,13	0,08	0,91	0,01	0,08	1,3
		SE5 <sub>P10 R1</sub>	5,67	12,14	11,39	0,75	0,90	0,84	0,06	0,91	0,01	0,08	1,5
		SE5 <sub>P10 R2</sub>	5,62	13,08	11,82	1,26	0,95	0,86	0,09	0,90	0,01	0,09	1,6
		SE5 <sub>P30 R1</sub>	6,48	9,28	8,79	0,49	0,74	0,70	0,04	0,91	0,01	0,08	1,6
		SE5 <sub>P30 R2</sub>	5,45	30,73	27,73	3,00	2,09	1,89	0,20	0,87	0,03	0,10	1,6

pH em água (1:2,5; solo:solução) por potenciometria; C e N total determinados por método de combustão a seco em espectrômetro de massa de razão isotópica (ANCA-GSL, Sercon, UK). Matéria orgânica particulada (MOP) e associada a minerais (MAM) separadas por peneiramento (0,053 mm) após dispersão química (hexametáfosfato de sódio 5 g L<sup>-1</sup>) e física por agitação lenta (120 rpm e 16 h) (Cambardella & Elliot, 1992); Estoques de C e N do solo e nas frações MAM e MOP calculados pela equação:  $Est = Teor \times Ds \times e / 10$ , onde: Est é o estoque de C e N na camada estudada (Mg ha<sup>-1</sup>); Teor é teor de C e N total (g kg<sup>-1</sup>); e é espessura da camada avaliada (cm). Os estoques de C e N totais foram corrigidos ajustando as massas de solo das áreas de estudo para a última camada amostrada em relação a área de vegetação nativa (Sisti et al., 2004). Nas situações de estudo SE2 e SE3 (áreas de pastagem de 20 anos), marcadas pela presença significativa de frações grosseiras (> 2 mm), os estoques de C e N também foram corrigidos considerando os teores destes elementos na fração fina do solo (< 2 mm), para que fosse eliminada a massa de solo livre de C e N total, as concreções e fragmentos de rochas (Poeplau et al., 2017); Densidade do solo (Ds) determinada pelo método do anel volumétrico (EMBRAPA, 2011); Composição granulométrica determinada por dispersão química (NaOH, 0,1 mol L<sup>-1</sup>) e física por agitação lenta (50 rpm e 16 h) (Ruiz, 2005);

## 2.2. Modelagem da dinâmica de C e N pelo Century

O modelo Century, versão 4.0, foi utilizado para simular as mudanças nos estoques de C e N na camada de 0,0 – 0,20 m das áreas em estudo. O Century simula a dinâmica mensal de C, N, P e S em diferentes tipos de ecossistemas, embora tenha sido desenvolvido inicialmente para pastagens (Parton et al., 1987; Parton et al., 1989). Para os cálculos dos estoques de C no solo, o Century é baseado nas informações atuais dos fatores biogeoquímicos que envolvem a dinâmica da MOS. O submodelo do N está integrado com o submodelo do C de tal modo em que as taxas de fornecimento de N lábil são controladas pelas relações C:N do resíduo vegetal, compartimentos da matéria orgânica e textura do solo (Sanford et al., 1991).

A simulação para os ecossistemas florestas e pastagens possuem diferentes submodelos de produção vegetal que, junto ao submodelo da água, estão associados ao submodelo de ciclagem da MOS e de nutrientes. Os modelos de produção vegetal e da água geram as informações necessárias para o funcionamento do terceiro modelo (Metherell et al., 1993; Parton et al., 1994), tais como umidade e temperatura do solo, entrada e saída de nutrientes pelas plantas, quantidade e qualidade dos resíduos vegetais aportados (Leite & Mendonça, 2003).

O submodelo de produção vegetal das pastagens é dividido em raízes, parte aérea e material senescente, com o C e N, P e S distribuídos para diferentes partes da planta usando um esquema fixo de alocação e produção máxima calculado como função da água disponível, temperatura do solo e da transpiração das árvores (Sanford et al., 1991). As raízes mortas são alocadas nos compartimentos estrutural e metabólico do solo. A parte aérea, por sua vez, apresenta três rotas de alocação: i) transferência para os compartimentos estrutural e metabólico do solo em função de práticas de manejo; ii) deposição na superfície do solo compondo tanto o compartimento estrutural, quanto o metabólico, em resposta a práticas que favoreçam seu aporte em superfície, e iii) senescência, compondo a fração senescente alocada na superfície do solo com a queda natural, como também transferida aos compartimentos (estruturais e metabólicos) do solo em resposta ao manejo adotado (Metherell et al., 1993).

Para a simulação das áreas de vegetação nativa, o submodelo de florestas é dividido em folhas, raízes finas (< 2 mm de diâmetro), galhos finos (< 10 mm de diâmetro), galhos e tronco (> 10 mm de diâmetro) e raízes grossas (> 2 mm de diâmetro) (Sanford et al., 1991). As folhas mortas e as raízes finas são transferidas para os compartimentos estruturais e metabólicos da superfície.

As demais frações (galhos finos, galhos e tronco, e raízes grossas), quando senescem, são transferidos para os respectivos compartimentos (galhos finos, galhos e tronco e raízes grossas senescentes), sendo que cada um apresenta uma taxa de senescência específica. Os estoques de resíduos diminuem à medida que o compartimento estrutural reduz com a decomposição da lignina, passando para o compartimento lento da MOS, e a fração sem lignina sendo alocada junto aos microrganismos de superfície ou compartimento ativo da MOS (Metherell et al., 1993).

No submodelo de ciclagem da MOS e de nutrientes são considerados duas frações de serapilheira (metabólica e estrutural) e três compartimentos da MOS (ativa, lenta e passiva), diferindo em função do tempo de ciclagem e taxa de decomposição (Cerri et al., 2004; Wendling et al., 2014). A determinação da taxa de decomposição desses compartimentos, bem como o fluxo de C entre os compartimentos, varia conforme as condições ambientais (temperatura, umidade, precipitação, etc.), qualidade do resíduo, textura do solo e práticas de manejo do solo (Cerri et al., 2004).

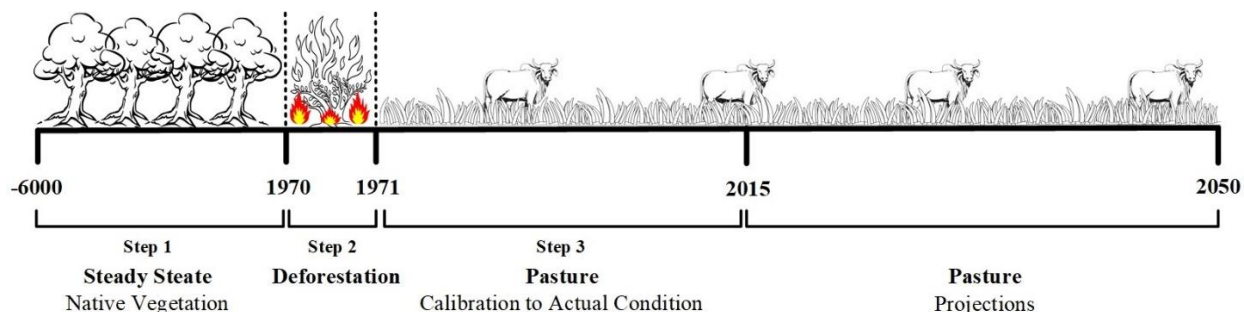
### **2.3. Sequência dos eventos simulados**

As condições do ambiente sob vegetação nativa e o estado de equilíbrio da MOS foram simulados previamente ao estabelecimento das pastagens utilizando o submodelo floresta, um dos sistemas contidos no submodelo de produção vegetal. Essa condição foi simulada para um período de 6000 anos (Figura 2) tendo o ajuste do modelo inicializado com a determinação dos parâmetros de produção de biomassa para representar o tipo de vegetação presente. Conforme o tipo de vegetação nativa de cada situação de estudo, foi selecionada uma opção do arquivo Tree.100 que contém as informações sobre as vegetações arbóreas: para SE1 e SE2 foi utilizada a opção Porto Rico Tropical Forest (PRTP); para SE3 e SE4, a opção Luquillo Modified Amazon (LUQ) foi a escolhida; e para a SE5 optou-se pela vegetação Cerrado Luquillo Modified (CER). Os parâmetros de cada uma das opções foram mantidos conforme o ajuste padrão do Century.

Para alcançar a condição de equilíbrio das áreas de vegetação nativa, nas diversas situações em estudo, foram considerados distúrbios naturais que influenciam o aporte de resíduos do solo. No caso das situações de estudo em que dominam a Floresta Ombrófila e Cerrado Denso foi adotado um ciclo de mortalidade das árvores de 120 anos (Clark & Clark, 1996; Denslow et al., 1998; Cerri et al., 2004).



Nas áreas sob Cerrado *Strictu Sensu*, o fogo é o principal agente que pode influenciar no estado de equilíbrio dessa vegetação, pois promove não apenas adaptações morfológicas e fisiológicas nas plantas do Cerrado, mas também nos processos ecológicos (Fidelis & Pivello, 2011). A frequência do fogo pode alterar significativamente a fitofisionomia do Cerrado, pois a alta recorrência de fogo afeta negativamente o estabelecimento e a sobrevivência de árvores jovens (Moreira 2000, Miranda et al., 2002, Miranda et al., 2009), predominando assim o estrato herbáceo. Já a ausência do fogo promove o predomínio da cobertura lenhosa, levando à perda de espécies herbáceas (Fidelis & Pivello, 2011). Dessa forma, considerando as características da vegetação local do Cerrado *Strictu Sensu*, com predomínio de cobertura lenhosa, adotou-se a ocorrência de fogo moderado em um ciclo de 10 anos (Florestal Brasil, 2018), visando garantir que a incidência desse distúrbio não cause a remoção total da vegetação, após 6000 anos de simulação.



**Figura 2.** Sequência do uso e cobertura do solo nos ecossistemas adotados para a simulação da dinâmica da MOS no modelo Century 4.0.

Os estoques de C e N simulados pelo submodelo de floresta no estado de equilíbrio da MOS sob vegetação nativa foram usados como as condições iniciais para ajuste do modelo de desmatamento e posterior estabelecimento da pastagem. Na região da Bacia do Rio Lontra, a conversão de áreas de vegetação nativa para pastagens consiste na derrubada das árvores usando correntes presas a tratores, seguido da queima. A intensidade da queima determina os teores de C e N que serão liberados durante a decomposição, devido à estrutura química dos resíduos condicionadas pela ação do fogo. Nesse sentido, no modelo de desmatamento foi ajustado uma queima eficiente do material vegetal, de maneira a eliminar 98% das folhas, 90% dos galhos, 60% dos troncos e 30% dos caules (Fearnside et al., 1993; Kauffman et al., 1995; Graça et al., 1999; Fearnside et al., 2001). Uma vez simulado o ambiente após o desmatamento, foi adotado o submodelo de pastagem para estabelecer as novas condições de equilíbrio da MOS, após o

estabelecimento desse uso (Figura 2). Considerando o sistema de pastejo contínuo nas áreas de pastagem da bacia do rio Lontra, selecionou-se a opção de pastejo moderado do arquivo Graz.100, para simular a intensidade de pastejo dos animais.

#### **2.4. Validação dos modelos**

Os métodos quantitativos usados para avaliação da acurácia das simulações, consistiram em: (i) coeficientes de correlação ( $r$ ) - inferem sobre a associação entre os valores simulados e mensurados, com a significância obtida pelo teste  $t$  ( $\alpha = 0,05$ ); (ii) coeficientes de determinação (CD) - medem a proporção da variação total dos dados observados é explicada pelos dados simulados; (iii) erro quadrado médio (RMSE) - indica o valor percentual da diferença total entre os valores simulados e os observados, podendo também ser usado para comparações entre diferentes simulações, onde o menor valor de RMSE indica maior acurácia; e (iv) as diferenças médias entre os valores observados e simulados (M) informando os erros de consistência, isto é, se o modelo apresenta alguma tendência em super ou subestimar os valores simulados, com a significância obtida pelo teste  $t$  de Student ( $\alpha = 0,05$ ). Todos esses procedimentos foram realizados de acordo e em planilha eletrônica preparada por Smith et al. (1996) e Smith et al. (1997).

#### **2.5. Cenários futuros**

O efeito de diferentes práticas de manejo das pastagens sobre os estoques de C e N no solo em comparação com a situação atual de ausência de práticas de manejo (MA) foram avaliados pela simulação de oito cenários futuros de produção para 2050. Os cenários consistiram de:

- Pastagem manejada sem a renovação periódica (M1): A renovação de pastagens por meio de grade aradora é mais intensamente realizada na região da situação de estudo SE2 comparada as demais áreas avaliadas. Portanto, para este cenário, houve a remoção dessa prática a cada 10 anos, do modelo ajustado para as condições atuais das pastagens do SE2, representada pela opção Plowing (P) presente no arquivo Cult.100.

- Pastagem com controle químico de espécies espontâneas (M2): Esse cenário simulou a aplicação de herbicidas para folhas largas, objetivando o controle químico das espécies espontâneas, sendo realizada no período chuvoso após rebaixamento do dossel forrageiro por meio

de pastejo animal intenso. Selecionou-se a opção Herbicide (Herb) do arquivo referente aos tratos culturais, Cult.100.

- Pastagem com adubação apenas de formação (M3): Nas condições atuais de fertilidade dos solos sob vegetação nativa, considerou-se uma recomendação de adubação para formação de pastagens, conforme as opções disponíveis no arquivo Fert.100. Assim, para a recomendação de 50 kg ha<sup>-1</sup> de N e P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> selecionou-se a opção N5 (aplicação de 5 g N m<sup>-2</sup>) e P2 (aplicação de 20 kg ha<sup>-1</sup> de fosfato).

- Pastagem com adubação de formação e manutenção (M4): A adubação de formação foi similar a descrita no M3, enquanto a de manutenção foi realizada anualmente adotando-se a opção de fertilização automática do Century, A90. Essa opção objetiva manter 90% do potencial máximo de produção da espécie cultivada com a quantidade mínima de nutrientes nas plantas durante seu crescimento (Metherell et al., 1993).

- Pastagem com adubação de formação e manutenção associada ao controle químico de espécies espontâneas (M5): Nessa simulação utilizou-se a adubação utilizada no cenário M4, junto a aplicação de herbicida descrita no cenário M2.

- Sistema Silvipastoril com 30% de cobertura arbórea (M6): Cenário de simulação da implantação de sistema silvipastoril nas áreas de pastagens nas condições atuais do solo em cada situação de estudo. O sistema consiste da condução da regeneração natural da vegetação nativa nas áreas de pastagem, havendo a remoção de 70% das árvores de interesse a cada 5 anos, objetivando manter apenas 30% de cobertura arbórea nativa. Para tanto, adotou-se a opção SAMP do arquivo Trem.100, alterando os parâmetros REMF (5) para 0,7; RETF (1,4), RETF (2,4) e RETF (3,4) para 0,3.

- Pastagem manejada com uso do fogo (M7): cenário em que o uso do fogo foi feito como prática de manejo da pastagem alternativa de controle de espécies espontâneas, favorecimento da rebrota da pastagem e aumento do valor nutricional da forragem, além da elevação dos níveis de nutrientes no solo proporcionado pelas cinzas oriundas da queima. Dessa forma, foi ajustado um modelo com a inserção da opção de fogo de baixa intensidade, COLD (C) do arquivo Fire.100, a cada 10 anos.

- Pastagem sob manejo intensivo (M8): simulação de pastagem sob manejo intensivo, com irrigação na época da seca, renovação periódica da pastagem com uso de grade aradora

representada pela opção Plowing (P) presente no arquivo Cult.100, controle químico de espécies espontâneas conforme M2, adubação de formação (M3) e adubação de manutenção anual com aplicação de 450 e 40 kg ha<sup>-1</sup> de N e P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, respectivamente. A irrigação foi realizada no início da época seca, adotando a opção automática A50, a qual é acionada quando a água disponível na zona radicular estiver abaixo de 50% da capacidade de campo (Metherell et al., 1993). A pressão de pastejo foi moderada (GM – efeito de intensidade moderada na produtividade da pastagem), com remoção de 20% da biomassa aérea a cada mês de pastejo durante a época das chuvas e 5% de remoção na época da seca, conforme definido no parâmetro FLGREM, do arquivo GRAZ.100.

### 3. Resultados e Discussão

#### 3.1. Avaliação da performance dos modelos

De modo geral, os coeficientes de correlação (*r*) indicaram associação significativa entre os valores simulados e observados (Addiscott & Whitmore, 1987; Smith et al., 1996), apesar de terem sido observados valores *r* baixos para os estoques de C (*r* = 0,55) e N (*r* = 0,69) na SE1 e SE4, respectivamente. No entanto, ambos os modelos foram capazes de descrever os valores mensurados (Tabela 3).

**Tabela 3.** Testes estatísticos aplicados para avaliação da eficiência de modelagem dos valores de estoques de C para as áreas avaliadas na Bacia do Rio Lontra

SE	Dado	Testes Estatísticos			
		<i>r</i>	CD	RMSE (%)	M (t ha <sup>-1</sup> )
SE1	Est. C	0,55 **	4,38	26,22	-1,03 <sup>ns</sup>
	Est. N	0,79 **	2,87	20,13	-0,13 <sup>ns</sup>
SE2	Est. C	0,97 **	23,43	12,18	-0,11 <sup>ns</sup>
	Est. N	0,98 **	0,73	23,84	-0,27 <sup>ns</sup>
SE3	Est. C	0,95 **	1,18	27,06	-7,60 <sup>ns</sup>
	Est. N	0,93 **	0,65	60,89	-1,58 <sup>ns</sup>
SE4	Est. C	0,88 **	2,63	12,42	-1,76 <sup>ns</sup>
	Est. N	0,69 **	16,76	13,30	-0,06 <sup>ns</sup>
SE5	Est. C	0,81 **	0,47	21,25	-2,87 <sup>ns</sup>
	Est. N	0,87 **	0,16	39,81	-0,46 <sup>ns</sup>
<b>Ajuste Perfeito</b>		<b>1,00</b>	<b>1,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>

*r*: coeficiente de correlação; CD: coeficiente de determinação; RMSE: root mean square error; M: diferença média entre valores observados e simulados. \*\* significativo a 5% de probabilidade; <sup>ns</sup> não significativo a 5% de probabilidade pelo teste t-Student.

O coeficiente de determinação (CD) é uma medida do ajuste do modelo em relação aos valores observados, variando de 0, quando o modelo não possui nenhuma relação com os dados

observados, a 1, para modelos que se ajustam perfeitamente aos dados observados (Loague & Green, 1991). Quando os valores de CD são superiores a 1, tais como os obtidos no estudo, significa que o modelo não é capaz de reproduzir o comportamento dos dados observados na simulação, resultado esse consequente de possíveis inconsistências dos valores observados ou, ainda, que o modelo não é adequado para descrever valores extremos (Smith et al., 1996).

Os valores de RMSE (*Root Mean Square Error*) expressam, em porcentagem, a diferença total entre os valores simulados e observados proporcionalmente aos valores observados, ou seja, quanto maiores os valores de RMSE, maiores são as diferenças entre os valores simulados e observados (Loague & Green, 1991). Dentre as SEs, a SE3 foi a que apresentou as maiores diferenças entre os valores observados e simulados, tanto para os estoques de C (27,06%), quanto de N (60,89%). Assim, considerando que os melhores ajustes são os que apresentam valores de RMSE mais próximos de 0, destacaram-se os valores obtidos na SE4, 12,42 e 13,30%, respectivamente para os estoques de C e N (Tabela 3).

As diferenças médias entre os valores simulados e observados (M) (Addiscott & Whitmore, 1987) indicam o viés no modelo (Smith et al., 1996), isto é, se o modelo tende a superestimar ou subestimar os valores simulados em relação aos observados. Valores positivos de M sugerem a ocorrência de superestimação dos valores simulados, enquanto que valores negativos indicam que o modelo superestima os valores observados, semelhantemente àqueles ajustados para os estoques de C e N em todas as situações de estudo (Tabela 3). Apesar dos valores de M terem sido todos diferentes de zero, o que indica a ausência de diferenças, todos foram não significativos a 5% de probabilidade pelo teste t-Student.

### **3.2. Condição inicial da vegetação nativa**

De modo geral, os estoques de C simulados para as áreas de vegetação nativa após 6000 anos foram subestimados em relação aos valores observados, enquanto que os estoques de N foram superestimados (Tabela 4). As maiores diferenças ocorreram na SE1, com a subestimação dos estoques de C (26%), e na SE5, onde as simulações superestimaram os estoques de N (11%). Por outro lado, nas SE4 e SE5, os estoques de N e C simulados não diferiram dos valores observados. Notou-se que os resultados da modelagem para o estado de equilíbrio da vegetação nativa de SE4

foram os que apresentaram os melhores ajustes, visto terem ocorrido diferenças apenas entre os valores de estoques de C, o qual foi subestimado em 1% (Tabela 4).

**Tabela 4.** Estoques de C e N observados e simulados para as áreas de vegetação nativa das situações de estudo da bacia do rio Lontra na profundidade de 0-20 cm

Situação de Estudo (SE)	Valor Observado (t ha <sup>-1</sup> )		Valor Simulado (t ha <sup>-1</sup> )		Diferença* (%)	
	C	N	C	N	C	N
SE1	28,4	2,0	22,7	1,8	25	13
SE2	20,2	1,6	18,2	1,7	11	-5
SE3	54,5	4,6	60,0	5,4	-9	-16
SE4	26,8	2,1	29,7	2,1	1	0
SE5	17,1	1,2	17,1	1,5	0	-20

\* Diferença entre os valores observados e simulados em porcentagem (Diferença = Observado – Simulado \*100 / Simulado).

Os valores superestimados de estoques de C podem ter sido intensificados, dentre outros fatores, pela textura fina e a mineralogia dos solos (Costa et al., 2008; Hickmann & Costa, 2012), os quais atuam na proteção química da MOS por meio da formação de complexos organo-minerais (Huang & Schnitzer, 1986; Kaiser et al., 2002; Kleber et al., 2007; Kögel-Knabner et al., 2008; Mikutta et al., 2006; Lehmann & Kleber, 2015; Porras et al., 2018; Stuckey et al., 2018). Sabendo da influência da textura nos estoques de C, funções do modelo Century incrementam a estabilização da MOS com o aumento do conteúdo das frações silte + argila (Cerri et al., 2004). Percebeu-se que os resultados das simulações de estoques de C estão fortemente relacionados aos teores de argila das áreas de estudos, já que os valores simulados para a SE1 (22,7 t ha<sup>-1</sup>), SE2 (18,2 t ha<sup>-1</sup>) e SE4 (29,7 t ha<sup>-1</sup>) foram inferiores aos observados na Floresta Amazônica (25,0 t ha<sup>-1</sup>) (Cerri et al., 2004) e em Cerrado Denso (52,7 t ha<sup>-1</sup>, Wendling et al., 2014). Em ambos os estudos, os solos foram caracterizados como de textura argilosa (35-60% de argila), diferente de SE1, SE2 e SE4, os quais possuem textura arenosa a média (Tabela 2).

De maneira similar ao C, os valores simulados de estoques de N em SE1 (1,8 t ha<sup>-1</sup>), SE2 (1,7 t ha<sup>-1</sup>) e SE4 (2,1 t ha<sup>-1</sup>) também foram inferiores aos observados na literatura (Cerri et al., 2004; 2,45 t ha<sup>-1</sup>; Wendling et al., 2014; 3,5 t ha<sup>-1</sup>). A estabilização do C no solo está relacionada, entre outros fatores, ao conteúdo de N presente no solo, uma vez que o N é fundamental para a formação de substâncias húmicas, as quais são ricas em N comparativamente a outros compartimentos orgânicos menos recalcitrantes (Lovato et al., 2004; Ribeiro et al., 2011; Gauder et al., 2016; Pereira et al., 2018). Em solos argilosos, portanto, o maior acúmulo de C leva a

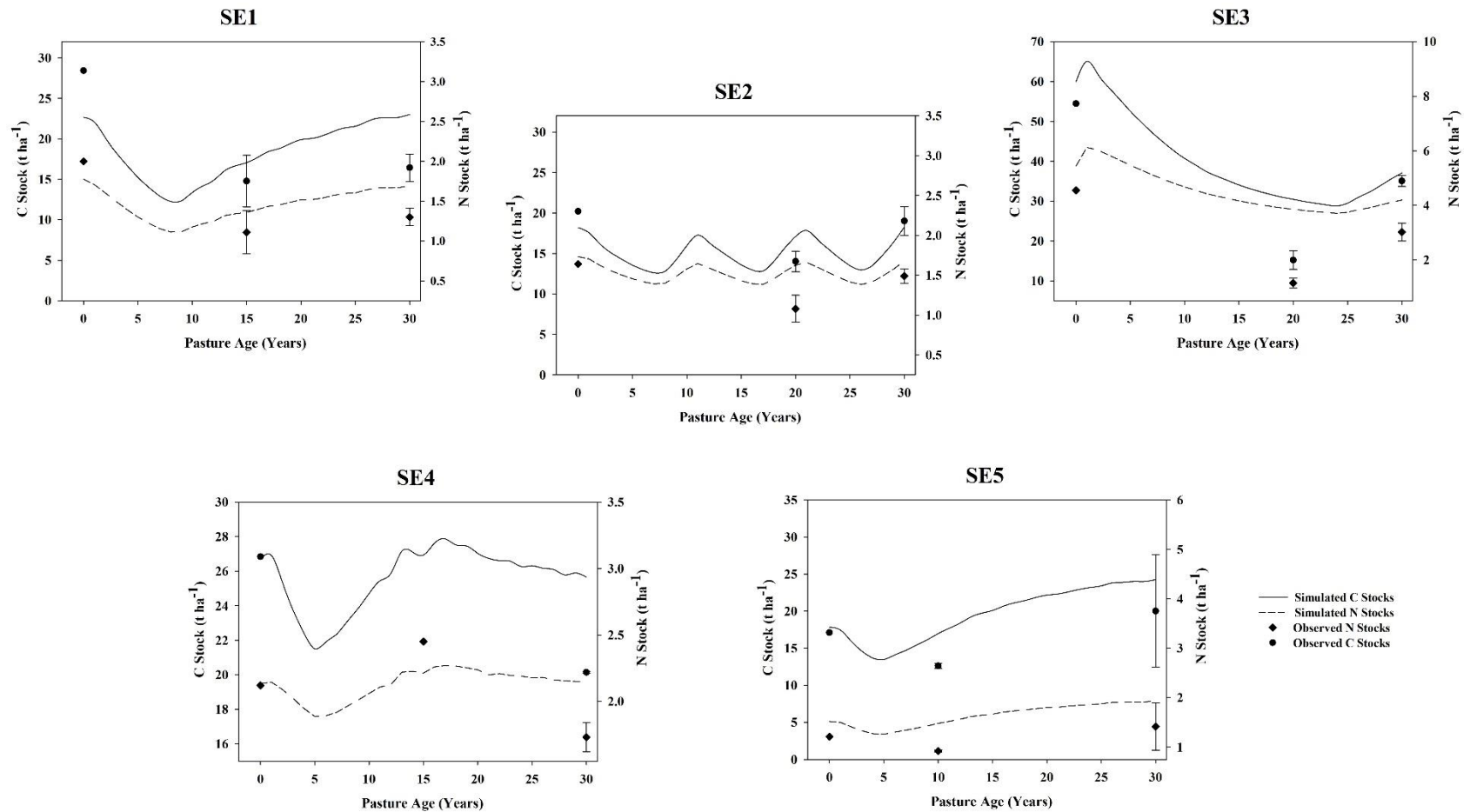
estoques maiores de N, pois esse está também diretamente associado ao processo de estabilização do C.

Os efeitos da textura podem ser melhor visualizados na SE5, sob Neossolo Quartzarênico, onde tanto os valores observados, 17,1 e 1,2 t ha<sup>-1</sup>, quanto simulados, 17,8 e 1,5 t ha<sup>-1</sup>, respectivamente para os estoques de C e N, foram muito inferiores aos encontrados em experimento de campo para o Cerrado *Strictu Sensu* (39,5 e 2,7 t ha<sup>-1</sup>, para estoques de C e N, respectivamente) sob Latossolo Vermelho (Marchão et al., 2009).

### **3.3. Simulação das áreas de pastagens**

De modo geral, os modelos ajustados mostraram a diminuição dos estoques de C e N nos primeiros anos após a conversão da vegetação nativa para pastagem, (Silveira et al., 2000; Cerri et al., 2004; Dias, 2010; Wendling et al., 2014) (Figura 4). Após a derrubada e queima dos resíduos orgânicos, há rápida mineralização dos resíduos orgânicos de maior labilidade (Silveira et al., 2000; Santín et al., 2008; Simon et al., 2016).

Todavia, na SE3 observou-se comportamento contrário pois, após a remoção da vegetação de cerrado, constatou-se o aumento dos estoques de C e N, seguido de queda (Figura 4), em acordo com os resultados de Dias (2010) e Wendling et al. (2014). O incremento dos estoques pode ocorrer em resposta à remoção do material vegetal de maior diâmetro e a incorporação ao solo dos resíduos oriundos da queima no momento do preparo do solo para implantação das pastagens (Stevenson, 1994). Contudo, a falta de práticas de manejo das pastagens com reposição de nutrientes e correção da acidez do solo, promoveu nos anos seguintes, a aceleração da decomposição da MOS e a redução dos estoques de C e N (Dias, 2010). Esse comportamento, aumento e diminuição sequencial dos estoques, após a conversão do Cerrado Denso para pastagem, reflete a sensibilidade dos compartimentos mais lábeis às mudanças do uso e cobertura do solo.



**Figura 4.** Estoques de C simulados e observados na camada de 0-20 cm para diferentes situações de estudo da bacia do rio Lontra: Floresta Ombrófila sobre Neossolo Quartzarênico (SE1); Floresta Ombrófila sobre Plintossolo Pétrico (SE2); Cerrado Denso sobre Latossolo Vermelho-Amarelo Ácrico Petroplúntico (SE3); Cerrado Denso sobre Argissolo Vermelho-Amarelo (SE4); e Cerrado *Strictu Sensu* sobre Neossolo Quartzarênico (SE5).



Nos anos seguintes a queima, os modelos ajustados para as SE1 e SE5 apontam o incremento contínuo dos estoques de C e N, alcançando valores superiores às condições iniciais (Figura 4). Nesses casos, pode-se associar que a maior parte do C e N nas pastagens está armazenado em subsuperfície, dada a grande contribuição do sistema radicular no acúmulo de C no solo (Fujisaka et al., 1998; Lal, 2002), pois a taxa de adição do C à MOS é maior para o C do sistema radicular das plantas, quando comparado àquele adicionado à superfície do solo pela parte aérea (Nunes et al., 2011), já que pode haver a remoção de material vegetal pelos animais. Assim, considerando o histórico de ausência de práticas de manejo, especialmente àquelas que promovem o revolvimento do solo nessas SEs, pode-se considerar que os processos de estabilização da MOS estão sendo favorecidos em relação aos de mineralização (Frazão et al., 2008; Salton et al., 2011). As raízes das gramíneas na pastagem propagam-se em todo o volume da camada superficial do solo (Cerri et al., 2017) e têm papel importante na formação e estabilização dos agregados, pois a elevada produção e renovação da biomassa radicular (Salton et al., 2008; Alves et al., 2008; Cunha Neto et al., 2018) libera substâncias (mucilagem) que atuam como agentes cimentantes na rizosfera (Grimaldi et al., 2003). Dessa forma, as raízes proporcionam condições para o incremento e manutenção dos estoques de C e N, mesmo em solos de textura arenosa, onde os mecanismos organo-minerais se tornam limitados pela reduzida presença de óxidos de Fe e Al da fração argila (Zinn et al., 2005; Pulrolnik et al., 2009).

Na situação de estudo 4 (SE4) (Cerrado Denso sobre Argissolo Vermelho-Amarelo), comportamento similar à SE1 (Floresta Ombrófila sobre Neossolo Quartzarênico) e SE5 (Cerrado *Strictu Sensu* sobre Neossolo Quartzarênico) foi observado nas pastagens de até 20 anos após a conversão para pastagem (Figura 4), sendo que, posteriormente a esse período, o modelo ajustado para essa SE revelou redução dos estoques de C e N. Contrariamente as SE1 e SE5, em que a ausência de práticas de manejo favoreceram o estabelecimento de condições para o acúmulo de MOS, na SE4 percebeu-se que o uso extrativista da pastagem, sem correto manejo da fertilidade do solo, favoreceu a degradação destas. Souza et al. (2008) e Volpe et al. (2008) afirmam que áreas convertidas em pastagens com ausência de manejo são caracterizadas por baixos níveis de MOS em relação à vegetação nativa, o que leva a reduzida ciclagem de nutrientes. Oliveira et al. (2017) ainda acrescentam que, pastagens mal manejadas promovem o aumento da incidência de pragas e

doenças, resultando em queda do potencial produtivo em curto prazo de tempo, com consequente redução dos teores de MOS.

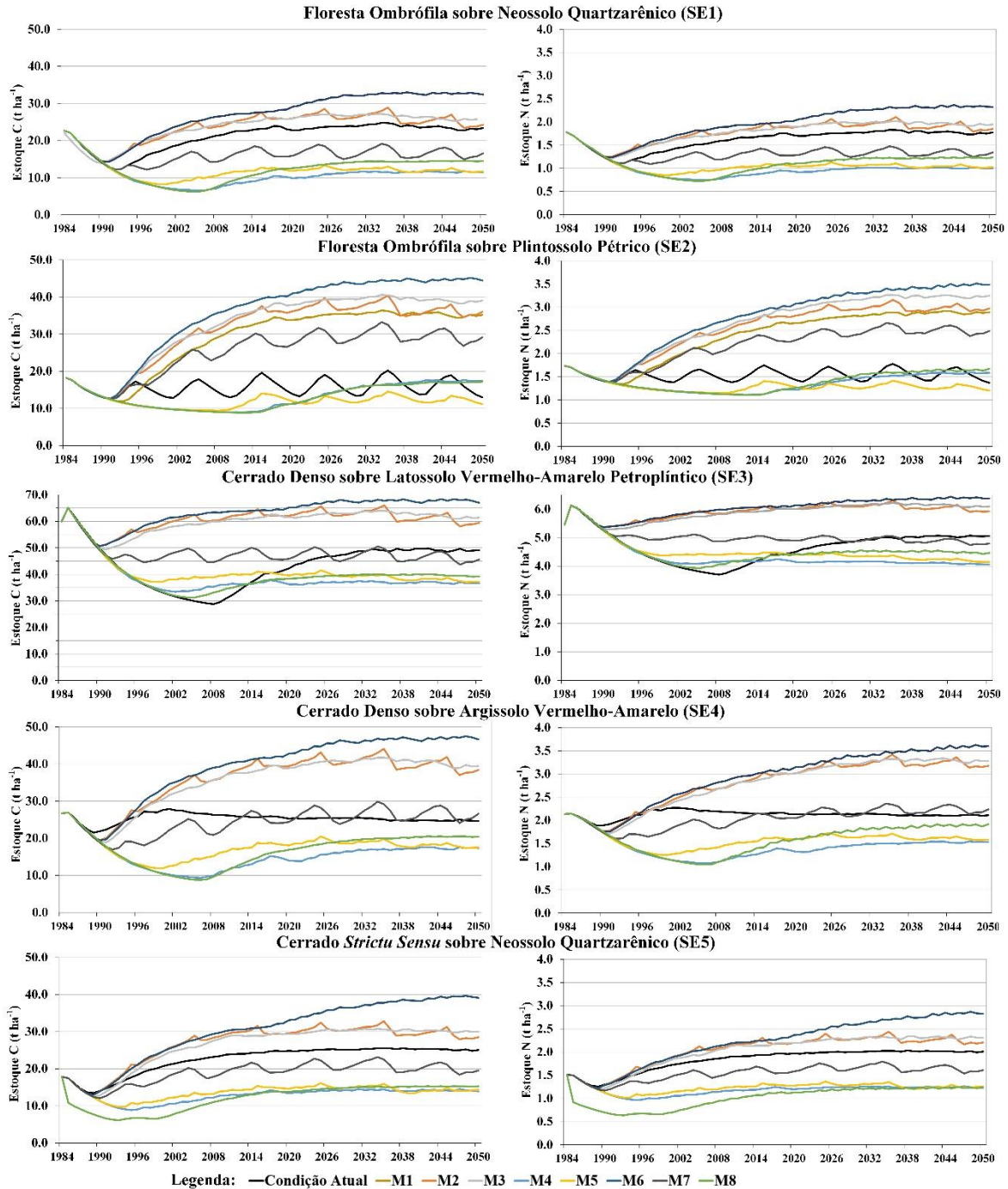
O revolvimento do solo por gradagem causa decréscimo expressivo nos estoques de MOS em comparação a sistemas que não adotam esse tipo de prática agrícola (Leite et al., 2010; Teixeira et al., 2010; Salton et al., 2011), uma vez que fragmenta o material depositado sobre a superfície do solo e quebra os agregados, expondo a MOS oclusa a oxidação e ação dos microrganismos. Dessa forma, compreende-se as constantes oscilações dos estoques de C e N simulados em SE2 (Floresta Ombrófila sobre Plintossolo Pétrico), onde a única prática de manejo adotada é a renovação da pastagem por meio de revolvimento do solo com grade aradora (Figura 4). O acúmulo de C no solo pela pastagem depende da produtividade das plantas (Salton et al., 2011), bem como do manejo adotado, enquanto a elevação dos níveis de N está associada a qualidade do resíduo vegetal aportado ao solo (Pegoraro et al., 2018) e que favorecem a formação das substâncias húmicas, ricas em N (Pereira et al., 2018). Assim, a rápida recuperação dos estoques de C e N após a renovação das pastagens pode estar associado a incorporação do material vegetal de gramíneas (Salton et al., 2011) presentes na superfície (folhas e material senescente), além de toda a biomassa de raízes (Dias, 2010) durante o revolvimento do solo.

### **3.4. Estoques de C e N nos cenários futuros**

Os modelos gerados para as diferentes práticas de manejo usaram as mesmas informações de entrada do modelo calibrado para as condições atuais das pastagens. De modo geral, os modelos simulados M4 (pastagem com adubação de formação e manutenção) e M5 (pastagem com adubação de formação e manutenção associada ao controle químico de espécies espontâneas) apresentaram estoques de C e N inferiores aos obtidos sob as condições atuais de manejo das pastagens (Figura 5). Dentre as opções de adubação disponíveis no arquivo Fert.100 do Century, as opções N5 (50 kg ha<sup>-1</sup> de N) e P2 (20 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) foram as que mais se aproximaram das doses recomendadas pela análise de solo (Ribeiro et al., 1999). Já a adubação de manutenção foi ajustada automaticamente para manter 90% da produção potencial da planta sem aumentar a concentração de nutrientes (N, P e S) acima do nível mínimo durante o estágio de crescimento (Metherell et al., 1993).

Os solos tropicais apresentam naturalmente baixa disponibilidade de N, de modo que, nas pastagens cultivadas sem ou com baixa aplicação de fertilizantes nitrogenados, o suprimento de N fica condicionado ao processo de mineralização dos resíduos orgânicos do solo (Rosado & Gontijo, 2017). O material orgânico aportado nas pastagens apresenta elevada relação C/N, causando a imobilização de parte do N presente na solução do solo pelos microrganismos heterotróficos que atuam na decomposição dos resíduos. Acrescenta-se, ainda que, nas pastagens tropicais, as raízes das gramíneas e a decomposição do resíduo vegetal são responsáveis por parte significativa da imobilização de N (Dias-Filho, 2007). Assim, a adição de doses mínimas de N apenas intensifica o processo de imobilização do N e crescimento da microbiota do solo (Victoria et al., 1992), favorecendo a redução dos estoques de C orgânico como observado nos modelos simulados para o M4 e M5 (Figura 5).

O acúmulo de C e N no solo é condicionado, dentre outros fatores, por práticas que favorecem os processos de estabilização da MOS frente os processos de decomposição. No sistema solo-planta-animal, ocorre contínua entrada e saída de nutrientes. O C entra no sistema pela atividade fotossintética de plantas, aporte de material orgânico proveniente das plantas e resíduos decorrentes do pastejo e das excreções dos animais, estando as perdas relacionadas a erosão do solo e a oxidação microbiana da MOS (Nunes et al., 2011). O N por sua vez, entra no sistema por meio da adubação e fixação biológica, com as perdas causadas por erosão, lixiviação, nitrificação e remoção pelas plantas, o que torna essencial um balanço positivo de N no sistema para que ocorra acúmulo desse nutriente e, conseqüentemente, de MOS (Nunes et al., 2011). Embora haja retorno parcial dos nutrientes, sistemas que não utilizam corretamente práticas de manejo da fertilidade do solo, a reposição de nutrientes será sempre menor que a quantidade exportada, proporcionando no médio e longo prazo, queda de vigor e rebrota da planta e no potencial de produção de forragem, conduzindo ao processo de degradação das pastagens devido ao esgotamento do solo (Teixeira et al., 2018). Nesse contexto, uma adubação de manutenção que vise altas produtividades, com adição de quantidades mínimas de nutrientes, não atende as exigências necessárias para produção da forrageira, bem como acúmulo de MOS, favorecendo um balanço nutricional final próximo de zero (Alves et al., 2002).



**Figura 5.** Estoques de C e N simulados na camada de 0-20 cm para as condições atuais e cenários simulados de manejo, nas situações de estudo da bacia do rio Lontra. M1: Pastagem sem renovação periódica; M2: Pastagem com controle químico de espécies espontâneas; M3: Pastagem com adubação apenas de formação; M4: Pastagem com adubação de formação e manutenção; M5: Pastagem com adubação de formação e manutenção associada ao controle químico de espécies espontâneas; M6: Sistema Silvipastoril com 30% de cobertura arbórea; M7: Pastagem manejada com uso do fogo; e M8: Pastagem sob manejo intensivo.

Comportamento similar aos cenários M4 e M5 foi observada no sistema de pastagem sob manejo intensivo (M8), conforme preconizado nos estudos da Universidade Federal do Tocantins (UFT). Nesse cenário foram simuladas a adição anual de 450 kg ha<sup>-1</sup> de N e 40 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, acompanhadas do controle químico de espontâneas e renovação periódica das pastagens a cada 10 anos. Todavia, contrariamente aos cenários M4 e M5, onde as causas da redução dos estoques de C e N estão associadas às pequenas doses de reposição de N, no cenário M8 a queda dos estoques de C e N em relação as condições atuais de manejo, é reflexo da adição de doses elevadas de N. A concentração de N, assim como a composição bioquímica dos resíduos orgânicos determinam a ocorrência dos processos de mineralização ou imobilização do elemento no solo (Siqueira Neto et al., 2010). A adubação com doses elevadas de N, associadas a resíduos orgânicos lábeis estimulam a atividade microbiana e o processo de desnitrificação (Boeira & Souza, 2007; Grutzmacher, 2016), com conseqüente redução dos estoques de N. Em adição, ressalta-se que nesse cenário são simuladas as práticas de renovação da pastagem e controle químico de espécies espontâneas, as quais podem ser consideradas como práticas que intensificam a oxidação do C e a mineralização do N, pela incorporação dos resíduos, quebra dos agregados e aumento da aeração do solo (Pedra et al., 2012).

Na situação de estudo 2 (SE2 – Floresta Ombrófila sobre Plintossolo Pétrico), a prática de renovação das pastagens é mais comum e intensamente empregada para o restabelecimento da produção de biomassa forrageira, motivo pelo qual, o cenário M1 (suspensão da reforma das pastagens a cada 10 anos) foi aplicado apenas nessa situação de estudo. Os estoques de C e N no cenário M1 foram 15 e 1,5 t ha<sup>-1</sup> superiores aos obtidos no modelo ajustado às condições atuais de manejo das pastagens. No processo de reforma da pastagem são utilizadas práticas mecânicas para o revolvimento do solo, o que prejudica a formação e estabilidade de macro-agregados, expondo a MOS protegida fisicamente (Barto et al., 2010; Shu et al., 2015; Acar et al., 2018), promovendo, assim, a decomposição e perda de MOS mantida dentro dos agregados, o que é fundamental para os estoques de C e N a longo prazo (Six et al., 2000; Yoo et al., 2011; Paul et al., 2013; Zhang et al., 2018).

As práticas de manejo M2 (aplicação de herbicida), M3 (adubação de formação) e M6 (sistema silvipastoril com 30% de cobertura arbórea) apresentaram estoques de C superiores aos simulados para as condições atuais de manejo das pastagens (Figura 5). As áreas de vegetação

nativa (Tabela 1A) apresentam solos que possuem baixa fertilidade natural, com baixos valores de pH ( $\leq 5,0$ ) e alta acidez potencial ( $\geq 5,0$ ), além da baixa capacidade de fornecimento de nutrientes. Esses fatores restringem o crescimento vegetal, principalmente para o estabelecimento inicial da cobertura do solo. Assim, a elevação dos estoques de C e N, como simulado nos cenários M2, M3 e M6 está associada a criação de condições que favorecem o estabelecimento de cobertura vegetal e o aporte de resíduos no solo.

A formação das pastagens requer práticas de manejo que possibilitem o rápido estabelecimento da forrageira, sendo o correto preparo do solo e manejo da fertilidade um dos fatores preponderantes para o sucesso da formação. Após a supressão da vegetação nativa com auxílio do fogo, os teores de N, P, K, Ca e Mg aumentam pela rápida mineralização (Ceddia et al., 1999; Gatto et al., 2003; Rheinheimer et al., 2003; Redin et al., 2011). Entretanto, esses efeitos desaparecem, em médio prazo, resultando em concentrações que podem ser inferiores às observadas em solos que não sofreram queima (Knicker, 2007). Dessa forma, a adubação de formação das pastagens garante o fornecimento de nutrientes visando atender as exigências para o rápido estabelecimento das forrageiras, o que, associado ao manejo adequado da pastagem, intensifica a produtividade e qualidade de forragem (Teixeira et al., 2018). Como consequência do estabelecimento das pastagens, o material vegetal senescente e a palhada retornam ao solo compondo a MOS, além da contribuição das raízes.

A elevação dos estoques de C simulada no cenário que adota a aplicação de herbicida (Figura 5), M2, está associado ao maior aporte de resíduos orgânicos após a senescência das plantas. As espécies espontâneas que ocorrem em pastagens degradadas ou em degradação na região Amazônica apresentam maior capacidade de produção e acúmulo de biomassa, de modo que a produtividade primária líquida dessas plantas pode ser superior à produtividade da pastagem original. Assim, nesse tipo de degradação onde, inicialmente há simples mudança na composição botânica da pastagem, em decorrência do aumento na proporção de plantas espontâneas, não ocorre, necessariamente, a perda da capacidade do solo em promover e sustentar o acúmulo de C, podendo ao contrário, aumentar os estoques de C em relação à pastagem original (Dias-Filho, 2007).

O cenário M6 simula a implantação de sistema silvipastoril após 30 anos de uso do solo com pastagens, por meio do incentivo a regeneração natural de espécies arbóreas de interesse

econômico, visando a cobertura de 30% da área. Os resultados da simulação para esse cenário promoveram os maiores valores de estoque de C e N comparado aos outros cenários, especialmente nas SE1 e SE2 de solos com textura arenosa (Tabela 2, Figura 5), dada a maior inclinação da curva ajustada para esse cenário. Nos sistemas silvipastoris, a presença de árvores conserva ou melhora a qualidade do solo por favorecer o controle da erosão, ciclagem de nutrientes e a adição de MOS. Nestes ambientes, a utilização da radiação solar e a exploração do solo para captura de água e nutrientes é mais eficiente do que em pastagens em monocultivos, o que reduz a dependência de insumos externos para fornecimento de nutrientes, estabelecendo assim um sistema de maior custo/benefício (Silva, 2009).

O cenário simulando a adoção do fogo como prática de manejo das pastagens foi aplicado em todas as situações de estudo, objetivando avaliar seus impactos nos estoques de C e N ao longo do tempo. Os resultados para esta simulação variaram entre as situações de estudo (Figura 5), já que o impacto da ação do fogo depende das características do bioma, assim como o solo e o relevo da região (Costa & Rodrigues, 2015). Nas SE1 e SE5, ambos em Neossolo Quartzarênico, os estoques de C e N foram menores que os simulados para as condições atuais das pastagens, comportamento divergente do apresentado na SE2, sob Latossolo, sugerindo efeito da textura do solo na proteção da MOS à ação do fogo. A fração mineral fina do solo (argila) exerce papel fundamental para a estabilização e/ou proteção da MOS (Bird et al. 2000), pois a forte interação com matriz coloidal contribui para o armazenamento do C (Conceição et al., 2015). Mesmo que o aumento da temperatura, durante e após a ação do fogo, aumente as taxas de decomposição dos resíduos e a mineralização dos compostos orgânicos (Pomianoski et al., 2006; Costa & Rodrigues, 2015), a proteção não ocorreria com mesma intensidade em solos de textura arenosa.

O grau de aquecimento do solo durante a queima é dependente da quantidade de material vegetal presente na superfície do solo, do grau de umidade do solo e do vegetal (Costa & Rodrigues, 2015). Assim, a intensidade do fogo irá condicionar a formação de resíduos com diferentes resistências à degradação (Potes et al., 2010). Considerando que solos arenosos apresentam uma série de limitações, dentre elas a baixa capacidade de retenção de água (Farias et al., 2005), acredita-se que a intensidade do fogo nesses ambientes seja superior a apresentada nos solos de textura argilosa, contribuindo para maior redução do material vegetal e os estoques de C e N, mesmo que os compostos formados apresentem maior recalcitrância (Knicker, 2007).

### 3.5. Produção de biomassa forrageira

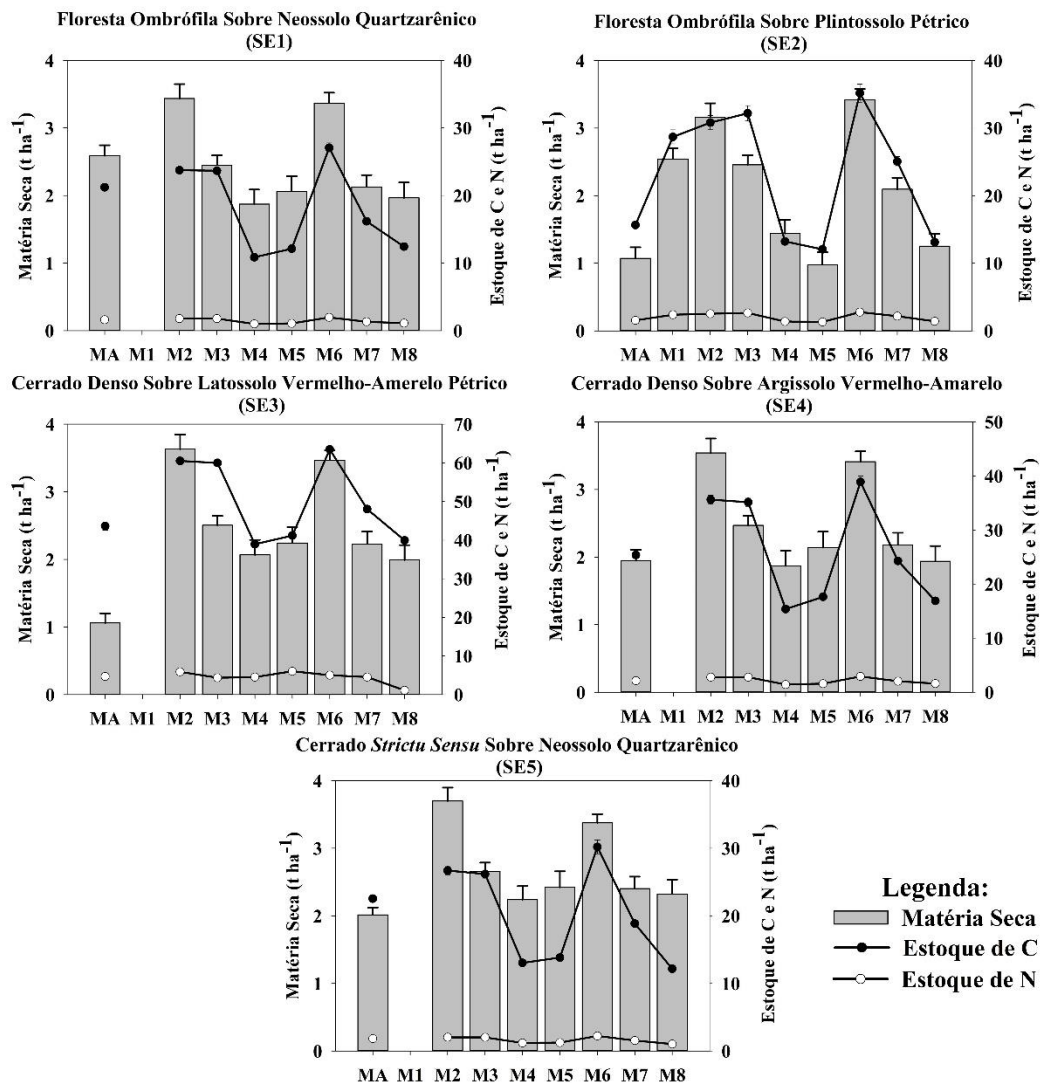
As produções de biomassa forrageira, expressas em matéria seca (MS) e os respectivos estoques médios de C e N desde a implantação das pastagens em 1971 até 2050, apresentaram comportamento similar entre as situações de estudo (SE) (Figura 6) para cada cenário projetado. Respeitadas as limitações da aptidão agrícola dos solos de cada SE, em especial das SE1 e SE5 inseridas sobre Neossolos Quartzarênicos, a adoção de práticas de manejo adequadas pode resultar em produções semelhantes.

De maneira geral, as produções de biomassa seguiram os mesmos comportamentos dos estoques de C e N em resposta as práticas de manejo. Os manejos M4, M5 e M8, que se destacaram pelos menores valores de estoques de C e N (Figura 5), também condicionaram as menores produções de biomassa. A eficiência do crescimento das plantas é conseguida, dentre outros fatores, com adubações que minimizem as perdas de nutrientes e favoreçam a sua máxima absorção pelas plantas forrageiras, considerando a existência de efeitos sinérgicos entre os nutrientes (Santos & Fonseca, 2016). Os níveis de adubação não devem ser baseados apenas na demanda nutricional da pastagem (Prado, 2008), mas calculados, considerando as exportações de nutrientes pela planta e a ciclagem de nutrientes no solo (Andrade & Drumond, 2012), o que, a exemplo do N, podem apresentar deficiência devido à imobilização durante a mineralização da MOS. A disponibilidade de nutrientes é um fator muito importante para a produção de pastagens. Por esse motivo, o N é um dos nutrientes absorvidos em grandes quantidades e essencial ao crescimento das plantas, sendo que a produção de forragem aumenta com o uso de adubação nitrogenada, dentro de certos limites (Rodrigues, 2018). Assim, os menores valores de produção de biomassa revelam que as doses de nutrientes simuladas não estão condizentes com a demanda das plantas para manter o nível de produção esperado de 90%.

O nitrogênio é um dos nutrientes que mais limitam a produtividade das pastagens, todavia a resposta da planta à adubação nitrogenada é dependente, dentre outros fatores, da adição de enxofre, já que há estreita relação entre esses dois nutrientes, interferindo tanto na produção quanto no valor nutritivo da forrageira (Oliveira et al., 2005). Raij (1991) acrescenta que plantas deficientes em enxofre, tem o crescimento limitado, mesmo havendo suprimento adequado dos outros elementos, dentre eles o nitrogênio. Dessa forma, apesar da aplicação de doses elevadas de N, como as simuladas no cenário M8, a produtividade de biomassa forrageira foi comprometida



pela deficiência de outros elementos, indicando um desequilíbrio entre os nutrientes disponíveis no solo, assim como enunciado por Liebig (1875).



**Figura 6.** Produção média de matéria seca simuladas nos diferentes cenários de práticas de manejo (M1, M2, M3, M4, M5, M6, M7 e M8) e o modelo ajustado para o manejo atual (MA), nas situações de estudo da bacia do rio Lontra. M1: suspensão da reforma das pastagens da SE2; M2: controle químico de espontâneas; M3: adubação de formação; M4: adubação de formação e manutenção; M5: adubação de formação e manutenção, associada ao controle químico de espécies espontâneas; M6: sistema silvipastoril com 30% de espécies arbóreas; M7: uso do fogo para manejo da pastagem; e M8: pastagem sob manejo intensivo.

As maiores produções de biomassa foram obtidas no cenário M2 (controle químico de espécies espontâneas) e M6 (sistema silvipastoril com 30% de espécie arbórea), indicando que a eliminação de plantas espontâneas promove a redução da competição por água, luz e nutrientes

com as forrageiras (Figura 6). Além da competição pelos mesmos recursos demandados pela forrageira, algumas plantas espontâneas podem produzir substâncias alelopáticas e serem hospedeiras de doenças e pragas (Pitelli, 1985; Kuva et al., 2003) que prejudicam a produção das pastagens. Deste modo, percebe-se que o controle de espécies espontâneas potencializa a produção forrageira e, conseqüentemente, o maior aporte de material vegetal no solo, garantindo aumentos dos estoques de C e N comuns em áreas de pastagem bem manejadas (Cerri et al., 1996; Costa et al., 2009). Já os sistemas silvipastoris promovem aumento da fertilidade do solo, melhoram a qualidade da forragem e propiciam conforto térmico aos animais (Paciullo et al., 2014; Lopes et al., 2017), em adição ao sombreamento promovido pelas árvores que modifica o microclima, influenciando na quantidade e qualidade da forragem (Guenni et al., 2008; Sousa, 2009; Abraham et al., 2014). Os efeitos da associação de forrageiras com espécies arbóreas pode prejudicar ou favorecer o crescimento das forrageiras, dependendo da tolerância das espécies à sombra, o grau de sombreamento proporcionado pelas árvores e a competição entre as plantas por água e nutrientes (Dias-Filho, 2000; Gómez et al., 2013). Em condições de sombreamento moderado (redução de 25 a 35% da radiação fotossinteticamente ativa) (Paciullo et al., 2007; Guenni et al., 2008; Soares et al., 2009; Paciullo et al., 2009), as produções de biomassa forrageira tendem a ser maiores, sem alterações no valor nutritivo. Por outro lado, em condições de sombreamento severo (redução de mais de 50% da radiação), as produções são menores, mas com maior valor proteico na forragem (Lopes et al., 2017).

#### **4. Conclusões**

Os estoques de C e N simulados pelo Century apresentaram boa relação com os valores observados em todas as situações de estudo, sendo captadas as particularidades das áreas de pastagens, conforme as condições atuais de manejo.

Os cenários visando simular os efeitos da adoção de diferentes práticas de manejo nos estoques de C e N nas pastagens, revelaram incrementos significativos nos estoques de C e N. Esses resultados sugerem que práticas como o controle químico de espécies espontâneas, adubação de formação no momento de implantação das pastagens e sistemas silvipastoris, mostram-se como alternativas para maximizar o sequestro de carbono.

As práticas de manejo simuladas nos diferentes cenários, promoveram produções de biomassa forrageira semelhantes entre as diferentes situações de estudo. Tal fato revela que a obtenção de maiores produções de biomassa forrageira está condicionada a adoção de práticas de manejo, tais como o controle de daninhas e adubação de formação.

## 5. Referências Bibliográficas

- ABRAHAM, E.M., KYRIAZOPOULOS, A.P.; PARISSI, Z.M.; KOSTOPOULOU, P.; KARATASSIOU, M.; ANJALANIDOU, K. & KATSOUTA, C. (2014). Growth, dry matter production, phenotypic plasticity, and nutritive value of three natural populations of *Dactylis glomerata* L. under various shading treatments. *Agrof. Syst.* 88:287-299.
- ACAR, M.; CELIK, I. & GÜNAL, H. (2018). Effects of long-term tillage system on aggregate-associated organic carbon in the eastern Mediterranean region of Turkey. *Eurasian J Soil Sci.* 7(1):51-58.
- ADDISCOTT, T.M. & WHITMORE, A.P. (1987). Computer simulation of changes in soil mineral nitrogen and crop nitrogen during autumn, winter and spring. *J Agric Sci.* 109: 141-157.
- ALTHOFF, T.D.; MENEZES, R.S.C.; PINTO, A.S.; PAREYN, F.G.C.; CARVALHO, A.L.; MARTINS, J.C.R.; CARVALHO, E.X.; SILVA, A.S.A.; DUTRA, E.D. & SAMPAIO, E.V.S.B. (2018b). Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. *Agric Ecosyst Environ.* 254:26–34.
- ALTHOFF, T.D.; SILVA, R.R.; MARTINS, J.C.R.; WANDERLEY, L.S.A.; SALES, A.T. & MENEZES, R.S.C. (2018a). Simulation of aboveground biomass production under different rainfall scenarios and soil types in the Caatinga Biome, Brazil. *Rev. Geama.* 4 (2):13-18.
- ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; JANTALIA, C. P. & BODDEY, R. M. (2008). Dinâmica do carbono em solo sob pastagens. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). *Fundamentos da matéria orgânica do solo.* Porto Alegre: Metrópole. p. 561-569.
- ALVES, B.J.R.; ZOTARELLI, L.; BODDEY, R.M. & URQUIAGA, S. (2002). Soybean benefit to a subsequent wheat cropping system under zero tillage. In: *Nuclear techniques in integrated plant nutrient, water and soil management.* Vienna, IAEA. p.87-93.
- ANDRADE, A.S. & DRUMOND, L.C.D. (2012). Adubação de pastagens irrigadas: princípios e recomendações. *Cerrado Agrociências.* 3:21-34.
- ANDRADE, C.M.S.; VALENTIM, J.F.; CARNEIRO, J.C. & VAZ, F.A. (2004). Crescimento de gramíneas e leguminosas forrageiras tropicais sob sombreamento. *Pesq. Agropec. Bras.* 39:263-270.
- BALBINO, L.C.; CORDEIRO, L.A.M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V.; MORAES, A.D.; MARTÍNEZ, G.B.; ALVARENGA, R.C.; KICHEL, A.N.; FONTANELI, R.S.; SANTOS, H.P.; FRANCHINI, J.C. & GALERANI, P. R. (2011). Evolução tecnológica e arranjos produtivos de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta no Brasil. *Pesq. Agropec. Bras.* 46(10):i-xii.

- BARTO, E.K.; ALT, F.; OELMANN, Y.; WILCKE, W. & RILLIG, M.C. (2010). Contributions of biotic and abiotic factors to soil aggregation across a land use gradient. *Soil Biol Biochem.* 42(12):2316–2324.
- BOEIRA, R.C. & SOUZA, M.D. (2007). Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio, pH e densidade de um Latossolo após três aplicações de lodos de esgoto. *R. Bras. Ci. Solo.* 31:581-590.
- BONA, F.D.; BAYER, C.; BERGAMASCHI, H. & DIECKOW, J. (2006). Carbono orgânico em sistemas irrigados por aspersão sob plantio direto e preparo convencional. *R. Bras. Ci. Solo.* 30:911-920.
- CAETANO, J.O.; BENITES, V.M.; SILVA, G.P.; SILVA, I.R.; ASSIS, R.L. & CARGNELUTTI FILHO, A. (2013). Dinâmica da matéria orgânica de um Neossolo Quartzarênico de Cerrado convertido para cultivo e sucessão de soja e milho. *R. Bras. Ci. Solo.* 37:1245-1255.
- CARDOSO, E.L.; CRISPIM, S.M.A. & BARIONI JÚNIOR, W. (2003). Efeitos da queima na produção e valor nutritivo da matéria seca em área de *Andropogon bicornis*. Corumbá: Embrapa Pantanal. 20p.
- CEDDIA, M.B.; ANJOS, L.H.C.; LIMA, E. RAVELLI NETO, A. & SILVA, L.A. (1999). Sistemas de colheita da cana-de-açúcar e alterações nas propriedades físicas de um solo Podzólico Amarelo no Estado do Espírito Santo. *Pesq. Agropec. Bras.* 34(8):1467-1473.
- CERRI, C.A.P.; EASTER, M.; PAUSTIAN, K.; KILLIAN, K.; COLEMAN, K.; BERNOUX, M.; FALLOON, P.; POWLSON, D.S.; BATJES, N.; MILNE, E. & CERRI, C.C. (2007). Simulating SOC changes in 11 land use change chronosequences from the Brazilian Amazon with RothC and Century models. *Agric Ecosyst Environ.* 122:46-57.
- CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B. & MORAES, J.L. (1996). Dinâmica do carbono nos solos da Amazônia. In: ALVAREZ V., V.H.; FONTES, L.E.F. & FONTES, M.P.F. Os solos nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentável. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p.61-69.
- CERRI, C.C.; MOREIRA, C.S.; ALVES, P.A.; TOLEDO, F.H.R.B.; CASTIGIONI, B.A.; RODRIGUES, G.A.A.; CERRI, D.G.P.C.; CERRI, C.E.P.C.; TEIXEIRA, A.A.; CANDIANO, C.A.C.; REIS, M.R.; D’ALESSANDRO, S.C. & TURELLO, L. (2017). Estoques de carbono e nitrogênio no solo devido a mudança do uso da terra em áreas de cultivo de café em Minas Gerais. *Coffee Science.* 12(1):30 – 41.
- CERRI, C.E.P.; PAUSTIAN, K.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R.L.; MELILLOS, J.M. & CERRI, C.C. (2004). Modeling changes in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion with the Century model. *Glob. Change Biol.* 10:815-832.
- CIDIN, A.C.M. (2016). Estoque de carbono em solos brasileiros e potencial de contribuição para mitigação de emissões de gases de efeito estufa. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.75p. (Dissertação de Mestrado)
- CLARK, D.B. & CLARK, D.A. (1996). Abundance, growth and mortality of very large trees in neotropical lowland rain forest. *For Ecol Manage.* 80, 235–244.
- COSTA, F.S.; BAYER, C.; ZANATTA, J.A. & MIELNICZUK, J. (2008). Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. *R. Bras. Ci. Solo.* 32:323-332.
- COSTA, O.V.; CANTARUTTI, R.B.; FONTES, L.E.F.; COSTA, L.M.; NACIF, P.G.S. & FARIA, J.C. (2009). Estoque de carbono no solo sob pastagem em área de tabuleiro costeiro no sul da Bahia. *R. Bras. Ci. Solo.* 33:1137-1145.

- CUNHA NETO, F.V.; PEREIRA, M.G.; LELES, P.S.S. & ABEL, E.L.S. (2018). Atributos químicos e físicos do solo em áreas sob diferentes coberturas florestais e pastagem em Além Paraíba – MG. *Ciência Florestal*. 28(1):13-24.
- DENSLOW, J.S.; ELLISON, A.M. & SANFORD, R.E. (1998). Treefall gap size effects on above- and belowground processes in a tropical wet forest. *Journal of Ecology*. 86, 597–609.
- DIAS, R.R.A. (2010). Modelagem dos estoques de carbono do solo sob diferentes coberturas na região do Cerrado. Universidade de Brasília. 120p. (Dissertação de Mestrado)
- DIAS-FILHO, M.B. (2007). Degradação de pastagens: processos, causas e estratégias de recuperação. 3.ed. Belém, PA: Embrapa Amazônica Oriental. 190p.
- DIAS-FILHO, M.B. (2000). Growth and biomass allocation of the C4 grasses *Brachiaria brizantha* and *B. humidicola* under shade. *Pesq. Agropec. Bras.* 35(12):2335-2341.
- FAN, J.; LUO, R.; LIU, D.; CHEN, Z.; LUO, J.; BOLAND, N.; TANG, J.; HAO, M.; McCONKEY, B. & DING, W. (2018). Stover retention rather than no-till decreases the global warming potential of rainfed continuous maize cropland. *Field Crops Research*. 219:14-23.
- FARIAS, J.R.B.; NEPOMUCENO, A.L. & NEUMAIER, N. (2005). Água em solos arenosos: Estabelecimento de déficit hídrico em culturas. In: Ata da XXVII Reunião de Pesquisa de Soja da Região Central do Brasil. Londrina: Embrapa Soja. 394p.
- FEARNSIDE, P.M.; GRACA, P.M.L.D. & RODRIGUES, F.J.A. (2001). Burning of Amazonian rainforests: burning efficiency and charcoal formation in forest cleared for cattle pasture near Manaus, Brazil. *For Ecol Manage.* 146:115–128.
- FEARNSIDE, P.M.; LEAL, N.J. & FERNANDES, F.M. (1993). Rainforest burning and the global carbon budget: biomass, combustion efficiency, and charcoal formation in the Brazilian Amazon. *J Geophys Res.* 98:16733–16743.
- FIDELIS, A. & PIVELLO, V.R. (2011). Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos? *Biodiversidade Brasileira*. 2:12-25.
- FLORESTAL BRASIL. (2018). O cerrado a estação seca e o fogo: entenda essa relação. Disponível em: <http://www.florestalbrasil.com/2017/06/o-cerrado-estacao-seca-e-o-fogo-entenda.html>. Acesso em: 13 ago. 2018.
- FRAZÃO, L.A.; PÍCCOLO M.C.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C. & CERRI, C.E.P. (2008). Propriedades químicas de um Neossolo Quartzarênico sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado mato-grossense. *Pesq. Agropec. Bras.* 43(5):641-648.
- FUJISAKA, S.; CASTILLA, C.; ESCOBAR, G.; RODRIGUES, V.; VENEKLAAS, E.J.; THOMAS, R. & FISHER, M. (1998). The effects of forest conversion on annual crops and pastures: estimates of carbon emissions and plant species loss in a Brazilian Amazon colony. *Agric Ecosyst Environ.* 69:17-26.
- GATTO, A.; BARROS, N.F.; NOVAI, R.F.; COSTA, L.M. & NEVES, J.C.L. (2003). Efeito do método de preparo do solo, em área de reforma, nas suas características, na composição mineral e na produtividade de plantações de *Eucalyptus grandis*. *Revista Árvore*. 27(5):635-646.
- GAUDER, M.; BILLEN, N.; ZIKELI, S.; LAUB, M.; GRAEFF-HÖNNINGER, S. & CLAUPEIN, W. (2016). Soil carbon stocks in different bioenergy cropping systems including subsoil. *Soil Tillage Res.* 155(1):308-317.

- GERBER, P.J.; STEINFELD, H.; HENDERSON, B.; MOTTET, A.; OPIO, C.; DIJKMAN, J.; FALCUCCI, A. & TEMPIO, G. (2013). Tackling climate change through livestock: a global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- GIONGO, V.; CUNHA, T.J.; MENDES, A.M.S. & GAVA, C.A.T. (2011). Carbono no sistema solo-planta Semiárido brasileiro. *RBGF*. 4(6):1233-1253.
- GÓMEZ S.; GUENNI, O. & BRAVO DE GUENNI, L. (2013). Growth, leaf photosynthesis and canopy light use efficiency under differing irradiance and soil N supplies in the forage grass *Brachiaria decumbens* Stapf. *Grass and Forage Sci.* 68:395-407.
- GÖPEL, J.; SCHÜNGEL, J.; SCHALDACH, R.; MEURER, K.H.E.; JUNGKUNST, H.F.; FRANCO, U.; BOY, J.; STREY, R.; STREY, S.; GUGGENBERGER, G.; HAMPF, A. & PARKER, P. (2018). Future land use and land cover in Southern Amazonia and resulting green, house gas emissions from agricultural soils. *Reg Environ Change*. 18:129–142.
- GRAÇA, P.M.L.A.; FEARNside, P.M. & CERRI, C.C. (1999). Burning of Amazon forest in Ariquemes, Rondônia, Brazil: biomass, charcoal formation and burning efficiency. *For Ecol Manage.* 120:179–191.
- GRASSINI, P. & CASSMAN, K. (2012). High-yield maize with large net energy yield and small global warming intensity. *PNAS*. 109(4):1074-1079.
- GRIMALDI, M.; SCHROTH, G.; TEIXEIRA, W.G. & HUWE, B. (2003). Soil Structure. In: SCHROTH, G.; SINCLAIR, F. L. (Ed.). *Trees, crops and soil fertility: concepts and research methods*. Trowbridge: CABI Publishing, 2003. p. 191-208.
- GRUTZMACHER, P. (2016). Estoque de carbono no solo e emissão de gases de efeitos estufa em sistema de produção de milho fertilizado com lodo de esgoto em longo prazo. Instituto Agrônômico, Campinas. 104p. (Tese Doutorado)
- GUENNI, O.; SEITER, S. & FIGUEROA, R. (2008). Growth responses of three *Brachiaria* species to light intensity and nitrogen supply. *Trop Grasslands*. 42:75-87.
- GUIMARÃES, D.V.; GONZAGA, M.I.S.; MELO NETO, J.O.; REIS, A.F.; LIMA, T.S. & SANTANA, I.L. (2012). Qualidade da Matéria Orgânica do Solo e Estoques de Carbono e Nitrogênio em Fragmento de Mata Atlântica do Município de Neópolis, Sergipe. *Scientia Plena*. 8(4):1-5.
- HICKMANN, C. & COSTA, L.M. (2012). Estoque de carbono no solo e agregados em Argissolo sob diferentes manejos de longa duração. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*. 16(10):1055–1061.
- HUANG, P. M. & SCHNITZER, M. (1986). Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes. *SSSA Spec. Publ.* 17. SSSA, Madison, WI.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). (2001). *Climate change 2001: The scientific basis*. Cambridge, Cambridge University. 881p.
- KAISER, K.; EUSTERHUES, K.; RUMPEL, C.; GUGGENBERGER, G. & KOGEL-KNABNER, I. (2002). Stabilization of organic matter by soil minerals—investigations of density and particle-size fractions from two acid forest soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165(4):451–459.
- KAUFFMAN, J.B.; CUMMINGS, D.L.; WARD, D.E. & BABBITT, R. (1995). Fire in the Brazilian Amazon: 1. Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forest. *Oecologia*. 104:397–408.

- KLEBER, M.; SOLLINS, P. & SUTTON, R. (2007). A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. *Biogeochemistry*. 85(1):9–24.
- KNICKER, H. (2007). How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry*. 85(11):91-118.
- KÖGEL-KNABNER, I.; GUGGENBERGER, G.; KLEBER, M.; KANDELER, E.; KALBITZ, K.; SCHEU, S.; Eusterhues, K. & Leinweber, P. (2008) Organo-mineral associations in temperate soils: integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry. *J. Plant Nutr. Soil. Sci.* 171(1):61–82.
- KUVA, M.A.; GRAVENA, R.; PITELLI, R.A.; CHRISTOFFOLETI, P.J. & ALVES, P.L.C. (2003). Períodos de interferência das plantas daninhas na cultura da cana-deaçúcar: III-capim-braquiária (*Brachiaria decumbens*) e capim-colonião (*Panicum maximum*). *Planta Daninha*. p.37-44.
- LAL, R. (2002). Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. *Environmental Pollution*. 116:353-362.
- LAL, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*. 123(1), 1-22.
- LEHMANN, J. & KLEBER, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature*. 528(7580):60–68.
- LEITE, L.F.C. & MENDONÇA, E.S. (2003). Modelo century de dinâmica da matéria orgânica do solo: Equações e pressupostos. *Ciência Rural*. 33(4):679-686.
- LEITE, L.F.C.; DORAISWAMY, P.C.; CAUSARANO, H.J.; GOLLANY, H.T.; MILAK, S.; MENDONÇA, E.S. Modeling organic carbon dynamics under no-tillage and plowed systems in tropical soils of Brazil using CQESTR. *Soil Tillage Res.* 102:118-125, 2009.
- LEITE, L.F.C.; GALVÃO, S.R.S.; HOLANDA NETO, M.R.; ARAÚJO, F.S. & IWATA, B.F. (2010). Atributos químicos e estoques de carbono em Latossolo sob plantio direto no cerrado do Piauí. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*. 14:1273-1280.
- LIEBIG, J. V. (1875). *A Agricultura e a História*. RAIIFA. 6(2):67-80.
- LOAGUE, K. & GREEN, R.E. (1991). Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: Overview and application. *J Contam Hydrol*. 7: 51- 73.
- LOAGUE, K.; BERNKNOPF, R.L.; GIAMBELLUCA, T.W. & GREEN, R.E. (1995). The impact of data uncertainty upon regional scale leaching assessments on non-point source pollutants. In: *Applications of GIS to the modeling of non-point source pollutants in the vadose zone*. ASA-CSSA-SSSA Bouyoucos Conference, Mission Inn, Riverside, California, May 1-3, 1995:494-535.
- LOPES, C.M.; PACIULLO, D.S.C.; ARAÚJO, S.A.C.; GOMIDE, C.A.M.; MORENZ, M.J.F. & VILLELA, S.D.J. (2017). Massa de forragem, composição morfológica e valor nutritivo de capim-braquiária submetido a níveis de sombreamento e fertilização. *Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.* 69(1):225-233.
- LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C. & VEZZANI, F. (2004). Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. *R. Bras. Ci. Solo*. 28(1):175-187.
- MARCHÃO, R.L.; BECQUER, T.; BRUNET, D.; BALBINO, L.C.; VILELA, L. & BROSSARD, M. (2009). Carbon and nitrogen stocks in a Brazilian clayey Oxisol: 13-year effects of integrated crop-livestock management systems. *Soil Tillage Res.* 103(2):442-450.

- MARTHA JÚNIOR, G.B.; VILELA, L. (2007). Uso de fertilizantes em pastagens. In: MARTHA JÚNIOR, G.B.; VILELA, L.; SOUSA, D.M.G. Cerrado, uso eficiente de corretivos e fertilizantes em pastagens. 1.ed. Planaltina. p.43-68.
- METHERELL, A.K. (1992). Simulation of soil organic matter dynamics and nutrient cycling in agroecosystems. Ph.D. Dissertation, Colorado State University, Fort Collins.
- METHERELL, A.K.; HARDING, L.A.; COLE, C.V. & PARTON, W.J. (1993). CENTURY Soil organic matter model environment. Technical Documentation. Agroecosystem version 4.0. Great Plains System Research Unit Technical Report No. 4. USDA-ARS, Fort Collins, Colorado, USA. 232p.
- MIKUTTA, R.; KLEBER, M.; TORN, M.S. & JAHN, R. (2006). Stabilization of soil organic matter: association with minerals or chemical recalcitrance? *Biogeochemistry*. 77(1):25–56.
- MIRANDA, H.S.; BUSTAMANTE, M.M.C. & MIRANDA, A.C. (2002). The fire factor. In: OLIVERA, P.S. & MARQUIS, R.J. (eds). The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna. Columbia University Press. 51-68p.
- MIRANDA, H.S.; SATO, M.N.; NASCIMENTO NETO, W.; AIRES, F.S. (2009). Fires in the Cerrado, the brazilian savanna. In: COCHRANE, M.A. (ed). Tropical fire ecology: climate change, land use and ecosystem dynamics. Springer-Praxis. 427-450p.
- MORAES, J.F.L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. & BEMOUX, M. (1996). Soil properties under Amazon forest change due to pasture installation in Rondônia, Brazil. *Geoderma*. 70, 63–81.
- MOREIRA, A.G. (2000). Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *J Biogeogr*. 27: 1021 - 1029.
- MÜLLER, M.D.; FERNANDES, E.N.; CASTRO, C.R.T.; PACIULLO, D.S.C. & ALVES, F.F. (2009). Estimativa de acúmulo de biomassa e carbono em sistema agrossilvipastoril na Zona da Mata Mineira. *Pesqui Florest Bras*. 60:11-17.
- NUNES, R.S.; LOPES, A.A.C.; SOUSA, D.M.G. & MENDDES, I.C. (2011). Sistemas de manejo e os estoques de carbono e nitrogênio em latossolo de cerrado com a sucessão soja-milho. *R. Bras. Ci. Solo*. 35:1407-1419.
- OLIVEIRA, P.P.A.; TRIVELIN, P.C.O. OLIVEIRA, W.S. & CORSI, M. (2005). Fertilização com N e S na recuperação de pastagem de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu em Neossolo Quartzarênico. *R. Bras. Zootec*. 34(4):1121-1129.
- OLIVEIRA, T.K.; MACEDO, R.L.G.; SANTOS, I.P.A.; HIGASHIKAWA, E.M. & VENTURIN, N. (2007). Produtividade de *Brachiaria brizantha* (hochst. ex a. rich.) stapf cv. marandu sob diferentes arranjos estruturais de sistema agrossilvipastoril com eucalipto. *Ciênc. agrotec*. 31(3):748-757.
- OLIVEIRA, T.P.; ENSINAS, S.C.; BARBOSA, G.F.; NANZER, M.C. & BARRETA, P.G.V. (2017). Atributos químicos de um Neossolo Quartzarênico de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. *Revista de Agricultura Neotropical*. 4(1):72-78.
- PACIULLO, D.S.C.; PIRES, M.F.A.; AROEIRA, L.J.M.; MORENZ, M.J.F.; MAURÍCIO, R.M.; GOMIDE, C.A.M. & SILVEIRA, S.R. (2014). Sward characteristics and performance of dairy cows in organic grass-legume pastures shaded by tropical trees. *Animal*. 8:1264-1271.
- PACIULLO, D.S.C.; CARVALHO, C.A.B.; AROEIRA, L.J.M.; MORENZ, M.J.F.; LOPES, F.C.F. & ROSSIELLO, R.O.P. (2007). Morfofisiologia e valor nutritivo do capim-braquiária sob sombreamento natural e a sol pleno. *Pesq. Agropec. Bras*. 42:573-579, 2007.
- PACIULLO, D.S.C.; LOPES, F.C.F.; MALAQUIAS JUNIOR, J.D.; VIANA FILHO, A.; RODRIGUEZ, N.M.; MORENZ, M.J.F. & AROEIRA, L.J.M. (2009). Características do



- pasto e desempenho de novilhas em sistema silvipastoril e pastagem de braquiária em monocultivo. *Pesq. Agropec. Bras.* 44(11):1528-1535.
- PARTON, W.J.; SANFORD JR., R.L.; SANCHEZ, P. A. & STEWART, J.W.B. (1989). Modeling soil organic matter dynamics in tropical soils. In Coleman, D.C.; Oades, J.M. & Uehara, G. (Eds.). *Dynamics of soil organic matter dynamics in tropical ecosystems*. p.153-171. University of Hawaii Press, Honolulu, Hawaii.
- PARTON, W.J.; SCHIMMEL, D.S.; COLE, C.V. & OJIMA, D.S. (1987). Analysis of factors controlling soil organic levels of grasslands in the Great Plains. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51:1173-1179.
- PARTON, W.J.; STEWART, J.W.B. & COLE, C.V. (1988). Dynamics of C, N, P, and S in grassland soils: A model. *Biogeochemistry*. 5:109-131.
- PAUL, B.; VANLAUWE, B.; AYUKE, F.; GASSNER, A.; HOOGMOED, M.; HURISSO, T.; KOALA, S.; LELEI, D.; NDABAMENYE, T. & SIX, J. (2013). Medium-term impact of tillage and residue management on soil aggregate stability, soil carbon and crop productivity. *Agric. Ecosyst. Environ.* 164:14–22.
- PEDRA, W.N.; PEDROTTI, A.; SILVA, T.O.; MACEDO, F.L. & GONZAGA, M.I.S. (2012). Estoques de carbono e nitrogênio sob diferentes condições de manejo da um Argissolo Vermelho-Amarelo, cultivado com milho doce nos tabuleiros costeiros de Sergipe. *Semina: Ciências Agrárias*. 33(6):2075-2090.
- PEGORARO, R.F.; MOREIRA, C.G.; DIAS, D.G. & SILVEIRA, T.C. (2018). Carbo and nitrogen stocks in the soil and humic substances of agricultural crops in the semi-arid region. *Rev Cienc Agron.* 49(4):574-583.
- PEREIRA, L.C. & LOMBARDI NETO. (2004). Avaliação da aptidão agrícola das terras: proposta metodológica. *Embrapa Meio Ambiente. Documentos*, 43. 36p.
- PEREIRA, W.D.; MARTINS NETO, F.L.; SANTOS, R.H.S.; OLIVEIRA, T.S. & CABALLERO, S.S.U. (2018). Changes in the stocks of C and N in organic matter fractions in soil cropped with coffee and fertilized with sunn hemp and ammonium sulfate. *Semina: Ciências Agrárias*. 39(3):999-1014.
- PERRUCHOUD, D.; WALTHERT, L.; ZIMMERMANN, S. & LÜSCHER, P. (2000). Contemporary carbon stocks of mineral forest soils in the Swiss Alps. *Biogeochemistry*. 50:111–136.
- PITELLI, R. A. (1985). Interferência de plantas daninhas em culturas agrícolas. *Inf. Agropec.* 11(129):16-27.
- POEPLAU, C.; VOS, C. & DON, A. (2017). Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content. *Soil*. 3:61-66, 2017.
- PORRAS, R.C.; PRIES, C.E.H.; TORN, M.S. & NICO, P.S. (2018). Synthetic iron (hydr)oxide-glucose associations in subsurface soil: Effects on decomposability of mineral associated carbon. *Sci Total Environ.* 613–614:342–351.
- POTES, M.L.; DICK, D.P.; DALMOLIN, R.S.D.; KNICKER, H. & ROSA, A.S. (2010). Matéria orgânica em neossolo de altitude: influência do manejo da pastagem na sua composição e teor. *R. Bras. Ci. Solo.* 34:23-32.
- PRADO, R.M. (2008). Manual de nutrição de plantas forrageiras. Jaboticabal: FUNEP. 500p
- PULROLNIK, K.; BARROS, N.F.; SILVA, I.R.; NOVAIS, R.F. & BRANDANI, C.B. (2009). Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos

- sob eucalipto, pastagem e cerrado no Vale do Jequitinhonha – MG. R. Bras. Ci. Solo, 33:1125-1136.
- RAIJ, B.V. (1991). Fertilidade do solo e adubação. Piracicaba: CERES, POTAFOS. 343p.
- REDIN, M.; SANTOS, G.F.; MIGUEL, P.; DENEGA, G.L.; LUPATINI, M.; DONEDA, A. & SOUZA, E.L. (2011). Impactos da queima sobre atributos químicos, físicos e biológicos do solo. *Ciência Florestal*. 21(2):381-392.
- RHEINHEIMER, D.S.; SANTOS, J.C.P.; FERNANDES, V.B.B.; MAFRA, A.L. & ALMEIDA, J.A. (2003). Modificações nos atributos químicos de solo sob campo nativo submetido à queima. *Ciência Rural*. 33(1):49-55.
- RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G. & ALVAREZ V., V.H. (1999). Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais. 5ª Aproximação. Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais- CFSEMG, Viçosa, MG. 359p.
- RIBEIRO, P. H.; SANTOS, J. V. V. M.; COSER, S. M.; NOGUEIRA, N. O. & MARTINS, C. A. S. (2011). Adubação verde, os estoques de carbono e nitrogênio e a qualidade da matéria orgânica do solo. *Revista Verde*. 6(1):43-50.
- RODRIGUES, R.M.S. (2018). Intensidade de pastejo e épocas de aplicação de adubação nitrogenada sobre a produção inicial de forragem em pastagem anual de inverno. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco. 54p. (Dissertação de Mestrado)
- ROSADO, T.L. & GONTIJO, I. (2017). Adubação nitrogenada em pastagens: os resultados promissores obtidos na pesquisa e a realizada enfrentada pelos produtores. *VÉRTICES*. 19(1):163-174.
- SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P.C.; FABRÍCIO, C.A.; MACEDO, M.C.M. & BROCH, D.L. (2008). Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. R. Bras. Ci. Solo. 32(1):11-21.
- SALTON, J.C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; FABRÍCIO, A.C.; MACEDO, M.C.M. & BROCH, D.L. (2011). Teores e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. *Pesq. Agropec. Bras.* 46(10):1349-1356.
- SANFORD JR., R.L.; PARTON, W.J.; OJIMA, D.S. & LODGE, D.J. (1991). Hurricane effects on soil organic matter dynamics and forest production in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico: Results of simulation modelling. *Biotropica*. 23(4a):364-372.
- SCHROTH, G.; VANLAUWE, B. & LEHMANN, J. (2003). Soil organic matter. In: In: SCHROTH, G.; SINCLAIR, F. L. (Ed.). *Trees, crops and soil fertility: concepts and research methods*. Trowbridge: CABI Publishing, 2003. p.77-91.
- SCURLOCK, J.M.O. & HALL, D.O. (1998). The global carbon sink: a grassland perspective. *Glob. Change Biol.* 4:229-233.
- SHU, X.; ZHU, A.; ZHANG, J.; YANG, W.; XIN, X. & ZHANG, X. (2015). Changes in soil organic carbon and aggregate stability after conversion to conservation tillage for seven years in the Huang-Huai-Hai Plain of China. *J Integr Agric.* 14(6):1202–1211.
- SILVA, R.O. (2016). Produção de bovinos de corte em pastagem de capi Mombaça sob diferentes níveis de adubação. Universidade Federal do Tocantins, Araguína. 95p. (Dissertação de Mestrado)
- SILVA, V.P. (2009). O sistema silvipastoril e seus benefícios para a sustentabilidade da pecuária. In: Simpósio ABCZ-CNPC Pecuária Sustentável. ExpoZebu 2009, Uberaba. 11p.
- SILVEIRA, A.M.; VICTORIA, R.L.; BALLESTER, M.V.; CAMARGO, P.B.; MARTINELLI, L.A. & PICCOLO, M.C. (2000). Simulação dos efeitos das mudanças do uso da terra na

- dinâmica de carbono no solo na bacia do Rio Piracicaba. *Pesq. Agropec. Bras.* 35(2):389-399.
- SIMON, C.A.; RONQUI, M.B.; ROQUE, C.G.; DESENSO, P.A.; SOUZA, M.A.V.; KÜHN, I.E.; CAMOLESE, H.S. & SIMON, C.P. (2016). Efeitos da queima de resíduos do solo sob atributos químicos de um Latossolo vermelho distrófico do cerrado. *Nativa, Sinop.* 4(4):217-221.
- SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M.C.; VENZKE FILHO, S.P.; FEIGL, B.J. & CERRI, C.C. (2010). Mineralização e desnitrificação do nitrogênio no solo sob sistema plantio direto. *Bragantina.* 69(4):923-936.
- SIX, J.; ELLIOTT, E.T. & PAUSTIAN, K. (2000). Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biol. Biochem.* 32(14):2099–2103.
- SMITH, J.U.; SMITH, P. & ADDISCOTT, T. (1996). Quantitative methods to evaluate and compare soil organic matter (SOM) models. In: *Evaluation of Soil Organic Matter Models using Existing, Long-term Datasets* (eds Powlson DS, Smith P, Smith JU), pp. 181–200. NATO ASI Series I, Vol. 38. Springer-Verlag, Berlin.
- SMITH, P.; SMITH, J.U.; POWLSON, D.S.; MCGILL, W.B.; ARAH, J.R.M.; CHERTOV, O.G.; COLEMAN, K.; FRANKO, U.; FROLKING, S.; JENKINSON, D.S.; JENSEN, L.S.; KELLY, R.H.; KLEIN-GUNNEWIEK, H.; KOMAROV., A.S.; LI, C.; MOLINA, J.A.E.; MUELLER, T.; PARTON, W.J.; THORNLEY, J.H.M. & WHITMORE, A.P. (1997). A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*, 81:153–225.
- SPERA, S.T.; REATTO, A.; MARTINS, E.S.; FARIAS, M.F.R.; SILVA, A.V. & CARVALHO JÚNIOR, O.A. (2002). Solos e aptidão agrícola das terras da área de proteção ambiental da Cafuringa, Distrito Federal. *Boletim de pesquisa e desenvolvimento. Embrapa Cerrados.* 54p.
- SOARES, A.B.; SARTOR, L.R.; ADAMI, P.F.; VARELLA, A.C.; FONSECA, L. & MEZZALIRA, J.C. (2009). Influência da luminosidade no comportamento de onze espécies forrageiras perenes de verão. *R. Bras. Zootec.* 38:443-451.
- SOUZA, L.F. (2009). *Brachiaria brizantha* cv. Marandu em sistema silvipastoril e monocultivo. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 166p. Tese (Doutorado).
- SOUZA, D.M.G. & LOBATO, E. (2018). Neossolo Quartzarênico. Disponível em: [http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Agencia16/AG01/arvore/AG01\\_2\\_10112005101955.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Agencia16/AG01/arvore/AG01_2_10112005101955.html). Acesso em: 17 ago. 2018.
- SOUZA, G. S.; LIMA, J. S. S.; SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. B. (2008). Variabilidade espacial de atributos químicos em um Argissolo sob pastagem. *Acta Scientiarum. Agronomy.* 30(4):589-596.
- STEVENSON, F.J. (1994). *Humus chemistry: genesis, composition, reactions.* Second edition ed. John Wiley & Sons.
- STUCKEY, J.W.; GOODWIN, C.; WANG, J.; KAPLAN, L.A.; VIDAL-ESQUIVEL, P.; BEEBE JR., T.P. & SPARKS, D.L. (2018). Impacts of hydrous manganese oxide on the retention and lability of dissolved organic matter. *Geochem. Trans.* 1:19.
- TEIXEIRA, L.; LA SCALA JÚNIOR, N. & LOPES, A. (2010). Fluxo de CO<sub>2</sub> do solo após aração e escarificação em diferentes condições. *Holos Environment.* 10:1-11.

- TEIXEIRA, R.N.V.; PEREIRA, C.E.; KIKUTI, H. & DEMINICIS, B.B. (2018). *Brachiaria brizantha* (Syn. *Uroclhoa brizantha*) cv. Marandu sob diferentes doses de nitrogênio e fósforo em Humaitá-AM, Brasil. *Pesqui. Apl. Agrotec.* 11(2):35-41.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). (2013). *The Emissions Gap Report 2013*. United Nations Environment Programme, Nairobi.
- VICTORIA, R.L.; PICCOLO, M. C. & VARGAS, A. M. (1992). O ciclo do nitrogênio. In: CARDOSO, E.J.B.N.; S.M. TSAI; M.C.P. NEVES. (Org.). *Microbiologia do solo*. Campinas: Sociedade Bras. Ciência do Solo, p. 105-120.
- VOLPE, E.; MARCHETTI, M. E.; MACEDO, M. C. M.; ROSA JUNIOR, E. J. (2008). Renovação de Pastagem degradada com calagem, adubação e leguminosa consorciada em Neossolo Quartzarênico. *Acta Scientiarum. Agronomy.* 30(1):131-138.
- WENDLING, B.; JUCKSCH, I., MENDONÇA, E.S.; ALMEIDA, R.F. & ALVARENGA, R.C. (2014). Simulação dos estoques de carbono e nitrogênio pelo modelo Century em Latossolo, no Cerrado Brasileiro. *Re. Ciênc. Agron.* 45(2):238-248.
- WHITMORE, A.P. (1991). A method for assessing the goodness of computer simulations of soil processes. *Journal of Soil Science.* 42:289-299.
- YOO, G.; YANG, X. & WANDER, M.M. (2011). Influence of soil aggregation on SOC sequestration: a preliminary model of SOC protection by aggregate dynamics. *Ecol. Eng.* 37(3):487-495.
- ZANINE, A.M. (2007). Efeito do fogo na produção e valor nutricional do pasto. *Redvet.* v.8, n.2.
- ZANINE, A.M. & DINIZ, D. (2006). Efeito da queima sob o teor de umidade, características físicas e químicas, matéria orgânica e temperatura no solo sob pastagem. *Redvet.* v.7, n.4, 2006.
- ZHANG, Y.; LI, X.; GREGORICH, E.G.; McLAUGHLIN, N.B.; ZHANG, X.; GUO, Y.; LIANG, A.; FAN, R. & SUN, B. (2018). No-tillage with continuous maize cropping enhances soil aggregation and organic carbon storage in Northeast China. *Geoderma.* 330:204-211.
- ZINN, Y.L.; LAL, R. & RESCK, D.V.S. (2005). Changes in soil organic carbon stocks under agriculture in Brazil. *Soil Tillage Res.* 84:28-40.

## ANEXO

**Tabela 1A.** Caracterização química e física das áreas de coleta com as repetições para as áreas de pastagens com 10 (P10), 15 (P15), 20 (P20) e 30 (P30) anos de uso e respectivas áreas de vegetação nativa (VN)

Área de coleta	pH H <sub>2</sub> O (1:2,5)	----- Caracterização química -----						----- Caracterização física -----					
		Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>	H+Al	K disponível	P disponível	P-rem	Areia	Silte	Argila	D <sub>solo</sub>	
		----- cmolc dm <sup>-3</sup> -----				----- mg dm <sup>-3</sup> -----		mg L <sup>-1</sup>	----- kg kg <sup>-1</sup> -----			g cm <sup>-3</sup>	
SE1 <sub>VN</sub>		4,98	2,40	0,14	0,70	7,30	12,00	3,30	38,00	0,920	0,004	0,075	1,34
SE1 <sub>P15</sub>	R1	5,35	5,67	3,13	0,10	4,00	25,00	1,60	30,80	0,836	0,017	0,147	1,54
	R2	5,44	3,61	0,23	0,00	2,30	7,00	3,10	43,30	0,944	0,000	0,056	1,62
SE1 <sub>P30</sub>	R1	5,45	3,79	0,58	0,00	3,30	53,00	15,00	45,30	0,927	0,000	0,074	1,56
	R2	5,62	4,49	1,68	0,00	2,80	23,00	2,20	36,40	0,893	0,002	0,105	1,43
SE2 <sub>VN</sub>		5,10	3,97	0,79	1,40	13,20	75,00	5,80	20,40	0,522	0,171	0,307	1,61
SE2 <sub>P20</sub>	R1	5,64	5,81	1,63	0,00	5,60	196,00	2,60	31,80	0,540	0,137	0,323	1,71
	R2	5,50	10,71	1,80	0,00	5,00	147,00	9,30	35,00	0,522	0,171	0,307	1,49
SE2 <sub>P30</sub>	R1	5,10	3,09	0,28	0,40	6,30	20,00	1,70	25,50	0,750	0,061	0,190	1,53
	R2	6,26	10,85	2,89	0,00	3,60	193,00	5,40	33,90	0,716	0,098	0,186	1,75
SE3 <sub>VN</sub>		5,07	7,01	1,44	0,20	9,10	77,00	0,60	15,20	0,368	0,407	0,225	1,01
SE3 <sub>P20</sub>	R1	5,50	6,89	1,28	0,00	5,60	95,00	1,70	32,90	0,595	0,167	0,238	1,62
	R2	6,05	8,40	1,38	0,00	5,00	83,00	2,20	29,40	0,700	0,093	0,206	1,46
SE3 <sub>P30</sub>	R1	5,37	9,18	2,28	0,10	8,60	134,00	2,80	22,80	0,471	0,186	0,342	1,28
	R2	5,76	5,69	1,84	0,00	5,00	60,00	0,50	24,40	0,512	0,111	0,378	1,57
SE4 <sub>VN</sub>		4,84	4,20	0,58	0,90	7,80	36,00	0,90	30,30	0,770	0,076	0,154	1,08
SE4 <sub>P15</sub>	R1	6,39	13,27	1,79	0,00	1,70	43,00	2,00	34,00	0,619	0,212	0,169	1,61
SE4 <sub>P30</sub>	R1	6,27	7,08	1,86	0,00	1,80	95,00	2,20	39,20	0,759	0,110	0,130	1,69
	R2	6,01	6,17	1,70	0,00	2,50	34,00	3,60	37,70	0,734	0,139	0,127	1,49
SE5 <sub>VN</sub>		4,87	2,07	0,14	0,70	5,00	12,00	1,70	36,40	0,911	0,011	0,079	1,29
SE5 <sub>P10</sub>	R1	5,67	3,59	0,52	0,00	2,50	12,00	7,20	39,50	0,912	0,008	0,081	1,48
	R2	5,62	4,06	0,74	0,00	2,10	10,00	1,10	39,10	0,897	0,009	0,094	1,64
SE5 <sub>P30</sub>	R1	6,48	5,44	0,63	0,00	0,70	28,00	65,80	45,50	0,914	0,014	0,072	1,64
	R2	5,45	5,20	1,26	0,00	5,80	11,00	4,50	28,40	0,871	0,032	0,097	1,58

pH em água (1:2,5; solo:solução) por potenciometria; Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e Al<sup>3+</sup> extraído com KCl 1 mol L<sup>-1</sup> e determinado por absorção atômica e fotometria de chama; K e P disponível extraído por Mehlich-1 e determinado por espectrofotômetro de chama e espectrofotômetro UV-Vis (EMBRAPA, 2011); H+Al extraído com 0.5 mol L<sup>-1</sup> acetato de cálcio a pH 7 e determinado por titulação alcalimétrica (EMBRAPA, 2011); P-remanescente (P-rem) extraído com CaCl<sub>2</sub> 10 mmol L<sup>-1</sup> com 60 mg L<sup>-1</sup> de P, na razão solo:extrator de 1:10 e determinado por espectrofotômetro UV-Vis (Alvarez V. et al., 2000); Densidade do solo (Ds) determinada pelo método do anel volumétrico (EMBRAPA, 2011)..

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O objetivo geral do trabalho foi avaliar de forma abrangente as mudanças do uso e cobertura do solo em ambiente de transição da Floresta Amazônica – Cerrado, assim como os impactos dessas mudanças nos estoques de C e N no solo.

Nos capítulos iniciais (I e II), foram aprimoradas metodologias para o processo de classificação de imagens não supervisionadas, a fim de aumentar a acurácia com a adoção de dados ambientais. Ao mesmo tempo, buscou-se reduzir possíveis fontes de viés durante o processo de treinamento e validação dos modelos de predição do uso e cobertura do solo, pelo uso de amostras coletadas em polígonos e posteriormente convertidas em ponto por meio das estatísticas mediana e moda.

No capítulo III, as predições do uso e cobertura do solo para 2050, baseados na tendência de mudança observada entre os anos de 1986 e 2015 (S1) e na adoção do Código Florestal (S2), indicou grande supressão da vegetação nativa para implantação de pastagens. Percebe-se, portanto, que a legislação ambiental brasileira carece de ajustes para que ocorra um monitoramento e conservação, mais efetivo das áreas de vegetação nativa.

No capítulo IV, foi possível observar que as pastagens com mais de 30 anos de implantação (SE3<sub>P30R1</sub> e SE3<sub>P30R2</sub>), na região de Cerrado Denso sobre Latossolo Vermelho-Amarelo Petroplíntico (SE3), destacaram-se, juntamente com as áreas de vegetação nativa, das situações estudadas pelos maiores teores e estoques de C e N no solo e na matéria orgânica associada a minerais (MAM). As maiores perdas anuais de C-C3, junto aos maiores ganhos de C-C4 nas pastagens com menor tempo de implantação da SE3, permitem concluir que nesta situação de estudo a velocidade de ciclagem da MOS é muito superior às demais.

Por fim, as diferentes práticas de manejo simuladas no capítulo V, revelaram que a elevação dos teores e estoques de C e N no solo, bem como das produções de biomassa forrageira, é condicionada a adoção de práticas de manejo adequadas, sejam elas simples, tais como o controle de daninhas e adubação de formação, ou mais complexas como os sistemas silvipastoris.