



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS



DIOGO SILVA PENA

**INFLUÊNCIA DA EXPANSÃO AGRÍCOLA SOBRE A PERDA DE SOLO NO
ESTADO DE GOIÁS**

GOIÂNIA-GO
2020



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
GERÊNCIA DE CURSOS E PROGRAMAS INTERDISCIPLINARES

TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO (TECA) PARA DISPONIBILIZAR VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES

E DISSERTAÇÕES NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a [Lei 9.610/98](#), o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou download, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

O conteúdo das Teses e Dissertações disponibilizado na BDTD/UFG é de responsabilidade exclusiva do autor. Ao encaminhar o produto final, o autor(a) e o(a) orientador(a) firmam o compromisso de que o trabalho não contém nenhuma violação de quaisquer direitos autorais ou outro direito de terceiros.

1. Identificação do material bibliográfico

Dissertação Tese

2. Nome completo do autor

Diogo Silva Pena

3. Título do trabalho

INFLUÊNCIA DA EXPANSÃO AGRÍCOLA SOBRE A PERDA DE SOLO NO ESTADO DE GOIÁS

4. Informações de acesso ao documento (este campo deve ser preenchido pelo orientador)

Concorda com a liberação total do documento SIM NÃO¹

[1] Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. Após esse período, a possível disponibilização ocorrerá apenas mediante:

- a) consulta ao(à) autor(a) e ao(à) orientador(a);
- b) novo Termo de Ciência e de Autorização (TECA) assinado e inserido no arquivo da tese ou dissertação.

O documento não será disponibilizado durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

Obs. Este termo deverá ser assinado no SEI pelo orientador e pelo autor.



Documento assinado eletronicamente por **Nilson Clementino Ferreira, Professor do Magistério Superior**, em 28/12/2020, às 12:28, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **DIOGO SILVA PENA, Discente**, em 30/12/2020, às 10:31, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_ace_sso_externo=0, informando o código verificador **1775253** e o código CRC **880E88CB**.

DIOGO SILVA PENA

**INFLUÊNCIA DA EXPANSÃO AGRÍCOLA SOBRE A PERDA DE SOLO NO
ESTADO DE GOIÁS**

Tese apresentada ao Programa de Doutorado em Ciências Ambientais da Pró-Reitoria de Pós-graduação da Universidade Federal de Goiás, como requisito para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de Concentração: Estrutura e Dinâmica Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Nilson Clementino Ferreira

GOIÂNIA-GO
2020

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

SILVA PENA, DIOGO

INFLUÊNCIA DA EXPANSÃO AGRÍCOLA SOBRE A PERDA DE SOLO NO ESTADO DE GOIÁS [manuscrito] / DIOGO SILVA PENA. - 2020.

139 f.

Orientador: Prof. Dr. Nilson Clementino Ferreira.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Goiás, Pró-reitoria de Pós-graduação (PRPG), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Goiânia, 2020.

1. uso e cobertura do solo. 2. erosão. 3. impacto ambiental. 4. EUPS. 5. USLE. I. Clementino Ferreira, Nilson, orient. II. Título.

CDU 502/504



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS

GERÊNCIA DE CURSOS E PROGRAMAS INTERDISCIPLINARES

ATA DE DEFESA DE TESE

Ata Nº **006** da sessão de Defesa de Tese de **DIOGO SILVA PENA** que confere o título de Doutor(a) em **Ciências Ambientais**, na área de concentração em **Estrutura e Dinâmica Ambiental**.

Ao/s **onze dias do mês de dezembro do ano de 2020**, a partir da(s) **8:30h**, por videoconferência, no Google Meet: <<https://meet.google.com/rcq-wfuw-dty>>, realizou-se a sessão pública de Defesa de Tese intitulada **“INFLUÊNCIA DA EXPANSÃO AGRÍCOLA SOBRE A PERDA DE SOLO NO ESTADO DE GOIÁS”**. Os trabalhos foram instalados pelo Orientador, Professor Doutor **NILSON CLEMENTINO FERREIRA (EECA/UFG)**, com a participação dos demais membros da Banca Examinadora: Professor Doutor **FAUSTO MIZIARA (FCS/UFG)**, membro titular externo; Professor Doutor **NORI PAULO GRIEBELER (EA/UFG)**, membro titular externo, Professor(a) Doutor(a) **VLADIA CORRECHEL (EA/UFG)**, membro titular interno; Professor(a) Doutor(a) **RHERISON TYRONE SILVA ALMEIDA (IESA/UFG)**, membro titular interno. Durante a arguição os membros da banca **não fizeram** sugestão de alteração do título do **trabalho**. A Banca Examinadora reuniu-se em sessão secreta a fim de concluir o julgamento da Tese tendo sido(a) o(a) candidato(a) **aprovado** pelos seus membros. Proclamados os resultados pelo Professor Doutor **NILSON CLEMENTINO FERREIRA (EECA/UFG)**, Presidente da Banca Examinadora, foram encerrados os trabalhos e, para constar, lavrou-se a presente ata que é assinada pelos Membros da Banca Examinadora, ao(s) **onze dias do mês de dezembro do ano de 2020**.

TÍTULO SUGERIDO PELA BANCA



Documento assinado eletronicamente por **Diogo Silva Pena, Professor do Magistério Superior**, em 15/12/2020, às 10:53, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Nori Paulo Griebeler, Professor do Magistério Superior**, em 16/12/2020, às 08:04, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Rherison Tyrone Silva Almeida, Professor do Magistério Superior**, em 16/12/2020, às 09:22, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Vladia Correchel, Professor do Magistério Superior**, em 16/12/2020, às 13:22, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Nilson Clementino Ferreira, Professor do Magistério Superior**, em 16/12/2020, às 19:46, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Fausto Miziara, Coordenadora de Pós-Graduação**, em 17/12/2020, às 11:28, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1682243** e o código CRC **996ABC7E**.

Referência: Processo nº 23070.052278/2020-96

SEI nº 1682243

INFLUÊNCIA DA EXPANSÃO AGRÍCOLA SOBRE A PERDA DE SOLO NO ESTADO DE GOIÁS

DIOGO SILVA PENA

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Nilson Clementino Ferreira
Orientador CIAMB/UFG

Prof. Dr. Fausto Miziara
CIAMB/UFG

Prof^a. Dr^a. Vladia Correchel
EA/UFG

Prof^a. Dr. Nori Paulo Griebeler
EA/UFG

Prof^a. Dr. Rherison Tyrone Silva Almeida
IESA/UFG

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço à Universidade Federal de Goiás e à Escola de Agronomia, que sempre foram meu segundo lar: fonte inesgotável de inspiração, conhecimento e sabedoria.

Aos meus mestres professores, agradeço pelas conversas, credibilidade, conselhos e pela paciência, em especial ao Prof. Nilson, pela orientação ao longo de todos estes anos.

À minha família, Tainara, Flora e Caetano, pela paciência e por sempre acreditarem em mim e estarem ao meu lado!

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO GERAL	09
RESUMO/ABSTRACT	10
1 INTRODUÇÃO	11
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	12
2.1 SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO AO MONITORAMENTO DE SAFRAS	12
2.2 MAPEAMENTO DO USO E COBERTURA DO SOLO	17
2.3 EROSION DO SOLO	18
2.3.1 <i>Equação Universal de Perda de Solo (USLE)</i>	19
3 REFERÊNCIAS	21
4 CAPÍTULO 1 - ANÁLISE COMPARATIVA ENTRE A BASE DE DADOS DO IBGE E DE SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICAS PARA FINS DE PESQUISAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA NO BRASIL	27
4.1 INTRODUÇÃO	27
4.1.1 <i>Métodos e programas de estimativa de safras agrícolas</i>	29
4.2 MATERIAL E MÉTODOS	33
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
4.4 CONCLUSÕES	38
4.5 REFERÊNCIAS	39
5 CAPÍTULO 2 - VARIABILIDADE TEMPORAL E ESPACIAL DA EROSIVIDADE DAS CHUVAS NO ESTADO DE GOIÁS SEGUNDO TRÊS MODELOS	43
5.1 INTRODUÇÃO	43
5.2 MATERIAL E MÉTODOS	46

5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
5.3.1	<i>Caracterização da precipitação pluvial no estado de Goiás entre os anos de 1985 e 2017</i>	49
5.3.2	<i>Distribuição da frequência mensal das chuvas no estado de Goiás</i>	51
5.3.3	<i>Estimativa e análise dos valores de erosividade da chuva segundo três modelos distintos</i>	56
5.3.4	<i>Variação temporal e espacial da erosividade segundo os três modelos estudados</i>	60
5.4	CONCLUSÕES	69
5.5	REFERÊNCIAS	70
6	CAPÍTULO 3 - ANÁLISE TEMPORAL DA PERDA DE SOLO EM GOIÁS ENTRE OS ANOS DE 1985 E 2017 UTILIZANDO A USLE E BASE DE DADOS DO MAPBIOMAS	73
6.1	INTRODUÇÃO	74
6.2	MATERIAL E MÉTODOS	75
6.2.1	<i>Localização e caracterização da área de estudo</i>	75
6.2.2	<i>Classificação do uso e cobertura do solo com MapBiomass</i>	77
6.2.3	<i>Determinação do fator erosividade da chuva (R)</i>	83
6.2.4	<i>Determinação do fator erodibilidade do solo (K)</i>	86
6.2.5	<i>Determinação do fator topográfico (LS)</i>	88
6.2.6	<i>Determinação do fator cobertura do solo (C) e práticas conservacionistas (P)</i>	90
6.2.7	<i>Estimativa de perda de solo utilizando USLE</i>	91
6.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	92
6.3.1	<i>Fator erosividade (R)</i>	92
6.3.2	<i>Fator erodibilidade (K)</i>	98
6.3.3	<i>Fator topográfico (LS)</i>	99
6.3.4	<i>Fator cobertura do solo e práticas conservacionistas (CP)</i>	102
6.3.5	<i>Mapeamento do uso e cobertura do solo entre 1985 e 2017</i>	103

6.3.6	<i>Variação espacial da perda de solo no estado de Goiás entre 1985 e 2017</i>	106
6.4	CONCLUSÕES	118
6.5	REFERÊNCIAS	119
6.6	ANEXO I	125
6.7	ANEXO II	129
6.8	ANEXO III	130
6.9	ANEXO IV	134
6.10	ANEXO V	138
7	CONCLUSÕES GERAIS	140

APRESENTAÇÃO GERAL

A presente tese, elaborada no âmbito do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (CIAMB) da Universidade Federal de Goiás, é estruturada inicialmente no formato de monografia, apresentando a introdução à pesquisa e o referencial teórico utilizado em todo o trabalho, bem como o contexto da problemática, justificando a importância e o tema adotado e por fim apresentando os objetivos do trabalho. Posteriormente, os capítulos referentes ao desenvolvimento do trabalho são apresentados como artigos científicos.

Em resumo, a estrutura do trabalho é apresentada abaixo:

- 1) **Introdução:** aborda as questões/problemas levantados, hipóteses, objetivos gerais e específicos, além de informações relativas ao tema estudado, possibilitando uma descrição geral do assunto.
- 2) **Referencial teórico:** revisão de literatura dos temas abordados na tese contendo os conceitos básicos envolvidos no estudo;
- 3) **Desenvolvimento:** composto pelos artigos científicos cujos objetivos visam tratar das questões previamente levantadas;

RESUMO

O crescente estabelecimento de atividades agropecuárias baseadas nos atuais modelos de produção intensiva acentuaram vários problemas ambientais, e o entendimento da dinâmica da ocupação do cerrado em relação à cobertura vegetal e a sua relação com os impactos ambientais é fundamental para entender tais problemas. Esse estudo busca contribuir com o conhecimento em relação às dinâmicas de perdas de solo no estado de Goiás ao constatar a partir de mapeamentos como ocorreu essa ocupação, além de analisar quais as consequências dessa ocupação em relação aos processos erosivos, buscando entender se a taxa de perda de solos tem aumentado, e qual o tipo de ocupação tem gerado mais perda de solo segundo o modelo de predição de perda de solo conhecido por Equação Universal de Perda de Solo (EUPS). Assim, o objetivo desta tese é avaliar as consequências da ocupação do estado de Goiás sobre as perdas de solo entre os anos de 1985 e 2017. Observou-se que houve uma grande expansão das atividades agropecuárias no Estado de Goiás, ocasionando mudanças significativas no uso e ocupação do solo em todo o território goiano, o que segundo a EUPS causou um aumento nas taxas de erosão do solo entre os anos analisados. A média de perda de solo em todo o estado de Goiás foi de 17,95 Mg/ha, com o maior valor sendo observado em 2008 (22,59 Mg/ha), e o menor valor observado em 1990 (12,07 Mg/ha).

Palavras-chave: erosão hídrica, EUPS, uso e cobertura do solo, MapBiomas

ABSTRACT

The growing establishment of agricultural activities based on the current intensive production models has accentuated several environmental problems, and an understanding of the dynamics of the occupation of the cerrado in relation to vegetation cover and its relationship with environmental impacts is fundamental to understand these problems. This study seeks to contribute to the knowledge regarding the dynamics of soil losses in the state of Goiás by verifying from mapping how this occupation occurred, in addition to analyzing the consequences of this occupation in relation to erosion processes, seeking to understand whether the rate of Soil loss has increased, and what type of occupation has generated more soil loss according to the soil loss prediction model known as the Universal Soil Loss Equation (USLE). Thus, the objective of this thesis is to evaluate the consequences of the occupation of the state of Goiás on soil losses between the years 1985 and 2017. It was observed that there was a great expansion of agricultural activities in the State of Goiás, causing significant changes in land use and occupation throughout the territory of Goiás, which according to EUPS caused an increase in soil erosion rates between the years analyzed. The average soil loss across the state of Goiás was 17.95 Mg/ha, with the highest value being observed in 2008 (22.59 Mg/ha), and the lowest value observed in 1990 (12.07 Mg/ha).

Keywords: erosion, USLE, land use and cover, MapBiomas.

1. INTRODUÇÃO

As agências governamentais, instituições de pesquisas e demais setores da sociedade civil demandam cada vez mais, estudos a respeito do uso e ocupação do solo. Dados, informações e conhecimento sobre esse assunto, além de subsidiarem tomadas de decisões, norteiam políticas públicas de desenvolvimento agropecuário e ambiental, e podem ajudar a expressar como os diferentes setores da economia estão se desempenhando em relação ao binômio desenvolvimento e sustentabilidade do meio ambiente.

Visando aumentar a eficiência e a precisão do mapeamento do uso e ocupação do território, os produtos do sensoriamento remoto, se configuram como excelentes ferramentas que apresentam grande aplicabilidade nos diversos setores da sociedade, incluindo o agronegócio, pois possibilitam, de maneira rápida e precisa, a identificação e quantificação de áreas agrícolas, além da distribuição espacial das áreas de pastagens, de florestas plantadas e nativas, áreas urbanizadas, enfim, de qualquer feição que em um determinado momento está ocupando partes de um território.

As informações de projetos como as do MapBiomias (Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil) são amplamente utilizadas em estudos de modelagem dinâmica do uso e ocupação do solo para pesquisas de diversas naturezas, a citar como exemplo, pesquisas que envolvam aspectos socioeconômicos e ambientais (NEVES et al., 2017). Esse projeto que envolve universidades, ONGs e a iniciativa privada objetiva o desenvolvimento de uma metodologia que seja eficiente, ágil e acima de tudo operacionalmente capaz o bastante para gerar mapas atualizados de uso e ocupação do solo de todos os biomas brasileiros, atendendo à seguinte premissa, segundo consta em Lopes et al. (2016): “É possível produzir mapas anuais de cobertura e uso do solo para todo o Brasil de forma significativamente mais barata, rápida e atualizada, comparativamente aos métodos e práticas atuais, e que possibilitem recuperar o histórico das últimas décadas?”

De acordo com o MapBiomias (2017), mais de vinte países são signatários deste acordo firmado em 2015, envolvendo profissionais especialistas em sensoriamento remoto, geografia, geologia, ecologia, engenheiros ambientais, florestais, ciência da computação, cientistas sociais, jornalistas, designers, dentre outros.

Já foram publicadas várias coleções reunindo dados anuais da cobertura terrestre (MAPBIOMAS, 2017), havendo grandes evoluções nos procedimentos computacionais e nos algoritmos entre essas coleções.

As questões envolvidas nesta tese e as quais se almejam investigar a partir dos artigos científicos elaborados são: *i*) quais foram as principais mudanças no uso e ocupação do solo no estado de Goiás, entre os anos de 1985 e 2017?; *ii*) a expansão das atividades agropecuárias

condiciona maiores taxas de perda de solo no estado de Goiás?; *iii*) qual a relação existente entre a conversão de áreas com vegetação nativa em áreas com produção agrícola, com a erosão hídrica?;

Para responder essas questões foram consideradas as seguintes hipóteses: *i*) é observado um elevado grau de antropização de áreas nativas e aumento das áreas de pastagens e áreas agrícolas; *ii*) segundo estimativa da Equação Universal da Perda de Solo, a expansão das atividades agrícolas elevou as taxas de perdas de solo no estado de Goiás; *iii*) a conversão da vegetação nativa em áreas agrícolas e a consequente supressão destas áreas são responsáveis pelo aumento da erosão hídrica do solo, de acordo com o modelo proposto.

Para testar as hipóteses, foi proposto o seguinte objetivo geral: avaliar as consequências da ocupação do estado de Goiás sobre as perdas de solo.

Os objetivos específicos da presente tese foram: *i*) identificar e analisar as principais mudanças ocorridas no uso e cobertura do solo no estado de Goiás entre 1985 e 2017 a partir do projeto MapBiomass; *ii*) avaliar a concordância de estatísticas agrícolas provenientes de produtos de sensoriamento remoto com estatísticas obtidas por métodos locais/censitários; *iii*) determinar os valores das diferentes variáveis da USLE a fim de se estimar as taxas de erosão do solo.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Nesta seção são explorados conceitos, definições e exemplos de técnicas, procedimentos e metodologias acerca dos temas abordados na presente tese, além de permitir uma revisão geral do conteúdo.

2.1 Sensoriamento remoto aplicado ao monitoramento de safras

Como método de observação da Terra, temos disponível e amplamente difundido as técnicas baseadas no sensoriamento remoto, o qual se utiliza de sensores, instalados a bordo e satélites ou aeronaves, para perceber, mensurar e registrar a radiação eletromagnética proveniente de objetos diversos, que posteriormente serão traduzidas em imagens digitais e interpretadas para fornecer informações sobre o ambiente.

O método tem como uma de suas principais premissas a avaliação do comportamento dinâmico das feições naturais/artificiais que ocorrem na superfície do planeta. Neste sentido, uma das vantagens dos sistemas de observação da Terra é justamente prover dados para que se estudem as mudanças que ocorrem no planeta tanto em escala global quanto regional, considerando ainda

que tais mudanças ocorrem em diferentes escalas de tempo, e podem estar sujeitas à variações sazonais.

Uma das principais temáticas de investigação atualmente é sobre culturas agrícolas e a determinação do quantitativo de área plantada, principalmente de culturas de *commodities*, como a soja e milho, uma vez que são consideradas as mais importantes *commodities* no mercado global de grãos. Dessa forma, dados espaciais com informações quantitativas das áreas cultivadas com essas culturas e qualitativas, sobre o desenvolvimento das mesmas, apresentam um alto valor econômico, pois inferem sobre o mercado de grãos e possibilitam um melhor gerenciamento das safras agrícolas nacionais. Ademais, a análise da abrangência espacial destas culturas permite o entendimento das relações de uso e ocupação do solo que afetam diretamente o bem estar social das populações, além de influenciar as dinâmicas do ciclo hidrológico e de estoque de carbono (ZHONG et al., 2016).

O conhecimento do total de área plantada, de acordo com Xin et al. (2013), pode ainda ser incorporado a modelos de previsão de safra, melhorando as estimativas de produção e produtividade. Além disso, área plantada é um dos principais dados de entrada em modelos e estudos que objetivam entender os aspectos socioeconômicos de comunidades agrícolas (HOWARD & WYLIE, 2014).

Contudo, o grande impasse da produção agrícola mundial trata-se justamente sobre o quantitativo nacional ou mesmo global de área plantada com milho ou soja. De acordo com Gong et al. (2013), apenas alguns órgãos e instituições, em programas de monitoramento agrícola, disponibilizam em plataformas digitais, a nível público ou comercial, uma gama de produtos relacionados ao cultivo de grãos, porém, somente sobre uma ótica superficial, sem aprofundar as informações. Tratam-se geralmente de dados gerais que são agrupados em uma ou mais categorias e que conseqüentemente não permitem uma análise específica para cada cultura (dos SANTOS et al., 2014). Além disso, prestam-se informações de somente uma ou poucas safras, e não havendo continuidade dos programas, esta se torna defasada. A contrapartida está na pesquisa científica, desenvolvida por institutos de pesquisa e universidades, que publicam novos métodos para automatizar as árduas e complexas etapas envolvidas nos processamentos de imagens digitais, e para classificar cada cultura individualmente.

Normalmente, o principal produto do sensoriamento remoto utilizado na classificação de imagens de satélite para fins de estudos de uso do solo por culturas agrícolas é uma banda espectral “artificial” gerada a partir de operações aritméticas entre as bandas pré-existentes, que compõem as imagens originais obtidas pelo sensor, chamada de Índice de Vegetação, sendo o mais conhecido de todos o *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI). Vários trabalhos relatam o uso deste índice e suas variações como base para o mapeamento de culturas agrícolas tanto perenes quanto

anuais (GRZEGOZEWSKI et al., 2013; OLIVEIRA & FERREIRA, 2013; PINTO et al., 2013; JUNIOR et al., 2014; MANABE, 2014; ZHONG et al., 2016; SONG et al., 2017). Esses índices têm sido considerados eficazes em identificar a clorofila presente na estrutura da planta, e, conseqüentemente realçarem com bastante acurácia a presença da matéria verde clorofilada em meio à paisagem.

Junior et al. (2014) realizaram uma classificação de imagens orientada em geo-objetos utilizando-se como parâmetro os valores do *Enhanced Vegetation Index* (EVI) para mapear áreas plantadas com soja em imagens multitemporais. Esse índice foi concebido com a finalidade de minimizar os efeitos do solo e da atenuação atmosférica sobre o sinal refletido da vegetação, otimizando a sensibilidade da detecção da vegetação por meio do classificador. Por fim concluíram que as classificações apresentaram-se viáveis para estimar as áreas de soja no estado do Maranhão.

Song et al. (2017) realizaram um mapeamento da soja em escala nacional para os Estados Unidos utilizando imagens satelitárias de média resolução espacial e observações de campo. Sua metodologia baseou-se no uso do NDVI para definir os pontos-chaves da evolução da soja no campo, e com isso determinar o período exato de sua ocorrência.

Metodologias utilizadas para estimar as áreas de cultivo de soja e milho também levam em consideração não somente a variabilidade espectral, mas também a variação temporal das culturas, obtidas por meio das múltiplas passadas do satélite sobre um mesmo local em um curto espaço de tempo, possibilitando obter um maior detalhamento ao longo do ciclo da cultura, conforme realizado por Santos (2010). Assim, uma das características que possibilitará a diferenciação entre as duas culturas será a época de plantio e colheita, que na soja é caracterizado pelo início do período chuvoso, coincidindo com a primeira safra, e no caso do milho, sendo caracterizado pela segunda safra, comumente chamada de safrinha.

Traçando a curva temporal do NDVI para a cultura da soja a partir dos valores máximos e mínimos, Santos (2010) buscou encontrar áreas nas imagens que apresentassem o comportamento temporal padrão da soja, o qual nos primeiros meses chuvosos, de outubro e novembro, o valor de NDVI é baixo, no mês de fevereiro a curva NDVI exibe seu ponto mais alto, ou ponto de inflexão, e posterior a isso, em abril e maio, devido à senescência da cultura, o valor de NDVI torna a diminuir.

Proposta por Wagner et al. (2007), a metodologia de Realce da Distribuição consiste em se utilizar duas imagens NDVI referentes ao período de maior variação no vigor vegetativo. A primeira imagem selecionada refere-se a primeira fase fenológica da cultura, quando o índice de vegetação ainda é baixo. A segunda imagem refere-se ao período onde a cultura atinge o máximo vigor vegetativo. Baseado nisso, é estipulado um critério que estabelece os limites de valores de NDVI (inicial e final) a serem extrapolados para toda a imagem.

Técnicas de sensoriamento remoto de separações de alvos terrestres em determinadas fases fenológicas das culturas, baseadas nas características espectrais de cada planta foram muito utilizadas para preencher essa lacuna referente à determinação exata de cada lavoura (ARVOR et al., 2012; BROWN et al., 2013) em uma dada região. As classificações, tanto supervisionadas quanto não-supervisionadas geralmente são feitas em escalas regionais, quase sempre focadas em áreas de grande potencial agrícola.

Segundo Zhong et al. (2016), os algoritmos usados nesses processamentos de imagens baseiam-se na obtenção de parâmetros estatísticos das próprias imagens (média, matriz de covariância, etc.) de cada classe que ocorra na área, do treinamento das amostras que irão representar cada classe em estudo (reconhecimento da assinatura espectral de cada classe), e por fim, de interpretações visuais. O produto do processamento das imagens digitais são pixels classificados e agrupados por meio de classes espectrais semelhantes, representados geralmente a partir de um agrupamento de cores. Em resumo, esse método de análise espacial transforma uma vasta quantidade de números digitais em cada banda espectral em um pequeno conjunto de classes em uma única imagem. Porém de acordo com o autor, o produto de análises desta natureza dificulta traçar com acurácia o desenvolvimento temporal de culturas em campo, além de demandar enormes esforços de equipes de pesquisadores e analistas.

A classificação supervisionada de imagens digitais é uma técnica que envolve uma na fase do treinamento por meio de coleta de amostras onde operador do programa de processamento de imagens seleciona áreas contendo pixels homogêneos e representativos de cada categoria, e que ao mesmo tempo, nesta área ocorra toda a variabilidade espectral da feição específica. Para um treinamento mais preciso, o usuário deve utilizar o maior número de informações possíveis, como mapeamentos, anotações de campos, fotografias aéreas, etc, o que aumentará as probabilidades de se obter classes estatisticamente confiáveis (CAMARA et al., 1996).

Por outro lado, quando são utilizados algoritmos para detectar as diversas classes presentes em uma cena de forma automática, a classificação é chamada de não-supervisionada. Os pixels contidos dentro de uma mesma classe são submetidos a um algoritmo de agrupamento, que determina o agrupamento do dado em uma classe definida.

Porém, segundo Souza et al. (2013) como os algoritmos destas classificações geralmente baseiam-se nos atributos espectrais de certas fases do desenvolvimento fenológico das culturas, esses processamentos e seus produtos são sujeitos a uma baixa repetitividade temporal, por não levarem em conta outras características das vegetações que possam indicar mudança temporal e conseqüentemente o desenvolvimento de uma determinada cultura no campo ao longo das safras.

Em consequência disso, um dos grandes desafios segundo Gusso et al. (2012) é traçar o recorte entre áreas de milho e soja por um classificador que consiga detectar as diferenças entre as duas culturas, devido justamente às dificuldades em coletar atributos consistentes que caracterizem essas culturas ao passar dos anos. Isto deve ser resolvido por um algoritmo de classificação que consiga de maneira rápida, consistente e com grande repetitividade detectar mudanças no uso do solo, sobretudo de maneira automática.

Deve-se levar em consideração que só é possível notar diferenças espectrais entre culturas distintas em algumas fases fenológicas da planta, sendo a detecção dessas nuances um processo extremamente laborioso sobretudo quando o objetivo é mapear grandes séries temporais (REIS & TASDEMIR, 2011).

Zhang et al. (2015) afirmam que uma vez que esse algoritmo de detecção esteja estabelecido e pronto para uso, as amostras de cada classe de plantas poderão ser treinadas automaticamente inclusive por outros usuários, permitindo sua aplicação frequente ao longo de várias safras, o que de fato viabilizará uma certa automação nos mapeamentos a um relativo baixo custo operacional e com menores demandas de grandes equipes (WALDNER et al., 2015).

Esse processo deve ser desenvolvido a partir de um modelo que se baseie em variáveis fenológicas coletadas em imagens multi-temporais, as quais irão prover informações a respeito de mudanças específicas no comportamento espectral da cultura em uma determinada fase do seu desenvolvimento (p. e. os diferentes períodos vegetativos e reprodutivos da soja/milho), e também deve se basear nas informações dos períodos entre safras que separam uma lavoura da outra, sempre atento à escolha da data para otimizar a coleta da imagem (SON et al., 2014). Esse processo possibilitará traçar um perfil temporal, agrupando uma mesma cultura nas diferentes regiões em que ocorre, além de viabilizar o cruzamento de dados coletados e processados em épocas distintas, o que não aconteceria se a classificação fosse baseada meramente nos atributos estatísticos das imagens.

As regras do classificador devem prioritariamente se basearem em métricas extraídas destas fases fenológicas, uma vez que elas estão diretamente relacionadas com a fisiologia das plantas, o que irá imprimir maior significado e acurácia ao produto final. Diferente de regras baseadas meramente nas estatísticas das imagens, as quais são mais dependentes da imagem em si e, conseqüentemente, menos provável que possa ser extrapolado para outras regiões ou épocas (SIMONNEAUX et al., 2008; ZHONG et al., 2011). Ademais, a metodologia para mapeamento de culturas distintas baseadas no sensoriamento remoto da fenologia da planta consegue minimizar o impacto imposto pela variação do calendário agrícola no classificador e, conseqüentemente

estabelecer regras que tornam o classificador mais estável para detectar mudanças ao longo do tempo e de áreas distintas (ZHONG et al., 2016).

2.2 Mapeamento do uso e cobertura do solo

Para facilitar a compreensão das dinâmicas das mudanças na paisagem, é usual que se identifique as diferentes classes de uso e ocupação do solo de um determinado território, o que possibilita análises posteriores que subsidiarão o planejamento do uso da terra, permitindo que se chegue a um uso mais racional e mais eficiente dos recursos de um determinado local (CAMPOS et al., 2004).

Isso porque as ações antrópicas, especialmente aquelas relacionadas ao intenso uso da terra, como por exemplo, atividades relativas ao setor agropecuário e à minas e energias, quando não devidamente “dimensionadas”, podem influenciar diretamente na deterioração dos recursos naturais, principalmente solo e água, e na diminuição da biodiversidade regional.

Segundo Leite & Rosa (2012), entende-se por “uso da terra” como a “utilização cultural” da terra, sua função, enquanto “cobertura da terra” como o seu “revestimento”, o que de fato ocorre na superfície e o que também de fato imagens de satélites e VANTs conseguem registrar. Ainda segundo os autores, essas análises geram feições tanto naturais quanto artificiais, sendo possível representar as feições em uma carta ou mapa a partir da extração de informações presentes em uma imagem de satélite, identificando e classificando espectralmente e “geometricamente” os elementos presentes. Assim, a partir da experiência e da interpretação do usuário é possível associar formas, texturas, estruturas e padrões de reflectâncias destas “coberturas” à diferentes atividades, “usos”. Desse modo, como forma de tornar a gestão territorial mais eficiente por meio da avaliação destas dinâmicas, o uso de sistemas de informações geográficas e das técnicas envolvidas no geoprocessamento torna-se imprescindível para esta tarefa.

Um dos problemas a ser considerado refere-se à periodicidade com a qual a informação é atualizada. Por exemplo, um dos entraves encontrados nos mapeamentos de culturas agrícolas é o tempo gasto nos processamentos uma vez que os volumes de dados são imensos, além da dificuldade de se obter dados orbitais com pequena ou nenhuma cobertura de nuvens, muito embora este método de avaliação com base no sensoriamento remoto tem sido cada vez mais presente no Brasil. Diferente de alguns anos atrás, conforme citado por Sano et al. (1998), atualmente há vários registros de trabalhos relacionados com estimativa não somente de área plantada, mas também de produtividade agrícola utilizando imagens de satélites, inclusive em culturas forrageiras, a citar os estudos de Brito et al. (2018), que combinaram dados coletados em campo com dados espectrais de

imagens orbitais para acessar e prever características biofísicas e padrões de produtividade de forrageiras em áreas de pastagens, e dos estudos de Ribeiro et al. (2016), que simularam um cenário de expansão canavieira no bioma Cerrado.

Iniciativas mais recentes, como o do programa de Mapeamento do Uso e Cobertura Vegetal do Cerrado – TERRACLASS Cerrado, visa desenvolver processos e metodologias que sejam capazes de identificar as mudanças na paisagem em um menor espaço de tempo, tendo como objetivo o monitoramento e o controle do desmatamento. Assim, em 2013 o Ministério do Meio Ambiente fomenta várias instituições públicas de ensino e pesquisa para realizar um mapeamento temático do uso e cobertura do solo em todo este bioma, que revela a ocorrência de 54% de vegetação nativa no Cerrado, 13,5% de áreas com agricultura e 29,5% de áreas de pastagens; tudo com uma precisão geral de 80%.

Estatísticas de projetos como o do MapBiomas (Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil) são amplamente utilizadas em estudos de modelagem dinâmica do uso e ocupação do solo para pesquisas de diversas naturezas, a citar como exemplo, pesquisas que envolvam aspectos socioeconômicos e ambientais (NEVES et al., 2017). Este projeto que envolve universidades, ONGs e a iniciativa privada objetiva o desenvolvimento de uma metodologia que seja eficiente, ágil e acima de tudo operacionalmente capaz o bastante para gerar mapas atualizados de uso e ocupação do solo de todos os biomas brasileiros, atendendo à seguinte premissa, segundo consta em Lopes et al. (2016): “É possível produzir mapas anuais de cobertura e uso do solo para todo o Brasil de forma significativamente mais barata, rápida e atualizada, comparativamente aos métodos e práticas atuais, e que possibilitem recuperar o histórico das últimas décadas?”

Isto posto, informações atualizadas e precisas do uso e cobertura do solo, quando bem geridas, podem resultar em ações que reduzam significativamente a perda de solo, o que naturalmente leva a perda da fertilidade do solo, ações que visam a manutenção da biodiversidade e do ecossistema em escalas locais e globais, podem reduzir alterações nas componentes do ciclo hidrológico ao alterar o equilíbrio dos sistemas hídricos, como picos de enchentes ou escassez de água em determinadas bacias hidrográficas, dentre outros impactos ambientais.

2.3 Erosão do solo

Percebe-se a erosão do solo como sendo um conjunto de fenômenos que envolvem, em maior ou menor grau, o desprendimento ou desagregação de partículas, seu transporte para áreas à jusante, e pela deposição destas em áreas de cotas inferiores no terreno. Apesar de ser um processo natural que age constantemente na superfície do planeta, há uma grande preocupação em se

monitorar e diagnosticar as taxas de erosão de uma determinada área, haja visto que a ação antrópica exerce uma grande pressão no uso e ocupação do território, o que pode levar à taxas elevadas de sedimentação.

Nesse sentido, elevadas taxas de transporte e sedimentação de partículas de solo, segundo Carvalho et al. (2006), podem causar grandes perdas sociais e econômicas, principalmente para países em desenvolvimento como o Brasil, que devido à sua posição geográfica e consequente clima tropical, esta sujeito a fortes chuvas com altos valores de erosividade.

Dentre os ativos e passivos ambientais decorrentes de uma desordenada ou incompatível apropriação do território em relação à sua capacidade de suporte, destaca-se a diminuição da fertilidade do solo com consequente diminuição da matéria orgânica, o que onera os custos da produção agrícola com aquisição e aplicação de insumos em excesso, além de potencialmente poluir mananciais hídricos subterrâneos ou de superfície, tornando a vida insustentável para a fauna e flora aquática. O assoreamento das redes de drenagens e de reservatórios de água também ganham expressividade, incluindo o possível assoreamento de usinas hidroelétricas, o que causaria uma queda na produção de energia elétrica, e de reservatórios para abastecimento humano, diminuindo o volume útil dessas represas e até contaminando a água, tornando-a imprópria para o consumo humano.

A erosão hídrica é notoriamente a forma mais importante de depauperação do solo em ambientes tropicais. Segundo Simões (2013), o impacto das gotas de chuva em um solo “descoberto”, isto é, ausente de qualquer cobertura vegetal, causa um desprendimento das partículas, e quanto maior for a declividade e o comprimento de uma dada rampa, maior será o escoamento superficial da água, que acumulará uma elevada energia cinética responsável por remover e transportar as partículas deste solo para locais mais baixos, originando sulcos, ravinas e voçorocas.

Segundo Correchel (2003), um dos objetivos de estudos sobre erosão é o de mensurar a influência de diferentes variáveis no resultado do processo erosivo e com isso selecionar práticas de manejo e conservação que possam reduzir essas perdas ao máximo.

2.3.1 Equação Universal de Perda de Solo (USLE)

Atualmente existem métodos eficientes e de relativo baixo custo para prever as perdas que um solo sofrerá em função de diferentes manejos, práticas conservacionistas, e sob diferentes condições edafoclimáticas. O mais consagrado destes métodos talvez seja a Equação Universal de Perda de Solos (USLE), desenvolvida por Wischmeier & Smith (1978), que visa obtenção do

parâmetro (ou fator) “E”, que é a perda de solo expressa em toneladas por hectare (Mg/ha). Isso é feito correlacionando-se fatores edafoclimáticos à fatores antrópicos e resulta em um modelo eficiente capaz de estimar a perda de solo ao longo de uma vertente, que é um indicativo direto da sustentabilidade de um sistema produtivo.

A USLE é descrita pela Equação 1:

$$E = R.K.L.S.C.P \quad (1)$$

onde, **E** = taxa média anual de erosão ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); **R** = fator erosividade da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); **K** = fator erodibilidade do solo ($t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$); **L** = fator comprimento de rampa (m); **S** = fator declividade (%); **C** = fator uso e manejo (adimensional); **P** = fator práticas conservacionistas (adimensionais).

O fator erosividade (R) é a variável que expressa a capacidade ou potencial erosivo de uma chuva; em outras palavras, traduz a capacidade de uma chuva em causar erosão em uma área desprotegida (BERTONI & LOMBARDI NETO, 2010), determinando as perdas de solo influenciadas pela precipitação. Estima-se esse parâmetro em função da intensidade de chuva por meio do índice EI30 proposto por Wischmeier & Smith (1978) como sendo o produto entre a energia cinética da chuva e a máxima intensidade de precipitação num período de 30 minutos (SIMÕES, 2013). O EI30 tem sido optado em vários estudos para o cálculo da erosividade da chuva (SIMÕES, 2013; ALMEIDA, 2015; SILVA et al., 2017; LIMA, 2018).

Dentre todos os parâmetros adotados para o cálculo da perda de solo, destaca-se o fator erodibilidade (K), pois é o único parâmetro do modelo intrínseco ao solo (CORRECHEL, 2003). Ainda segundo Correchel (2003), sendo uma propriedade do solo, a erodibilidade é resultante da interação entre as características químicas, físicas, biológicas e mineralógicas, e reflete a resistência natural do solo de se erodir mais que os outros mesmo quando todos os demais fatores que influenciam a erosão permanecem os mesmos. Em outros termos, representa a susceptibilidade do solo ao efeito de desprendimento e arraste de suas partículas sobre a ação da chuva (Gómez, 2012).

O fator topográfico (LS) resulta da integração entre a variável L, que expressa o comprimento da rampa e determina a velocidade de escoamento de água, e do fator S, a declividade da rampa, que representa o ângulo de inclinação do terreno. O fator LS pode ser determinado em ambiente de SIG a partir da utilização de um Modelo Digital de Elevação (MDE), que contenha os dados de altitude da região.

O fator cobertura vegetal (C) expressa os efeitos da ocupação do solo no processo erosivo, onde observa-se que a presença de vegetação sobre o solo tende a reduzir as taxas de perda de solo, ao reduzir o impacto da erosividade das chuvas sobre estes solos. Dentre todos os fatores que compõem a USLE, Silva et al. (2017) apontam que o fator C representa a gestão do uso e cobertura do solo pois modela a ação antrópica no processo erosivo. Estudos que se fundamentam em análises da quantidade e principalmente da qualidade da vegetação relacionados à perda de solo são extremamente importantes, pois conseguem apontar para a sustentabilidade de diferentes modelos de produção agrícola.

Assim como o parâmetro C, o parâmetro práticas conservacionistas (P) também representa a influência antrópica no processo erosivo ao relacionar os efeitos da adoção de determinadas práticas conservacionistas à perda de solo, sendo este fator quase sempre calculado em conjunto ao fator C. Pensando na estimativa de erosão em grandes áreas, atualmente os fatores CP são quase sempre calculados em conjunto, utilizando-se técnicas de geoprocessamento, por meio do emprego de metodologias de criação de mapas de uso e cobertura do solo a partir do processamento digital de imagens de sensoriamento remoto, associando as diferentes classes de uso e ocupação aos valores de CP encontrados na literatura (ALMEIDA, 2015), que foram previamente estimados por métodos amostrais.

3. REFERÊNCIAS

ALMEIDA, R. T. S. A. Comparação entre bases de dados para mapeamento e modelagem em bacias hidrográficas. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás (UFG), Goiânia, GO, 2015.

LIMA, G. S. A. Cenários sobre a perda de solos na região metropolitana de Goiânia, e alternativas para mitigação. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás (UFG), Goiânia, GO, 2018.

ARVOR, D.; MEIRELLES, M.; DUBREUIL, V.; BÉGUÉ, A.; SHIMABUKURO, Y.E. Analyzing the agricultural transition in Mato Grosso, Brazil, using satellite-derived indices. *Applied Geography*, v.32, p.702-713, 2012.

ASSAD, E. D.; SANO, E. E. Sistema de informações geográficas. Aplicações na agricultura. 2ª Ed. Brasília: EMBRAPA – SPI, 1998.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 7 ed., São Paulo: Icone, 2010. 355p.

BRITO, J. L. S.; ARANTES, A. E.; FERREIRA, L. G.; SANO, E. E. Modis estimates of pasture productivity in the cerrado based on ground and landsat-8 data extrapolations. *Journal of Applied Remote Sensing*, v.12, n.2, 2018.

BROWN, J.C.; KASTENS, J.H.; COUTINHO, A.C.; VICTORIA, D.d.C.; BISHOP, C.R. Classifying multiyear agricultural land use data from Mato Grosso using timeseries MODIS vegetation index data. *Remote Sensing of Environment*, v.130, p.39-50, 2013.

CAMARA, G.; SOUZA, R. C. M.; FREITAS, U. M.; GARRIDO, J. SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modeling. *Computers & Graphics*, v.20, n.3, p.395-403, 1996.

CAMPOS, S.; JÚNIOR, A. A. A.; BARROS, Z. X.; CARDOSO, L. G.; PIROLI, E. L. Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao uso da terra em microbacias hidrográficas, Botucatu – SP. *Engenharia Agrícola*, v.24, n.2, p.431-435, 2004.

Carvalho et al. (2006) – livro Processos erosivos no Centro-Oeste brasileiro. José Camapum.

CORRECHEL, V. Avaliação de índices de erodibilidade do solo através da técnica da análise da redistribuição do “fallout” do ^{137}Cs . Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo USP), Piracicaba, SP, 2003.

dos SANTOS, J. S.; FONTANA, D. C.; SILVA, T. S. F.; RUDORFF, B.F.T. Identification of the spatial and temporal dynamics for estimating soybean crop area from MODIS images in the Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.18, p.54-63, 2014.

GÓMEZ, J. Estimativa de erosão pela Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e transferência de sedimentos para todo território Brasileiro. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo (USP), Piracicaba, SP, 2012.

GONG, P.; WANG, J.; YU, L.; ZHAO, Y.; ZHAO, Y.; LIANG, L.; et al. Finer resolution observation and monitoring of global land cover: first mapping results with Landsat TM and ETM+ data. *International Journal of Remote Sensing*, v.34, p.2607-2654, 2013.

GRZEGOZEWSKI, D. M.; BECKER, W.; JOHANN, J. A.; SOUZA, C. H. W.; OPAZO, M. A. U.; MERCANTE, E. Uso de imagens de satélite para detecção de datas de semeadura, pico vegetativo e colheita das culturas do milho e soja na região Oeste do Paraná - Safra 2011/2012. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 16., Foz do Iguaçu-PR, 2013. *Anais...* São José dos Campos: INPE, 2013. p. 1610-1617.

GUSSO, A.; FORMAGGIO, A. R.; RIZZI, R.; ADAMI, M.; RUDORFF, B.F.T. Soybean crop area estimation by Modis/Evi data. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.47, p.425-435, 2012.

HOWARD, D. M.; WYLIE, B. K. Annual crop type classification of the US Great Plains for 2000 to 2011. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, v.80, p.537-549, 2014.

JUNIOR, C. A. S.; FRANK, T.; RODRIGUES, T. C. S. Discriminação de áreas de soja por meio de imagens EVI/MODIS e análise baseada em geo-objeto. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.18, n.1, p.44-53, 2014.

LEITE, E. F.; ROSA, R. Análise do uso, ocupação e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Formiga, Tocantins. *Revista Eletrônica de Geografia*, v.4, n12, p.90-106, 2012.

LOPES, V. C.; FERREIRA, L. G.; MIZIARA, F. Dinâmica do uso da terra na agropecuária: a informação sob a perspectiva do método. __ (CT05 - Gestão Territorial e Cadastro Técnico Multifinalitário)__, 2016.

MANABE, V. D. Metodologia para mapeamento da expansão de cana-de-açúcar no estado de Mato Grosso por meio de séries temporais NDVI/MODIS. Dissertação (Mestrado). – Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), São Paulo, SP, 2014.

MAPBIOMAS, 2017. Cerrado biome (ATBD_R-Agricultura-e-Floresta-Plantada-Colecao2-02-05-2017_en). Disponível em < <https://storage.googleapis.com/mapbiomas/base-de>

dados/metodologia/colecao-3_0/Cerrado-Appendix-ATBD-Colec%CC%A7a%CC%83o-3-V1.pdf
> Acessado em 15/12/2018.

NEVES, A. K.; KORTING, T. S.; FONSECA, L. M.; QUEIROZ, G. R.; VINHAS, L.; FERREIRA, K. R.; ESCADA, M. I. S. TerraClass x MapBiomas: Comparative assessment of legend and mapping agreement analysis. In: XVIII GEOINFO, 18, Salvador- BA, 2017, p.295-300.

OLIVEIRA, B. S. & FERREIRA, M. E. Filtragem temporal de imagens MODIS / EVI para o monitoramento de culturas agrícolas na mesorregião do Centro Goiano, Goiás, Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 16, 2013., Foz do Iguaçu-PR. *Anais...* São José dos Campos: INPE, 2013, p. 0066-0073.

PINTO, D. X.; ESQUERDO, J. C. D. M.; COUTINHO, A. C. Mapeamento da expansão agrícola no estado do Mato Grosso em 11 anos a partir de técnica baseada em séries temporais de imagens de NDVI. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 16, 2013, Foz do Iguaçu-PR. *Anais...* São José dos Campos: INPE, 2013, p. 0201-0206.

REIS, S. & TASDEMIR, K. Identification of hazelnut fields using spectral and Gabor textural features. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v.66, p.652-661, 2011.

RIBEIRO, N.V.; FERREIRA, L. G.; FERREIRA, N. C. Avaliação da expansão do cultivo da cana-de-açúcar no bioma Cerrado por meio de modelagem dinâmica da paisagem. *Revista Brasileira De Cartografia*, v.68, p.1-14, 2016.

SANTOS, J. S. Metodologias para o mapeamento da cultura da soja no estado do Rio Grande do Sul utilizando imagens de sensor de moderada resolução espacial. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, RS, 2010.

SIMÕES, H. D. G. Modelação Espacial da Erosão Hídrica do Solo: Aplicação da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS). Dissertação (Mestrado) – Instituto Politécnico de Castelo Branco, Castelo Branco, Portugal, 2013.

SILVA, D. C. S.; FILHO, J. L. A.; SALES, J. C. A.; LOURENÇO, R. W. Identificação de áreas com perda de solo acima do tolerável usando NDVI para o cálculo do fator C da USLE. *Ra' e GA: Espaço Geográfico em Análise*, v.42, p.77-85, 2017.

SIMONNEAUX, V.; DUCHEMIN, B.; HELSON, D.; ER-RAKI, S.; OLIOSO, A.; CHEHBOUNI, A.G. The use of high-resolution image time series for crop classification and evapotranspiration estimate over an irrigated area in central Morocco. *International Journal of Remote Sensing*, v.29, p.95-116, 2008.

SON, N.; CHEN, C.; CHEN, C.; DUC, H.; CHANG, L. A phenology-based classification of time-series MODIS data for rice crop monitoring in Mekong Delta, Vietnam. *Remote Sensing*, v.6, 2014.

SONG, X.; POTAPOV, P. V.; KRYLOV, A.; KING, L.; Di BELLA, C. M.; HUDSON, A.; KHAN, A.; ADUSEI, B.; STEHMAN, S. V.; HANSEN, M. C. National-scale soybean mapping and area estimation in the United States using medium resolution satellite imagery and field survey. *Remote Sensing of Environment*, v.190, p.383-395, 2017.

WAGNER, A. P. L.; WEBER, E. J.; FONTANA, D. C.; DUCATI, J. R.; KLERING, E. V. Estimativa de área de soja no Rio Grande do Sul utilizando imagens NDVI/MODIS. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 13., 2007, Florianópolis. *Anais...* São José dos Campos: INPE, 2007. p. 457-464.

WALDNER, F.; CANTO, G.S.; DEFOURNY, P. Automated annual cropland mapping using knowledge-based temporal features. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v.110, p.1-13, 2015.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D.D. Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning. Science, US Department of Agriculture Handbook, No. 537, Washington DC, 1978.

XIN, Q.; GONG, P.; YU, C.; YU, L.; BROICH, M.; SUYKER, A.E.; et al. A production efficiency model-based method for satellite estimates of corn and soybean yields in the midwestern US. *Remote Sensing*, v.5, p.5926-5943, 2013.

ZHANG, G.; XIAO, X.; DONG, J.; KOU, W.; JIN, C.; QIN, Y.; et al. Mapping paddy rice planting areas through time series analysis of MODIS land surface temperature and vegetation index data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v.106, p.157-171, 2015.

ZHONG, L.; HAWKINS, T.; BIGING, G.; GONG, P. A phenology-based approach to map crop types in the San Joaquin Valley, California. *International Journal of Remote Sensing*, v.32, p.7777-7804, 2011.

ZHONG, L.; HU, L.; YU, L.; GONG, P.; BIGING, G.. Automated mapping of soybean and corn using phenology. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v. 119, p.151-164, 2016.

4. ARTIGO 1 - ANÁLISE COMPARATIVA ENTRE A BASE DE DADOS DO IBGE E DE SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICAS PARA FINS DE PESQUISAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA NO BRASIL

COMPARATIVE ANALYSIS BETWEEN THE IBGE DATABASE AND GEOGRAPHICAL INFORMATION SYSTEMS FOR THE PURPOSE OF AGRICULTURAL PRODUCTION RESEARCH IN BRAZIL

Resumo

O conhecimento detalhado a respeito das safras agrícolas é essencial para o planejamento de políticas públicas voltadas aos setores que visem à tomada de decisões para o sistema agropecuário, sustentando, assim, a segurança alimentar da nação. Esse estudo, de caráter exploratório, visa compreender a relação entre métodos distintos de determinação de área plantada com culturas anuais baseados na tradicional base de dados da Pesquisa Agrícola Municipal (PAM), realizado anualmente pelo IBGE e, alternativamente, em sensoriamento remoto. Estimada a função de regressão linear entre os dados comparados, foi encontrada boa correlação (0,91) entre os métodos analisados para todos os municípios de Goiás entre os anos 2000 e 2016. Contudo, atenção especial deve ser dada às variáveis contidas em cada classe de uso do solo, para os métodos de sensoriamento remoto, a fim de se proceder com uma correta interpretação e construção da informação geográfica.

Palavras-chave: uso e cobertura do solo, estimativa de área agrícola, sensoriamento remoto, classificação digital de imagens, geoprocessamento.

Abstract

Detailed knowledge about crop area and harvest of all years on a shorter period of time is essential for planning public policies directed to the sectors which are responsible for taking the decisions for the whole productive chain, guaranteeing the supply and the food security of the nation. This exploratory study aims to understand the relationship between distinct methods of determination of the planted areas with annual crops based on remote sensing and the traditional PAM performed annually by IBGE. Through linear regression between the data, a good correlation (0.91) was found between the two methods analyzed for all the cities of Goiás between the years 2000 and 2016. However, special attention should be given to the variables contained in each class of land use from any method used, in order to proceed with a correct interpretation and construction of information.

Keywords: land cover and use, crop area estimates, remote sensing, digital image classification, geoprocessing.

4.1 INTRODUÇÃO

É notório o crescente desempenho que o agronegócio vem demonstrando desde a década de 1990, beneficiando diretamente e indiretamente milhares de famílias no Brasil. As culturas de *commodities*, em especial a soja, milho, algodão e a cana-de-açúcar, têm aumentado suas

produtividades, diminuindo, assim, seus custos unitários de produção. Isso faz com que o setor gere substanciais superávits comerciais, que impulsionam e permitem a solvência do País durante as turbulentas e sucessivas crises internacionais (Barros, 2006).

Segundo dados da CONAB (2015), a safra brasileira de grãos 2014/2015 teve recorde de produção em relação aos anos anteriores, com incremento de 8,2%, contabilizando 15,9 milhões de toneladas. Ainda segundo dados da companhia, as duas principais culturas responsáveis por este aumento de produção foram a soja e o milho 2ª safra, havendo um incremento de 11,8% de soja (total de 96,2 milhões de toneladas produzidas) e de 12,6% de aumento no milho safrinha (total de 54,5 milhões de toneladas produzidas) em relação à safra anterior.

Ainda segundo CONAB (2015), na safra 14/15 foi registrado um aumento de 7,2% de área plantada com grãos no estado de Goiás, totalizando 5,1 milhões de hectares, acompanhado por um aumento na produção de 3,7% em relação à safra 13/14, totalizando quase 19 milhões de toneladas em 14/15.

As estatísticas sempre compreenderam ferramenta essencial para o norteamento de atividades econômicas em todo o mundo. De fato, isso é ainda mais importante para o setor agrícola, onde as variações de produção e, conseqüentemente de preços, possuem altas correlações entre si e necessitam serem entendidas.

Os produtores, comerciantes, gerentes de armazéns, técnicos agrícolas e instituições governamentais e também não-governamentais precisam conhecer, precisamente, o cenário do setor agrícola, o qual influencia em seus mercados, para assim conseguirem alocar eficientemente seus fatores de produção (SCHATTAN, 2003).

Segundo Gürtler (2003), as estatísticas agrícolas compreendem um conjunto de dados referentes ao setor agropecuário, sendo que as principais variáveis as quais estas estatísticas se referem são aquelas à respeito da área cultivada, do rendimento total da safra e da produção. Tais valores são obtidos por meio de levantamentos agrícolas, realizados por agências dos governos ou institutos de pesquisa no âmbito municipal, estadual e nacional.

Contudo, conforme Rizzi et al. (2009) o levantamento final do quantitativo da safra de grãos hoje em dia ainda é realizado de forma subjetiva, por meio de censos envolvendo os colegiados de estatísticas agropecuárias em níveis estaduais, regionais e municipais. Isso faz com que supostamente haja uma discrepância entre os valores reais e os valores efetivamente contabilizados da safra agrícola, podendo levar a equívocos, incluindo falsas especulações, comprometendo o abastecimento do mercado interno.

CONAB (2015) defende que o trabalho de avaliação de safras deve se enquadrar nas recomendações das diversas instituições internacionais no que diz respeito à criação de mecanismos

que possibilitem a obtenção de informações agrícolas precisas e seguras. Deve-se ainda atentar para tornar uniformes os procedimentos de avaliação, o que garantirá a transparência das estatísticas de produção do setor agrícola.

4.1.1 Métodos e programas de estimativa de safras agrícolas

Segundo Tangerino (2014) existem diferentes métodos consagrados de levantamentos de dados agrícolas, sendo que os levantamentos podem ser censitários, quando têm abrangência total, ou serem amostrais, quando apenas parte dos elementos são levantados. Os dados primários (ou dados básicos) são obtidos por meio de visitas *in loco* acompanhados por questionários aplicados por técnicos especializados, que buscam informações sobre quantitativo de área, culturas, e produção, e raramente estão prontos para serem utilizados (PINO, 1986); caracterizam-se por ser um método subjetivo, portanto, sujeito a informações incorretas.

Nestes levantamentos, os erros de observação ou de resposta são inevitáveis (PINO, 1986) por diversos motivos, dentre eles o fato dos entrevistadores não serem, em sua totalidade, bem treinados e qualificados, e por haver certas restrições por parte dos entrevistados em responder corretamente às perguntas dos questionários. O ajustamento das observações torna-se imprescindível, sendo uma das etapas mais importantes nos levantamentos de dados agrícolas. Ainda segundo Pino (1986), os dados básicos observados só podem se transformarem em informação estatística após passarem por algum tipo de ajustamento.

O censo agropecuário é um método baseado no levantamento total de todos os domicílios agropecuários onde as variáveis são obtidas diretamente do entrevistado. Com isso é possível traçar um panorama detalhado da produção agrícola e da estrutura fundiária do país (LEITE & JUNIOR, 2014), não sendo, contudo, um método simples ou rápido de coleta de dados, pois exige muito tempo de trabalho e recursos. No Brasil, sua periodicidade é a cada dez anos. Tsiligirides (1998) ainda relata que como os dados são formatados em tabelas, não estão disponibilizados em formatos “espaciais”.

Um dos levantamentos mais importantes no âmbito nacional é a Pesquisa Agrícola Municipal – PAM – realizada anualmente pelo IBGE. Segundo IBGE (2017), os dados que compõe essa pesquisa são adquiridos pela Rede de Coleta do IBGE, a partir de consultas a órgãos públicos e particulares, produtores, técnicos agrícolas e instituições que de alguma maneira estejam ligadas, de forma direta ou indiretamente aos setores produtivos, de comercialização, às agroindústrias e à fiscalização de produtos agrícolas.

Sendo a unidade básica de investigação da PAM o município, a coleta de dados geralmente é baseada em um sistema de informação representativo de cada município, o qual é gerenciado pelo Agente de Coleta do IBGE. Tais agentes são responsáveis pela coleta dos dados em todos os municípios do país, tendo como unidade mínima para representação um hectare de área ocupada pela cultura e uma tonelada de produção. São levadas em consideração as peculiaridades de cada localidade, como por exemplo os processos produtivos, aspectos agronômicos e as fontes existentes ou estabelecidas para a realização da tarefa (IBGE, 2017).

Os dados obtidos são frutos de um processo investigativo dos agentes, no qual uma extensa rede de parceiros que incluem técnicos do setor agrícola, produtores, instituições específicas de controle e fomento agrícola, garantem que tais estimativas sejam obtidas. Os agentes ainda detém um forte conhecimento sobre as atividades agrícolas de seus municípios ou regiões de atuação, fator imprescindível nesse processo de coleta de dados.

Os dados utilizados para entendimento da evolução da produção agrícola avaliada pela PAM são fruto, também, dos diagnósticos mensais do Levantamento Sistemático da Produção Agrícola (LSPA). Trata-se de um acompanhamento mensal das safras agrícolas em todos os municípios do país que fornece dados sobre área, produção e rendimento médio de diversos produtos que são produzidos em todo território brasileiro. Somente por meio do LSPA é que é possível chegar às estimativas finais sobre as lavouras em nível municipal. Atualmente, a PAM (IBGE, 2016) disponibiliza dados estatísticos para um total de 33 culturas permanentes e temporárias (Tabela 1).

Tabela1. Produtos investigados pelo PAM 2016 no estado de Goiás.

Culturas temporárias/permanentes em Goiás - 2016		
1. Abacate	12. Cana-de-açúcar	23. Maracujá
2. Abacaxi	13. Cebola	24. Marmelo
3. Algodão herbáceo	14. Coco-da-bahia	25. Melancia
4. Alho	15. Feijão (em grão)	26. Milho (em grão)
5. Amendoim (em casca)	16. Girassol (em grão)	27. Palmito
6. Arroz (em casca)	17. Goiaba	28. Soja (em grão)
7. Banana	18. Laranja	29. Sorgo granífero (em grão)
8. Batata-doce	19. Limão	30. Tangerina
9. Batata-inglesa	20. Mamão	31. Tomate

10. Borracha (látex)	21. Mandioca	32. Trigo (em grão)
11. Café (beneficiado)	22. Manga	33. Uva

(Fonte: IBGE, 2017)

Finalmente, devido aos avanços nas áreas da microinformática, da popularização de hardwares e processadores mais velozes a um custo mais acessível, do desenvolvimento do segmento da engenharia aeroespacial, do aperfeiçoamento de pessoal técnico especializado nas técnicas de geoprocessamento e com o aumento no número de pesquisas científicas em nível mundial, compondo a vanguarda de levantamentos estatísticos agrícolas, destacam-se os métodos que utilizam geotecnologias, em especial a geodésia e o sensoriamento remoto. Esses métodos permitem a coleta de dados georreferenciados da superfície terrestre praticamente em todas as épocas do ano, realizando mensurações de áreas e estimativas de produção por meio do processamento digital de imagens provenientes de sensores orbitais e sub-orbitais.

Dessa maneira, visando tornar os dados de produtividade mais acurados e mais prontamente disponíveis para publicação, Rizzi & Rudorff (2005) citam que imagens adquiridas por sensores remotos a bordo de plataformas espaciais, em especial os sensores de moderada resolução espacial, se mostram como uma alternativa eficiente para o desenvolvimento de novos métodos capazes de fornecer informações objetivas, confiáveis e acima de tudo, em tempo hábil, sobre a área plantada com culturas agrícolas.

Dentre as inúmeras vantagens no uso destas geotecnologias, destaca-se a possibilidade de realizar coberturas sistemáticas de grandes extensões de terra, obtendo uma visão de contexto a qual a área está inserida. Além disso, no sensoriamento remoto, tanto com o uso de satélites quanto com o uso de *VANTs* (Veículos Aéreos Não-Tripulados)/*drones*, tem-se como grande vantagem a capacidade de se obter a informação à distância e, conseqüentemente, ao acesso a áreas difíceis. Para o usuário, todo o conjunto apresenta um baixo custo por unidade de área, quando comparado às grandes campanhas de campo. E talvez uma das principais vantagens seja a capacidade dos sensores em “enxergar” além da luz visível, possibilitando “ver” as culturas agrícolas sobre outra ótica, o que se traduz em mais informação a respeito do desenvolvimento das plantas.

No tocante à estimativa de área de soja, alguns trabalhos têm demonstrado que imagens de satélites apresentam potencial para obter esta informação, seja por amostragem (ADAMI et al., 2010) ou por mapeamento (BERKA & RUDORFF, 2003; DORAISWAMY et al., 2004; RIZZI & RUDORFF, 2005). Nestes trabalhos percebe-se a importância do uso de imagens de satélite para a estimativa da área cultivada com a cultura da soja.

Alguns projetos têm obtido grandes êxitos no mapeamento de safras agrícolas a partir de imagens multitemporais advindas de sensores remotos orbitais. Exemplo é o programa Canasat, desenvolvido pelo corpo técnico do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Segundo Aguiar et al. (2011) e Rudorff et al. (2010), o mapeamento da área plantada e da colheita da cana-de-açúcar é realizado anualmente para a região centro-sul do Brasil, utilizando imagens obtidas pelos satélites Landsat, CBERS e Resourcesat-I. O programa começou a mapear em 2003 a área cultivada com cana-de-açúcar e a fornecer informações sobre a distribuição espacial da cultura em São Paulo. Devido ao seu potencial, em 2005 o mapeamento passou a abranger também os estados do Paraná, Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul.

Outro exemplo é o projeto *Global Agricultural Monitoring* (GEOGLAM), uma iniciativa de pesquisadores do *Group on Earth Observations* (GEO) em parceria com governos de diversos países, cujo objetivo é produzir e disseminar informações relevantes sobre a produção agrícola em escala global, utilizando para isso dados satelitários provenientes do sensoriamento remoto orbital. Por meio da plataforma *Crop Monitor* desenvolvida pela GEOGLAM em 2014, são utilizados dados de índices de vegetação extraídos das bandas espectrais das imagens de satélites, que são capazes de monitorar o crescimento, a condição, o status e também as condições climáticas que poderão impactar a produção agrícola. Como produtos são disponibilizados em seu sítio online mapas e gráficos que descrevem o estágio e a condição das safras anualmente.

Um dos entraves do sensoriamento remoto orbital, segundo Nogueira (2014), diz respeito ao processamento das imagens obtidas pelos satélites quando ocorrem cobertura de nuvens, dificultando e até mesmo impossibilitando que tais imagens sejam usadas para qualificar e quantificar feições da superfície terrestre. Rudorff & Sugawara (2007) afirmam que essa dificuldade pode ser contornada com o aumento do tempo de revisita do satélite e com o uso de imagens obtidas por diferentes satélites e sensores, aumentando as chances de aquisição de imagens que não contenham nuvens.

Uma técnica que visa aprimorar a classificação digital baseia-se no uso das árvores de decisão, que tornam os algoritmos dos classificadores mais eficientes, ao relacionar padrões de uso do solo às classes aos quais pertencem, a partir da definição dos atributos (nodos) e de seus valores (arcos), que determinam por meio do algoritmo classificador as diversas classes de um conjunto de treinamento (nodos folhas) (INGARGIOLA, 1996 apud SHIBA et al., 2005). Árvores de decisão são amplamente utilizadas em trabalhos que visam a classificação espectral de áreas plantadas com culturas (DELGADO et al., 2012; SHIBA et al., 2005) mas que porém demandam um grande conjunto amostral (CLARKE & BITTENCOURT, 2003), muito tempo na preparação das amostras

e nos vários procedimentos que envolvem tentativas e erros, devido à robustez e complexidade desta técnica, segundo Moreira et al. (2013).

Diante dos problemas apresentados, este trabalho procurou realizar uma revisão acerca do tema, que permitisse analisar diferentes procedimentos de quantificação de áreas permitindo também discutir, comparativamente, métodos de levantamentos tradicionais, baseados em pesquisas e consultas de campo, e métodos envolvendo tecnologia de imageamento com sensores orbitais. A comparação entre os métodos não teve o objetivo de determinar a consistência destes, mas sim determinar o nível de correspondência entre os mesmos. Além disto, este mapeamento de técnicas e métodos tem grande potencial para auxiliar na tomada de decisões a respeito dos procedimentos a serem adotados, em estudos que visem o monitoramento agrícola dos parâmetros das safras, e no apoio às decisões de ações de cunho político e sócio-econômico.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

Foram relacionados dois levantamentos de safras realizados em âmbito nacional. O primeiro, baseado em tecnologia satelitária, intitulado de Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil, também conhecido por MapBiomas, que define o programa em seu sítio eletrônico como sendo: “uma iniciativa multi-institucional envolvendo universidades, ONGs e empresas de tecnologia que se uniram para contribuir com o entendimento das transformações do território brasileiro a partir do mapeamento anual da cobertura e uso do solo no Brasil.” O segundo levantamento de dados, que é realizado de maneira “tradicional” e gerido pelo IBGE, é a o relatório de Produção Agrícola Municipal (PAM).

O MapBiomas trata-se de um agrupamento de técnicos, cientistas e profissionais de diversas áreas do conhecimento com expertise em sistemas de informações geográficas, computação, sensoriamento remoto e em biomas e uso da terra, que unidos pelo propósito de melhor entender a dinâmica do uso do solo no Brasil, criaram em um ambiente virtual regras de classificação automática de imagens de satélite com a finalidade de gerar dados a respeito da cobertura vegetal e antrópica do Brasil (MAPBIOMAS, 2017a).

No país, a tarefa destes profissionais começou a ser realizada em 2016, dividida em três períodos (fase 1, 2 e 3), sendo que atualmente a base de dados se encontra na versão 3.1, cobrindo todos os biomas entre o período entre 1985 e 2017, mapeando no Cerrado goiano oito grandes classes de uso do solo: formações florestais naturais, formações savânicas, áreas úmidas naturais não florestais, campo cerrado, pastagem, agricultura, infraestrutura urbana e corpos d'água.

De acordo com MapBiomias (2017b) a plataforma *Google Earth Engine*® foi fundamental no processo de coleta, armazenamento, gerenciamento e processamento dos dados espaciais e dos algoritmos que formaram os scripts de classificação das imagens, permitindo gerir os arquivos em nuvem e tornando o trabalho da equipe mais eficiente. Para isso foram usadas imagens do satélite Landsat, devidamente calibradas e corrigidas geometricamente, para criar e analisar os modelos espectrais das frações das imagens e de seus respectivos índices, usadas primeiramente para minimizar o efeito das nuvens nas cenas e posteriormente para gerar os mapas de uso. Todo o processo foi apoiado na Árvore de Decisão, uma chave devidamente estruturada que contém os passos de todo o desenvolvimento metodológico.

Os resultados foram divididos em duas coleções. Na Coleção 1 (MAPBIOMAS, 2017b) somente as florestas de grande porte (excluindo as demais formações savânicas e campos cerrados), as pastagens, áreas de agricultura e silvicultura foram classificadas, entre o período de 2008 e 2015, baseadas na classificação das imagens dos sensores TM, ETM+ e OLI (Landsat 5, 7 e 8 respectivamente) que continham os melhores pixels. Na categoria “florestas” as florestas e matas ripárias, vegetações decíduas e semi-decíduas e a fitofisionomia "Cerradão” que compreendem os grandes maciços e dosséis florestais foram determinadas. A grande classe Agricultura abrange as culturas anuais, perenes, semi-perenes e as florestas plantadas.

A técnica de modelo linear de mistura espectral foi aplicada e a partir das imagens frações foi gerado o índice *Normalized difference fraction index* (NDFI), além do *Normalized difference vegetation index* (NDVI), *Enhanced vegetation index* (EVI), *Normalized difference water stress index* (NDWI) e índice de celulose (CI). A combinação dos vários sub-produtos serviram de parâmetro para alimentar o modelo empírico da árvore de decisão usada para classificar a cobertura do solo por meio dos scripts gerados no *Google Code Editor*® (MAPBIOMAS, 2017b).

Na Coleção 2 foram classificadas entre os anos 2000 e 2016, além das florestas e matas densas, também as demais fitofisionomias (nativas) que ocorrem no Cerrado, como o cerrado denso, típico, ralo e parque, e as áreas de campo, como veredas e buritizais, cerrado rupestre, campo rupestre, sujo e limpo. O processamento e análise dos dados foram feitas de forma semelhante à Coleção 1, alterando-se os parâmetros de entrada para a árvore de decisão e a calibração dos dados, e não mais utilizando o *Google Code Editor*®, mas sim o MapBiomias Workspace, uma plataforma criada para operar os algoritmos usados na árvore de decisão (MAPBIOMAS, 2017b). Um outro índice, o NDFI3 (*Savanna Ecosystem Fraction Index*), mais sensível às formações savânicas, foi utilizado no processamento.

A determinação das lavouras anuais e semi-perenes na Coleção 2 deu-se a partir da hipótese de que estas se desenvolvem em diferente épocas do ano; em determinados meses o

desenvolvimento das culturas atinge um patamar máximo enquanto em outros meses, nos períodos entre safra, não há cobertura vegetal (MAPBIOMAS, 2017b); tais premissas serviram de base para a escolha das imagens e para compor o algoritmo do classificador, que apresentou um melhor desempenho geral quando comparado à Coleção 1.

Por outro lado, na segunda a metodologia utilizada no presente trabalho e estabelecida pelo IBGE, o PAM, as safras de cada ano são calculadas com base na soma da área colhida por cada produto, conforme informado mês a mês, dentro de um ano civil, período compreendido entre o 1º e o último dia do ano, pelo LSPA.

Além de levantamentos diretos também são utilizados dados complementares que visam refinar a informação, como informações a respeito de clima e tempo bem como seus efeitos nas safras, incidência de moléstias nas lavouras, informações sobre créditos e financiamentos bancários, comercialização, industrialização de produtos a partir das diversas agroindústrias, demanda de insumos, etc.

Apesar da proposta de refinamento dos dados para obtenção de informações mais precisas, o fato de a avaliação ser realizada com base no ano civil, e não no ano safra, sugere que inconsistências poderiam ser encontradas nas estimativas, principalmente, considerando que o ano safra compreende o período entre 1º de julho e 31 de dezembro de um ano, e entre 1º de janeiro e 30 de junho do ano consecutivo e que algumas culturas extrapolam o ano civil, dessa forma, alguns procedimentos, segundo IBGE (2017), devem ser seguidos.

Para tanto, o IBGE considera que, para aqueles produtos agrícolas que se desenvolveram inteiramente no mesmo ano civil, não há necessidade de introduzir novos procedimentos de investigações que irão possibilitar as estimativas. Já em outros casos, como por exemplo, naquelas culturas em que o período de colheita ultrapassa o ano civil, considera-se para o cômputo da estimativa de produção, o total no ano civil no qual fora registrada a maior parte da produção.

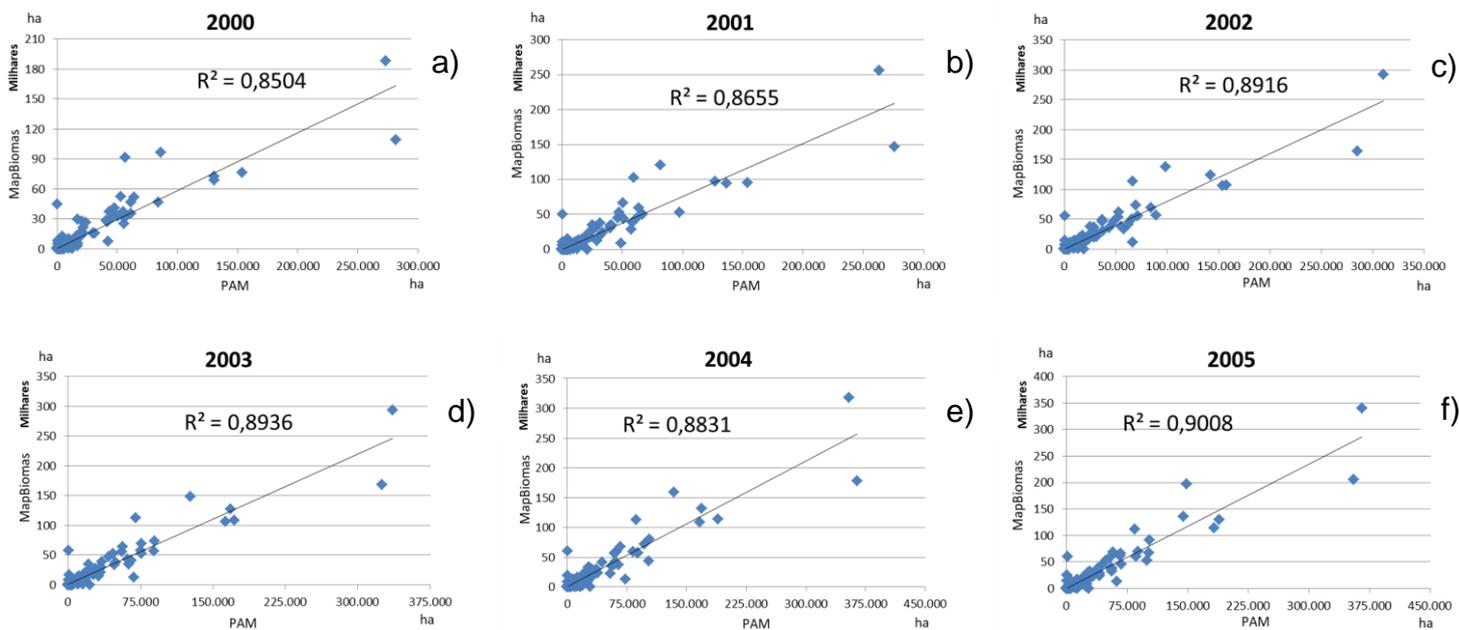
Desta maneira, foram correlacionados dados de todos os municípios goianos ao longo do período de 2000 a 2016, sendo o quantitativo de áreas calculadas pelo MapBiomias correlacionadas ao quantitativo das áreas determinadas pela PAM, preconizando-se o uso de dados que tivessem exata semelhança conceitual entre si. Isso quer dizer que a classe de “culturas anuais” observada nas duas metodologias compreendiam exatamente as mesmas culturas, tomando como base o levantamento realizado pelo MapBiomias, o qual agrupa como culturas temporárias as safras de algodão, girassol, milho, soja e sorgo. Assim, de todas as culturas levantadas pelo PAM, foram filtrados e reorganizados, por meio das planilhas disponibilizadas anualmente, somente os dados referentes à essas cinco culturas, tornando a análise dos dados mais acurada.

Como cenário desta discussão foi escolhido o estado de Goiás, por apresentar forte potencial agrícola e expressiva participação na safra de grãos do país. Foram analisadas predominantemente as lavouras de algodão, girassol, milho, soja e sorgo do estado, e a principal variável abordada foi a área plantada.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Relacionar dois levantamentos com metodologias tão distintas possibilita um melhor entendimento da informação e, conseqüentemente, melhor interpretação dos dados disponíveis. Discrepâncias metodológicas inerentes aos processos podem passar despercebidas, dificultando a comparação dos dados provenientes de diferentes fontes. Assim, alinhar e entender os processos da construção da base de dados e os resultados gerados a partir destas, é imprescindível em análises futuras.

A Figura 1 apresenta o gráfico de dispersão e demonstra a correlação linear entre os dados provenientes do MapBiomass e do PAM, entre os anos 2000 e 2016. Cada ponto no gráfico representa um município do estado de Goiás e sua área ocupada com lavouras temporárias do tipo algodão, girassol, milho, soja e sorgo.



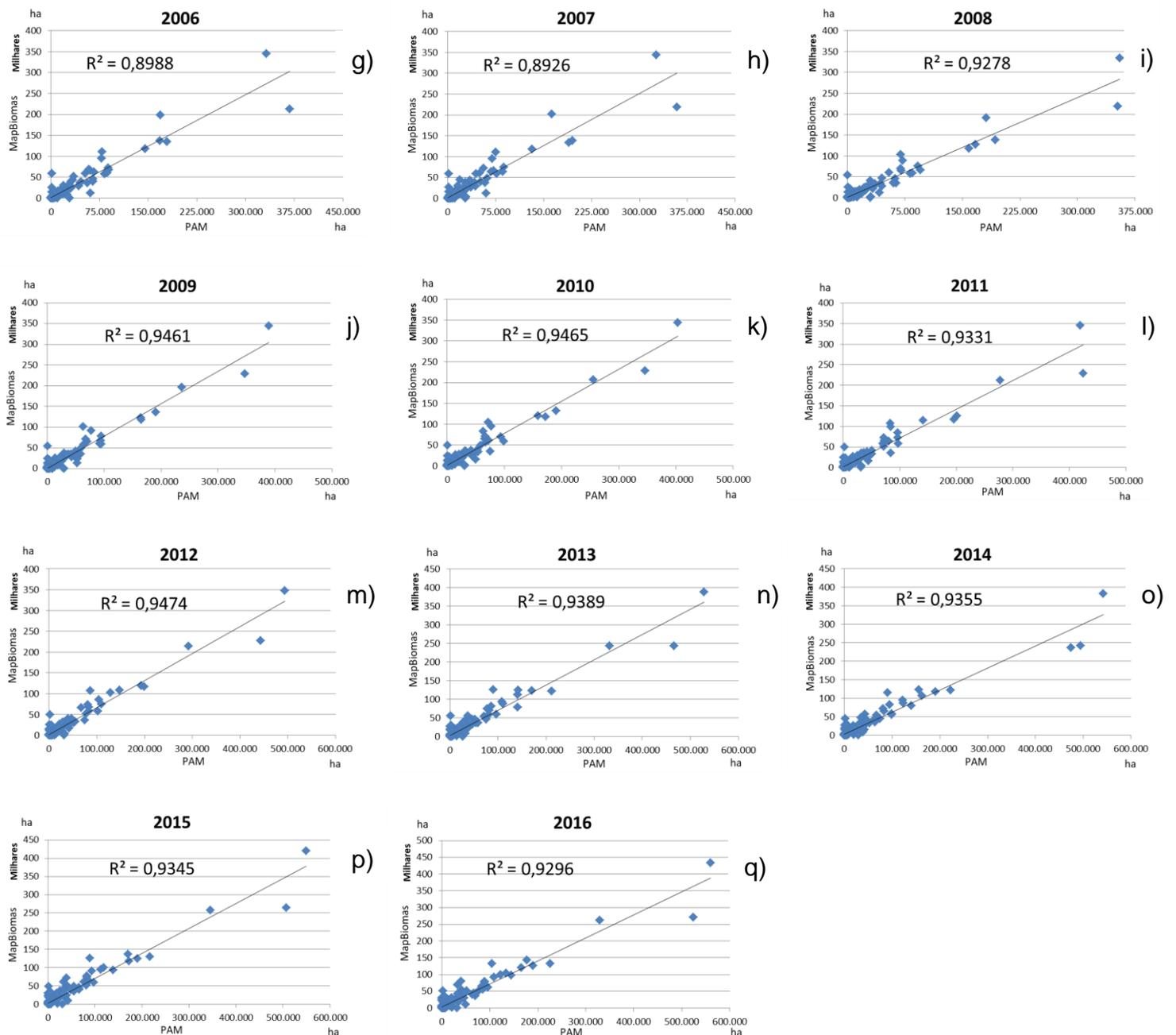


Figura 1. Diagrama de dispersão com valores de correlação linear entre dados do MapBiomas contra dados do PAM, entre o ano de 2000 e 2016.

Lopes et al. (2017) traçaram uma correlação linear entre os dados do MapBiomas e do PAM, para os anos de 2006 e 2015, para todos os municípios presentes no Censo Agropecuário 2006, e encontraram um coeficiente de determinação de 0,90 e 0,91, respectivamente. Assim também nesta pesquisa, em todos os anos analisados, foi observada uma alta correlação linear entre os dados obtidos pelos diferentes métodos, com coeficiente de determinação médio de 0,91 para cada um dos 246 municípios do estado de Goiás representados pelos pontos dos diagramas. Em grande parte essa alta correlação entre os dados só foi possível devido à possibilidade de reorganização dos dados do

PAM, alinhando-os aos do MapBiomias, algo nem sempre possível em análises de uso e ocupação do solo devido à impossibilidade de desmembramento dos dados em alguns mapeamentos. Por exemplo, nos dados espaciais do MapBiomias não é possível realizar este desmembramento, uma vez que o classificador agrupa toda a safra de grãos em uma só classe.

A diferença encontrada entre os dois levantamentos, deve-se aos erros de observações inerentes aos mesmos. No que tange os dados do IBGE, o método subjetivo de levantamento de safras traz incertezas impossíveis de serem conhecidas, embora é sabido que os dados básicos passem por robustas inferências estatísticas (PINO, 1986), que torna o levantamento mais preciso. Contudo, as inúmeras fontes de erros no levantamento, a citar os questionários, os entrevistadores, os informantes e até o descarregamento dos dados, muitas vezes propagam erros de difícil detecção.

Sobre o método geoespacial utilizado, a qualidade dos pixels das imagens utilizadas é fator preponderante no produto final, estando as imagens, em várias épocas do ano, sujeitas a presença de nuvens durante o pico vegetativo das culturas, e a ruídos provenientes dos sensores imageadores, o que pode causar uma degradação na precisão do produto final (GONG, 2013).

Contudo, nota-se uma proporcionalidade e conformidade entre ambos os métodos, corroborando os resultados positivos dos dois, o que confirma o potencial de uso de informações provenientes de um programa baseado em análise espacial, e um outro programa de natureza subjetiva.

4.4 CONCLUSÕES

Em âmbito nacional ainda há grande carência de dados a respeito da safra agrícola anual dos estados no que diz respeito à geoespacialização destas áreas e disponibilização aos usuários em plataforma web. Apenas algumas iniciativas se encarregam de determinar a área plantada com escala de detalhe a nível municipal, ainda de forma pontual, restrita à alguns períodos.

Uma das mais completas divulgações é a iniciativa multi institucional do MapBiomias, que contém dados espaciais de uso e cobertura do solo entre os anos de 1985 e 2016 prontamente disponível aos usuários, e que pode ser adequadamente utilizada para análise de safra de grãos.

Devido à alta correlação entre os dois métodos analisados (MapBiomias x PAM-IBGE), a utilização dos valores de ambos os programas de forma complementar é aceitável, desde que seja cuidadosamente observado o que cada classe de uso do solo está representando. De fato, o entendimento claro dos procedimentos metodológicos adotados em cada levantamento é imprescindível para uma correta interpretação e uso dos dados.

4.5 REFERÊNCIAS

- ADAMI, M.; RIZZI, R.; MOREIRA, M. A.; RUDORFF, B. F. T. FERREIRA, C. C. Amostragem probabilística estratificada por pontos para estimar a área cultivada com soja. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.45, p.585-592, 2010.
- AGUIAR, D. A.; RUDORFF, B. F. T.; SILVA, W. F.; ADAMI, M.; MELLO, M. P. Remote sensing images in support of environmental protocol: monitoring the sugarcane harvest in São Paulo state, Brazil. *Remote Sensing*, v.3, p.2682-2703, 2011.
- BARROS, G. S. C. *Agronegócio Brasileiro: Perspectivas, desafios e uma agenda para o seu desenvolvimento*. Centro de Estudo Avançados em Economia Aplicada, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 2006. 6p.
- BERKA, L. M. S. & RUDORFF, B. F. T. Estimativa de área plantada com soja através de imagens Landsat em municípios do norte do Paraná. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 11., Belo Horizonte-MG, 2003. *Anais...* São José dos Campos: INPE, 2003. p.27-31.
- CLARKE, R. T. & BITTENCOURT, H. R. Uso de árvores de decisão na classificação de imagens digital. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 11., Belo Horizonte-MG, 2003. *Anais...* São José dos Campos: INPE, 2003. p.2043-2045.
- CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. *Acompanhamento da Safra Brasileira de Grãos*, v.2 – Safra 2014/2015, n.12 – Décimo segundo levantamento, Brasília, p.1-134, 2015.
- de SOUZA, W. C. H.; MERCANTE, E.; PRUDENTE, V. H. R.; JUSTINA, D. D. D. Methods of performance evaluation for the supervised classification of satellite imagery in determining land cover classes. *Ciencia e Investigación Agraria*, v.40, p.419-428, 2013.
- DELGADO, R. C.; SEDIYAMA, G. C.; COSTA, M. H.; SOARES, V. P.; ANDRADE, R. G. Classificação spectral de área plantada com a cultura da cana-de-açúcar por meio da árvore de decisão. *Engenharia Agrícola*, v.32, n.2, p.369-380, 2012.

DORAISWAMY, P. C.; HATFIELD, J. L.; JACKSON, T. J.; AKHMEDOV, B.; PRUEGER, J. STERN, A. Crop condition and yield simulations using Landsat and MODIS. *Remote Sensing of Environment*, v.92, n.4, p.548-559, 2004.

GÜRTLER, S. *Estimativa de área agrícola a partir de sensoriamento remoto e banco de dados de pixels amostrais*. Dissertação (Mestrado). – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, SP, 2003.

IBGE. Produção Agrícola Municipal 2016 (PAM), IBGE, Rio de Janeiro, v.43, 2017. 64p.

INGARGIOLA, G. Building Classification Models: ID3 and C4.5. Disponível em <<https://cis.temple.edu/~giorgio/cis587/readings/id3-c45.html>>, 1996. Acessado em 28/01/2018.

JUNIOR, C. A. S.; FRANK, T.; RODRIGUES, T. C. S. Discriminação de áreas de soja por meio de imagens EVI/MODIS e análise baseada em geo-objeto. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.18, n.1, p.44-53, 2014.

LEITE, S. R.; JUNIOR, V. J. W. Estado, políticas públicas e agronegócio no Brasil: revisitando o papel do crédito rural. *Revista Pós Ciências Sociais*, v.11, n.22, 2014.

LOPES, V. C.; FERREIRA, L. G.; MIZIARA, F. Dinâmica do uso da terra na agropecuária: a informação sob a perspectiva do método, 2017.

MAPBIOMAS, 2017a. Agriculture & Planted Forests (ATBD_R-Agricultura-e-Floresta-Plantada-Colecao2-02-05-2017_en). Disponível em <https://s3.amazonaws.com/mapbiomas-ecostage/Base+de+dados/Metodologia/ATBD_R-Agricultura-e-Floresta-Plantada-Colecao2-02-05-2017_en.pdf> Acessado em 15/01/2018.

MAPBIOMAS, 2017b. Cerrado biome (ATBD_R-Agricultura-e-Floresta-Plantada-Colecao2-02-05-2017_en). Disponível em <https://storage.googleapis.com/mapbiomas/base-de-dados/metodologia/colecao-2_3/MapBiomass%20-%20ATBDCerrado%20-%20Cole%C3%A7%C3%A3o%202.3%20-%2022dez17.docx-2.pdf>. Acessado em 15/01/2018.

MOREIRA, G. F.; FERNANDES, R. B. A.; FILHO, E. I. F.; VIEIRA, C. A. O.; dos SANTOS, K. A. Classificação automatizada do uso e cobertura do solo usando imagens Landsat. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.6, n.1, p.58-68, 2012.

NOGUEIRA, S. M. C. Aplicação de um modelo agrometeorológico-espectral e de variáveis meteorológicas do modelo ETA para estimar a produtividade do trigo. Dissertação (Mestrado) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, SP, 2014.

PINO, F. A. Detecção e correção de erros em levantamentos agrícolas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.21, n.9, p.979-985, 1986.

RIZZI, R. & RUDORFF, B. F. T. Estimativa da área plantada com soja no Rio Grande do Sul por meio de imagens Landsat. *Revista Brasileira de Cartografia*, v.57, n.3, p.226-234, 2005.

RIZZI, R.; RISSO, J.; EPIPHANIO, R. D. V.; RUDORFF, B. F. T.; FORMAGGIO, A. R.; SHIMABUKURO, Y. E.; FERNANDES, S. L. Estimativa da área de soja no Mato Grosso por meio de imagens MODIS. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14. (SBSR), 2009, Natal. *Anais...* São José dos Campos: INPE, 2009. p.387-394.

RUDORFF, B.F.T.; SUGAWARA, L.M. Mapeamento da cana-de-açúcar na região Centro-Sul via imagens de satélites. *Informe Agropecuário*, v.28, p.79-86, 2007.

RUDORFF, B. F. T.; AGUIAR, D. A.; SILVA, W. F.; SUGAWARA, L. M.; ADAMI, M.; MOREIRA, M. A. Studies on the Rapid Expansion of Sugarcane for Ethanol Production in São Paulo State (Brazil) Using Landsat Data. *Remote Sensing*, v.2, n.4, 2010.

TANGERINO, G. T. Método de amostragem de área agrícola com sensores embarcados: uma abordagem que leva em conta a variabilidade do campo. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, SP, 2014.

TSILIGIRIDES, T. A. Remote sensing as a tool for agricultural statistics: a case study of area frame sampling methodology in Hellas. *Computers and Electronics in Agriculture*, v.20, n.1, 1998.

SCHATTAN, S.. Obtenção de estatísticas agrícolas pelo método de amostragem. *Agricultura em São Paulo*, v.50, n.2, p.81-109, 2003.

SHIBA, M. H.; SANTOS, R. L.; QUINTANILHA, J. A.; KIM, H. Y. Classificação de imagens de sensoriamento remoto pela aprendizagem por árvore de decisão: uma avaliação de desempenho. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12. (SBSR), 2005, Goiânia. *Anais...* São José dos Campos: INPE, 2005. p.4319-4326.

5. ARTIGO 2 - VARIABILIDADE TEMPORAL E ESPACIAL DA EROSIVIDADE DAS CHUVAS NO ESTADO DE GOIÁS SEGUNDO TRÊS MODELOS

TEMPORAL AND SPATIAL VARIABILITY OF RAIN EROSIVITY IN THE STATE OF GOIÁS ACCORDING TO THREE MODELS

Resumo

Atualmente a Equação Universal de Perda de Solos (USLE), desenvolvida por Wischmeier & Smith (1978) é considerado um método eficiente e de relativo baixo custo para predizer as perdas que um solo sofrerá em função de diferentes manejos, práticas conservacionistas, e sob diferentes condições edafoclimáticas, sendo um indicativo direto da sustentabilidade de um sistema produtivo. O fator erosividade (R) é uma das variáveis que compõem o modelo da USLE e expressa a capacidade ou potencial erosivo de uma chuva, sendo seu valor definido pelo índice EI30. Este trabalho teve como objetivo testar e avaliar para o estado de Goiás três métodos distintos de estimativa do EI30 propostos por Morais et al. (1991), Lombardi Neto & Moldenhauer (1992) e Silva et al. (1997), e verificar se houveram mudanças significativas do valor da erosividade da chuva entre 1985 e 2017. Observou-se que tanto os valores de precipitação quanto de erosividade variaram ao longo dos 33 anos em um percentual da ordem de 9,3%, valor este considerado “baixo” segundo a classificação proposta por Pimentel-Gomes (1985).

Palavras-chave: erosão, conservação do solo, frequência de precipitação.

Abstract

Currently, Universal Soil Loss Equation (USLE) developed by Wischmeier & Smith (1978) is considered an efficient and relatively low cost method to predict the losses that a soil will suffer due to different management, conservationist practices, and under different edaphoclimatic conditions, being a direct indication of the sustainability of a productive system. The erosivity factor (R) is one of the variables that make up the USLE model and expresses the capacity or erosive potential of a rain, and its value is defined by the EI30 index. The main objective of this study was to test and evaluate, for the state of Goiás, three different methods of estimating the EI30 proposed by Morais et al. (1991), Lombardi Neto & Moldenhauer (1992) and Silva et al. (1997), and check if there were significant changes in the value of rain erosivity between 1985 and 2017. So, it was observed that both the precipitation and erosivity values varied over the age of 33 years in 9.3%, a value considered “low” according to the classification of Pimentel-Gomes (1985).

Keywords: erosion, soil conservation, frequency of precipitation.

5.1 INTRODUÇÃO

Estudos que visam conhecer o potencial erosivo das chuvas em uma determinada região são fundamentais tanto para o planejamento agrícola quanto ambiental ao permitirem a gestão do uso do solo mais adequada, já que a erosividade destas chuvas tem relação direta com as taxas de erosão, o que possibilitam uma estimativas de perda de solos por meio da utilização de equações ajustadas que consigam modelar as dinâmicas do processo erosivo.

A Equação Universal de Perda de Solo (USLE) é um modelo empírico amplamente utilizado que agrega variáveis edafoclimáticas e de manejo do solo para estimar a erosão do solo (em toneladas por hectare por ano), ou para estimar os valores que influenciam no processo erosivo e que compõem a equação, sendo eles a erodibilidade (K) do solo (em $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$), o fator topográfico (L) (adimensional) e o fator cobertura e uso do solo (CP) (também adimensional). Uma outra variável deste modelo é a erosividade (R) da chuva (em $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{ano}^{-1}$), que se baseia nas características das chuvas e que expressa a energia cinética de uma gota de chuva, calculada em função do seu tamanho, de sua intensidade e de sua velocidade (TRINDADE et al., 2016).

O índice EI30 representa um dos principais métodos de estimativa da erosividade da chuva (SILVA, 2004; OLIVEIRA et al., 2012; TRINDADE et al., 2016; BACK, 2018), sendo definido por Wischmeier e Smith (1978) como sendo a interação entre energia cinética total (E) e intensidade máxima da chuva em 30 minutos (I30). Originalmente este método requer dados pluviográficos de longos períodos de observações, que tanto no Brasil quanto no estado de Goiás são escassos. Além disso, o processamento de dados desta natureza é uma atividade laboriosa que consome uma grande quantidade de tempo (SILVA, 2004). Wagner e Massambani (1988) propuseram o primeiro cálculo da erosividade a partir das taxas de precipitação utilizando-se o índice de Fournier (Eq. 1), também conhecido por Coeficiente de Chuva (RC), e concluíram que os valores obtidos pela equação utilizando-se dados de volume de precipitação não diferiram significativamente dos dados obtidos pela equação de Wischmeier e Smith (1958) (SILVA, 2004).

$$RC = \frac{M_x^2}{P} \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde, *RC* é o Coeficiente de Chuva (índice de Fournier), *M* é o valor de precipitação médio (mm) para o mês *x* e *P* é o valor da precipitação anual (mm).

Desde então vários autores acharam altas correlações de EI30 entre as equações provenientes do índice de Fournier e os valores de erosividade provenientes de registros pluviográficos. Silva et al. (2010) acharam coeficientes de determinação (R^2) variando entre 0,86 e 0,95 por meio do desenvolvimento de uma rede neural artificial para diversas localidades de Minas Gerais. Almeida et al. (2011) também estimando valores de EI30 para diversos locais de Mato Grosso, encontraram valores de R^2 variando de 0,90 a 0,94. Provável que a mais clássica das equações tenha sido desenvolvida por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992), que estimaram valores de EI30 para a cidade de Campinas/SP e encontraram valor de R^2 de 0,98.

Contudo, a aplicação destas diferentes equações desenvolvidas para regiões específicas, quando aplicadas a outras localidades que não aquelas para as quais foram ajustadas, podem gerar resultados que não representam necessariamente a realidade do potencial erosivo da chuva da região, levando a equívocos de interpretação e de estimativa final de perdas de solo.

Segundo Nascimento (2016), a erosividade da chuva sofre alterações de acordo com as características dos sistemas atmosféricos produtores de chuva e do relevo regional que formam diferentes condições climáticas em diferentes regiões, e que podem promover um efeito de atenuação ou maximização das chuvas. Assim, a escolha do modelo mais adequado para se estimar a erosividade da chuva no estado de Goiás, dentre as várias equações publicadas, é uma etapa fundamental e que precede todas as demais etapas envolvidas na estimativa da erosão do solo.

Outra situação que pode apresentar um entrave na estimativa do EI30 diz respeito ao uso de uma base de dados que contemple uma série histórica de, no mínimo, 20 anos com registros de precipitação (LOMBARDI NETO e MOLDENHAUER, 1992) e que tenha abrangência geográfica representativa das diversas localidades no estado de Goiás, o que de fato não ocorre no estado. Ainda assim os escassos registros de precipitação existentes, de acordo com Nascimento (2016), representam uma generalização dos valores ao serem aplicados para regiões mais distantes destas estações por meio dos procedimentos de interpolação espacial, pois valores registrados pontualmente são válidos somente enquanto persistirem as mesmas condições fisiográficas daquele local.

Uma alternativa ao uso de dados convencionais oriundos de estações meteorológicas é o uso de dados provenientes de sensores remotos, como os do *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station Data* (CHIRPS), que integram os registros de estações meteorológicas com imagens de satélite (FUNK et al., 2015) e disponibilizam uma série histórica mensal de mais de 30 anos com registros de precipitação.

Analisando a correlação entre os valores e padrões de precipitação registrados por quatro sensores remotos e 112 estações pluviométricas de solo em uma região montanhosa tropical, Sobreiro et al. (2017) encontraram boa correspondência entre todos os métodos, mas os dados CHIRPS apresentaram maior coeficiente de determinação ($R^2 = 0,98$), além da vantagem deste produto ser atualizado constantemente. Castelhana et al. (2017) também observaram altos valores de coeficientes de determinação entre dados CHIRPS e dados das estações pluviométricas de Curitiba, tanto em escala mensal ($R^2 = 0,86$) quanto anual ($R^2 = 0,85$) para um período de registro de 1998 a 2014.

Uma outra questão a ser levantada diz respeito à homogeneidade dos padrões de chuva ao longo dos anos, pois eventos climáticos extremos estão cada vez mais frequentes em várias partes

do mundo, a exemplo do ocorrência do El Niño (DIAS, 2014), levando à crença de que há uma alteração no regime climático e na distribuição das chuvas ao longo dos meses e conseqüentemente dos anos. Caso se observe esta situação, espera-se que os valores de erosividade da chuva se alterem ao longo dos anos, apresentando um padrão heterogêneo com diferenças significativas nos coeficientes de variação.

Vários autores já se propuseram a estudar as características de regimes pluviométricos que determinam diferentes padrões de sazonalidade em diversas regiões do Brasil, principalmente no centro-oeste brasileiro, região savânica, onde está inserido o estado de Goiás. A exemplo de Specian & Vecchia (2014), que ao analisarem os padrões de chuva para duas localidades no estado de Goiás, segundo classificação proposta por Soriano & Galdino (2002), encontraram diferenças significativas nas frequências das chuvas em dois postos meteorológicos distantes aproximadamente 100 km entre si.

Assim, o objetivo deste trabalho é testar e avaliar três modelos de estimativa da erosividade das chuvas no estado de Goiás, determinar qual modelo apresenta melhor desempenho e se mudanças nos valores anuais de precipitação ao longo de 33 anos condicionam diferenças significativas nos valores de erosividade. Além disso, este trabalho irá mostrar a frequência da precipitação média em todo o estado de Goiás com base nos dados CHIRPS, o que irá ajudar a entender melhor os processos hidrológicos relacionados à precipitação pluviométrica, subsidiando futuros estudos que visam entender as relações entre os sistemas dinâmicos que compreendem todo o ciclo hidrológico.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido para o estado de Goiás, localizado na região Centro-Oeste do Brasil, o qual é reconhecido pela grande expressão no agronegócio brasileiro e que apresenta predomínio de pastagens e áreas cultivadas com culturas anuais. O clima da região é tropical semiúmido, caracterizado por duas estações, uma chuvosa (outubro a abril) e outra seca (maio a setembro), com temperaturas médias que variam entre 18 a 32 °C. Não apresenta altitudes elevadas, sendo as maiores encontradas na Chapada dos Veadeiros, no nordeste do Estado, com altitude máxima de 1.674 m, mínima de 199 m e média de 636 m.

Os eventos de precipitação ocorridos entre 1985 a 2017 foram obtidos da plataforma CHIRPS. As equações escolhidas para estimar a erosividade foram levantadas por meio de revisões, selecionando-se a maior quantidade de trabalhos que utilizaram diferentes equações para

estimar o índice EI30 em localidades dentro ou próxima do estado. Assim, foram escolhidas as equações propostas por Morais et al. (1991) (Eq. 2), Lombardi Neto & Moldenhauer (1992) (Eq. 3) e Silva et al. (1997) (Eq. 4), todas baseadas no índice de Fournier.

$$EI_{30} = 36,849 \times (RC)^{1,0852} \quad (\text{Eq. 2})$$

$$EI_{30} = 67,355 \times (RC)^{0,85} \quad (\text{Eq. 3})$$

$$EI_{30} = 215,33 + 30,23 \times (RC) \quad (\text{Eq. 4})$$

Onde, *RC* é o Coeficiente de Chuva (índice de Fournier) descrito na Equação 1.

A partir de cada equação-base, foram ajustadas equações de regressões lineares simples entre cada modelo e o coeficiente de chuva (*RC*) mensal, que posteriormente foram somados resultando na erosividade anual, indicando o índice EI30. Para isso, primeiramente calculou-se a erosividade anual com base no *RC* mensal, obtendo-se o *RC*total, descrito na equação abaixo (Eq. 5), semelhante a (Eq. 1) descrita anteriormente, com a diferença que o *RC*t representa o valor acumulado de um ano.

$$RC_{total} = \left(\sum \frac{M_x^2}{P} \right) \quad (\text{Eq. 5})$$

Desta maneira foi possível obter o quadro de Análise de Variância para a regressão gerada, indicando o grau de relação e significância de cada modelo ao índice de Fournier. Além disso, o teste de comparação de médias *Scott & Knoff* indicou quais municípios possuem similaridade de valores médios de EI30 entre si.

Partindo dos valores obtidos pelos três modelos avaliados, gerou-se a média entre estes três valores, resultando em um quarto valor de EI30 para os municípios do estado de Goiás.

Para avaliação da similaridade entre os modelos, foram ajustadas equações de regressão linear simples aos dados de EI30, precipitação e coeficiente de chuva (*EC*). O teste de correlação *r* de Pearson foi usado para verificar a existência de correlação entre EI30 e precipitação, e EI30 e *RC*, e calculado o coeficiente de determinação R^2 , que indica quanto das variáveis independentes em questão foi determinante na estimativa da erosividade. Para avaliar a similaridade entre os modelos também foram determinados os coeficientes de determinação entre as três equações propostas. Os valores dos coeficientes de variação foram classificados de acordo com Pimentel-Gomes (1985) e os de erosividade de acordo com os critérios propostos por Carvalho (1994) e modificados por Foster et al. (1981), conforme a Tabela 1.

Tabela 1. Classes de interpretação do coeficiente de variação e da erosividade.

Coeficiente de variação ¹	Classificação da variação
$C.V. \leq 0,10$	Baixa
$0,10 < C.V. \leq 0,2$	Média
$0,20 < C.V. \leq 0,3$	Alta
$C.V. > 0,3$	Muito alta
Erosividade ² (R) (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ ano ⁻¹)	Classe de erosividade
$R \leq 2.452$	Baixa
$2.452 < R \leq 4.905$	Média
$4.905 < R \leq 7.357$	Média a forte
$7.357 < R \leq 9.810$	Forte
$R > 9.810$	Muito forte

Fontes: 1. Fonte: Pimentel-Gomes (1985), 2. Carvalho (1994) modificado para o sistema métrico de acordo com Foster et al. (1981).

Todo o procedimento de preparação dos dados envolvendo a análise de consistência das imagens que contêm as precipitações, preenchimento de falhas, definição do sistema de coordenadas, organização em camadas, recortes, extração e geração do banco de dados foi feito em ambiente SIG pelo programa ArcGIS.

A caracterização da frequência diária e mensal das chuvas foi realizado por meio da classificação proposta por Soriano & Galdino (2002), que agrupa a quantidade de chuva em intervalos iguais, variando-se 5 mm, iniciando-se em 0,1 mm até chuvas maiores de 30 mm. Os intervalos completos são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Intervalos e intensidades de precipitação (P).

Intervalo de precipitação (mm)	Intensidade da precipitação
$0,1 < P \leq 5,0$	muito fraca
$5,0 < P \leq 10,0$	fraca
$10,0 < P \leq 15,0$	moderadamente fraca
$15,0 < P \leq 20,0$	moderada
$20,0 < P \leq 25,0$	moderadamente forte
$25,0 < P \leq 30,0$	forte
$P > 30,0$	muito forte

Fonte: Soriano & Galdino (2002).

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1 Caracterização da precipitação pluvial no estado de Goiás entre os anos de 1985 e 2017

A distribuição anual da chuva pode ser vista na Figura 1, que contém os desvios padrões e as médias observados para cada ano. A média histórica anual do período registrada é de 1.500,34 mm, com desvio padrão médio de 144,55 mm, que representa uma variabilidade de 9,63% da média.

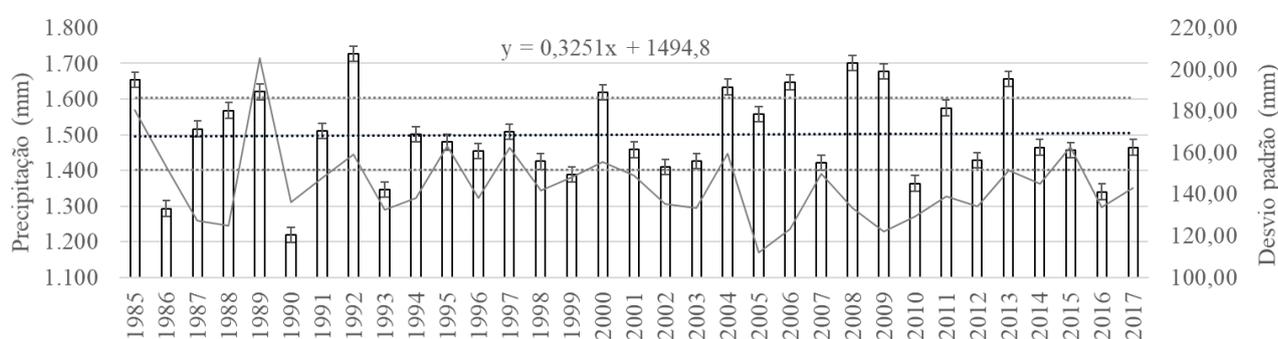


Figura 1. Distribuição da precipitação média anual para o estado de Goiás, no período de 1985 e 2017. Linhas pontilhadas superiores e inferiores indicam respectivamente a maior e menor média, a linha pontilhada mediana indica a média histórica do período e a linha contínua representa o desvio padrão médio.

O ano em que foi registrada a maior quantidade de chuva foi em 1992, com valor total de 1.726,77 mm, seguido por 2008 com valor total de 1.700,91 mm. Os menores índices totais foram registrados em 1990, com apenas 1.218,56 mm, seguido por 1986 com 1.292,68 mm. A respeito da variação da precipitação dentro de um mesmo ano, 1989 apresentou maior coeficiente de variação, com valor de 0,127 seguido por 1986 com 0,119, sendo as duas variações classificadas como médias, e as menores variabilidades de chuva foram encontradas no ano de 2005, com 0,072 e 2009 com 0,073. Esses valores são corroborados por vários outros autores que analisaram a distribuição temporal das chuvas em regiões distintas do cerrado (CASAROLI et al., 2018; FERREIRA et al., 2018; GALDINO, 2015).

Nota-se um padrão na variação dos valores de médios anuais de precipitação; em 17 anos foram registrados valores abaixo da média, da ordem de 7% menores que a média histórica do período ($\bar{x} = 1.402,20$ mm), sendo que nos outros 16 anos, onde a precipitação média registrada foi superior à média histórica do período, a variação foi de 6,5% ($\bar{x} = 1.604,62$ mm) superior a esta média histórica.

Assim como observado por outros autores (NASCIMENTO et al., 2019; CASAROLI et al., 2018) e conforme mostrado na Figura 2, os dados indicam que no estado, durante os meses de abril a setembro, entre o quinquídio 25 e 56, a média da precipitação por quinquídio foi de 2,74 mm, e entre o quinquídio 57 e 24 é registrada uma média de 32,50 mm. Aproximadamente 53% da precipitação anual, o que corresponde a 789,31 mm, ocorre entre o 1º e o 25º quinquídio do ano.

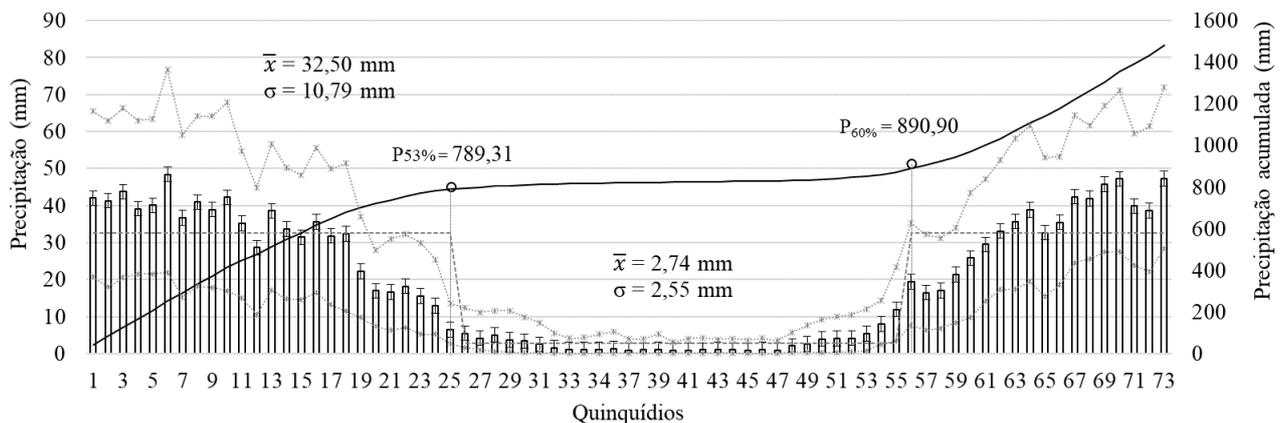


Figura 2. Distribuição da precipitação anual por quinquídios para o estado de Goiás, no período de 1985 e 2017. Linhas superiores e inferiores com marcadores indicam, respectivamente, os valores máximos e a mínimos registrados em cada quinquídio; a linha mediana pontilhada indica a precipitação média nas duas estações chuvosas e secas, e a linha contínua indica a precipitação acumulada.

A Figura 3 e a Tabela 3 apresentam a média mensal da precipitação entre os anos de 1985 e 2017 para o estado de Goiás, os valores de desvio padrão para cada mês e respectivos coeficientes de variação. É possível notar que os maiores valores precipitados coincidem com parte da estação de primavera até o final do verão, que vai de meados de outubro à abril, e que as menores precipitações são registradas em partes do outono e no inverno, entre maio e setembro.

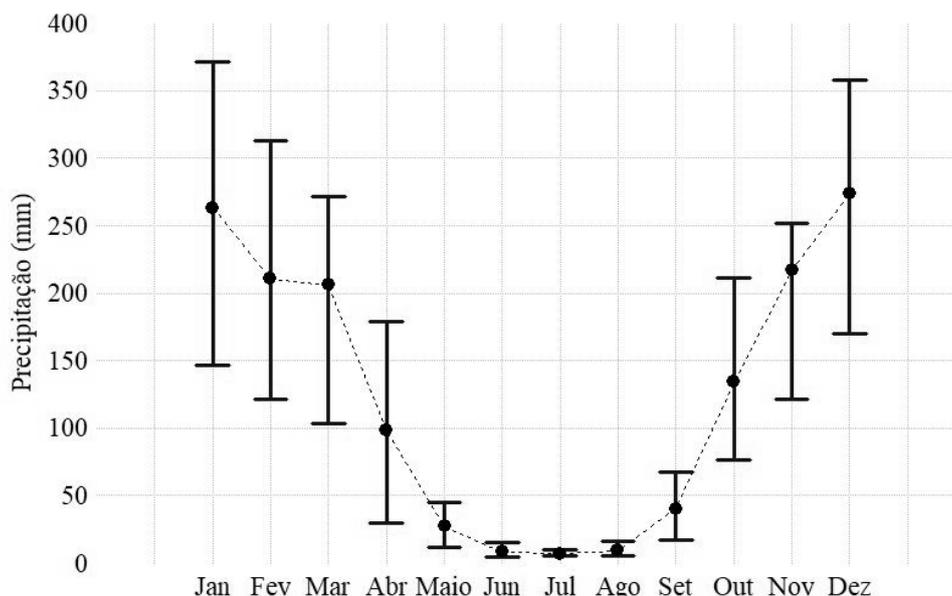


Figura 3. Variação média mensal com valores máximos e mínimos da precipitação no estado de Goiás entre os anos de 1985 e 2017, com intervalo de confiança de 95%.

Tabela 3. Valores médios mensais (mm), desvio padrão (DP, mm) e coeficiente de variação (CV, %) da precipitação dos anos de 1985 a 2017.

Parâmetro	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Maio	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
Média	268,18	208,55	208,43	97,77	26,95	8,51	7,25	9,39	40,09	134,42	217,16	273,62
D.P.	64,97	46,91	42,69	37,15	8,54	3,02	1,08	3,41	14,24	36,03	32,33	42,47
C.V.	0,24	0,22	0,20	0,38	0,32	0,35	0,15	0,36	0,36	0,27	0,15	0,16
Variação*	a	a	m	ma	ma	ma	m	ma	ma	a	m	m

*Variação: a =alta, m = média, ma = muito alta, conforme critérios descritos na Tabela 2.

Nota-se que os meses com menores índices pluviométricos tendem a apresentar um coeficiente de variação alto a muito alto. Segundo Ferreira et al. (2018) essa menor constância nas leituras durante os meses mais secos é responsável pelo aumento do C.V. nestes meses, uma vez que diferenças mínimas entre valores máximos e mínimos de precipitação detectados pelo sensor produzem altos valores de coeficiente de variação, valendo destacar que estimativas por satélites tendem a superestimar a precipitação principalmente em épocas mais secas (FARIAS et al., 2013).

5.3.2 Distribuição da frequência mensal das chuvas no estado de Goiás

É possível perceber na Tabela 4 que na média do estado de Goiás, chuvas consideradas muito fracas, quando o valor precipitado é inferior a 5 mm, ocorreram em 66,93% dos 12.053 dias

analisados, e por outro lado, chuvas consideradas muito forte, quando o volume precipitado é maior que 30 mm, na média, não ocorreram neste período, segundo análise dos dados provenientes do CHIRPS. Chuvas classificadas como fracas ocorreram em 20,10% dos dias analisados, seguido por chuvas moderadamente fracas (9,13%), moderadas (2,83%), moderadamente forte (0,83%), e forte (0,18%).

Os dados apontam que os maiores volumes precipitados, classificados em moderadamente forte e forte, ocorrem nos dois primeiros e nos dois últimos meses do ano, com destaque para a média dos volumes de chuva registrados nos meses de janeiro e fevereiro, que assim como observado por Specian & Vecchia (2014), ao analisarem o padrão das chuvas em duas localidades do estado de Goiás por meio dos dados de precipitação da Agência Nacional das Águas, observaram também que a ocorrência das chuvas é maior nestes dois primeiros meses do ano. Registros semelhantes a esses também foram identificados em outros estudos para outras regiões do país (ELI et al., 2013; BARRETO et al., 2012).

Tabela 4. Classificação dos dados de chuva de acordo com a intensidade em cada mês do ano.

Mês	Dias estudados	Muito fraca (%) (0,1 – 5)	Fraca (%) (5 – 10)	Moderadamente fraca (%) (10 – 15)	Moderada (%) (15 – 20)	Moderadamente forte (%) (20 – 25)	Forte (%) (25 – 30)	Muito forte (%) (> 30)
Jan	1023	28,15	37,83	23,17	7,43	2,93	0,49	0,00
Fev	932	35,09	38,73	18,99	5,26	1,61	0,32	0,00
Mar	1023	37,05	43,40	15,54	3,32	0,59	0,10	0,00
Abr	990	76,87	19,70	2,93	0,40	0,10	0,00	0,00
Mai	1023	98,63	1,27	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
Jun	990	99,90	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Jul	1023	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ago	1023	99,71	0,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Set	990	95,56	3,84	0,51	0,10	0,00	0,00	0,00
Out	1023	67,55	21,31	7,82	2,64	0,59	0,10	0,00
Nov	990	37,68	36,46	18,08	5,76	1,31	0,71	0,00
Dez	1023	25,51	39,30	22,78	9,09	2,83	0,49	0,00
Total	12053	66,93	20,10	9,13	2,83	0,83	0,18	0,00

Conforme mostrado na Figura 4, em média, do total dos 12.053 dias estudados, 8.067 possuem média de precipitação inferior a 5 mm/dia, 2.423 dias possuem média entre 5 e 10 mm/dia, 1.100 dias registram precipitação média entre 10 e 15 mm/dia, 341 dias média entre 15 e 20 mm/dia, 100 dias com média entre 20 e 25 mm/dia, 22 dias com média entre 25 e 30 mm/dia, e nenhum dia com média acima de 30 mm.

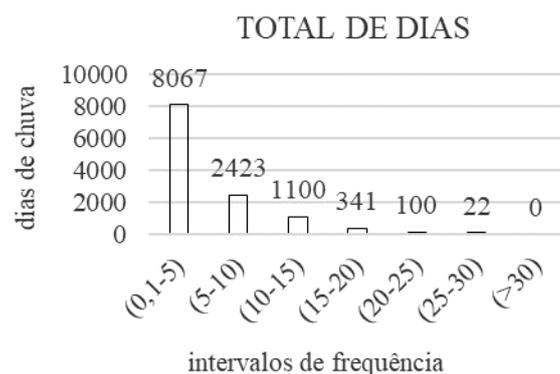


Figura 4. Média da frequência de precipitação para os 12.053 dias estudados.

Vale ressaltar que tais resultados expressam a média da precipitação do estado de Goiás, e quando analisamos localidades individualmente notamos que valores diários acima de 30 mm são comumente registrados nos meses chuvosos compreendidos entre novembro e fevereiro. Sendo assim, de acordo com o registro da precipitação máxima que ocorreu em um determinado dia, temos que em 2.688, somente nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, outubro, novembro e dezembro, em alguma localidade do estado, foi registrada uma chuva diária com valor acima de 30 mm. Exemplos de localidades onde ocorreram eventos extremos com precipitações acima de 100 mm/dia são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5. Eventos extremos de precipitação diária no estado de Goiás.

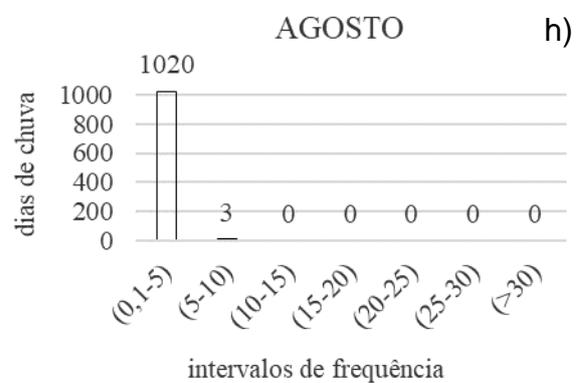
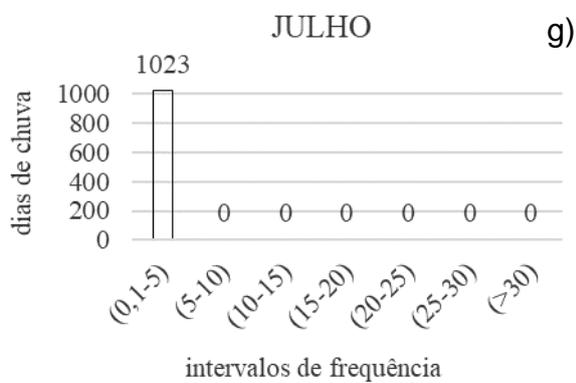
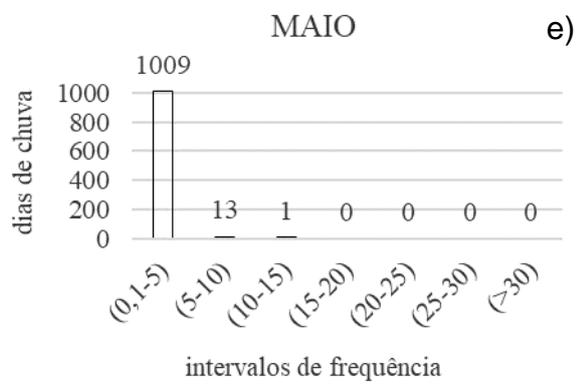
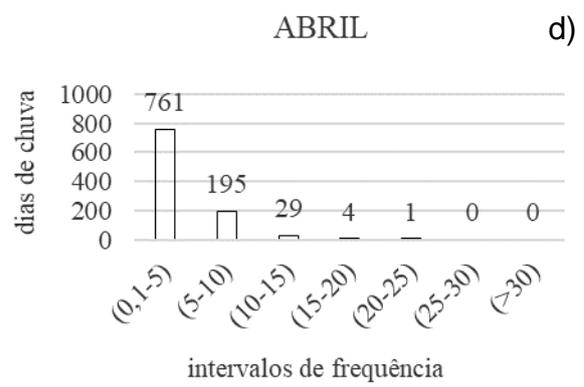
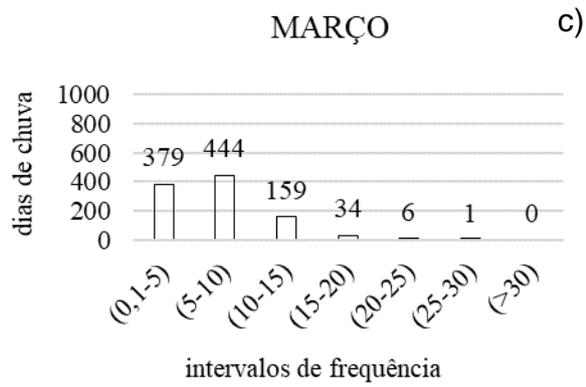
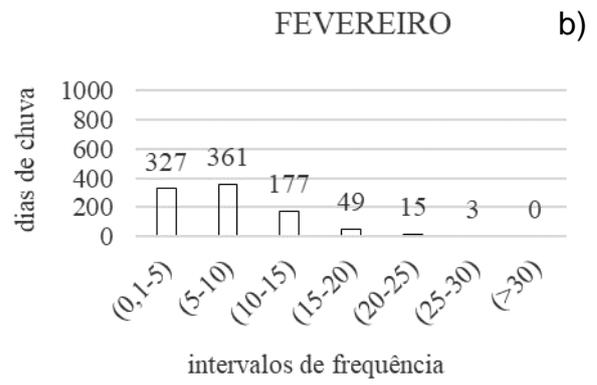
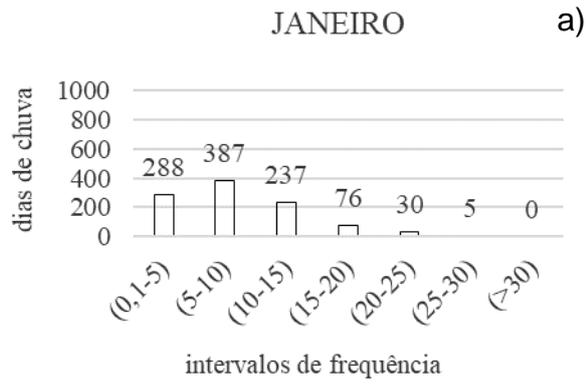
Data	Precipitação (mm)			Município onde ocorreu a máxima	Mesorregião do estado
	Mínima	Máxima	Média		
28/01/1985	0,51	113,70	18,33	Goiás	Noroeste goiano
03/12/1985	0,12	100,50	15,68	São Miguel do Araguaia	Noroeste goiano
26/12/1985	0,00	132,29	15,83	Novo Planalto	Noroeste goiano
16/02/1986	2,96	108,95	27,30	Cristalina	Leste goiano
09/11/1987	0,00	107,72	24,67	Porangatu	Norte goiano
11/02/1992	1,74	117,38	23,38	Niquelândia	Norte goiano
17/02/1993	0,71	102,46	18,34	Nova Crixás	Noroeste goiano
16/11/1996	2,72	104,38	23,16	Jataí	Sul goiano
24/01/2004	1,31	115,13	19,06	Posse	Leste goiano
10/11/2006	0,00	108,38	15,13	Aruanã	Noroeste goiano
26/01/2008	0,00	104,92	14,82	Ipameri	Sul goiano
29/01/2008	0,97	144,84	27,86	Mundo Novo	Noroeste goiano
24/01/2009	2,34	101,13	24,44	Cristalina	Leste goiano

11/11/2009	3,35	101,84	17,82	Cachoeira Alta	Sul goiano
26/12/2009	1,90	115,71	23,50	Quirinópolis	Sul goiano

Como mostrado na Figura 6 (a, b, c) uma análise dos três primeiros meses do ano permite inferir que o máximo da precipitação no estado ocorre entre os meses de janeiro à março, quando são registradas a maior parte de chuvas diárias com médias de até 25 mm/dia, classificadas como moderadamente forte. Nos três próximos meses, abril, maio e junho (d, e, f), os eventos de precipitação tendem a cessarem, e com exceção do mês de abril quando chuvas diárias médias e moderadas de até 20 mm são registradas, nos meses de maio e junho são registradas apenas precipitações de baixíssimas intensidades com a até 5 mm/dia, consideradas muito fracas. Estes dois últimos meses marcam o início da estação de seca no estado de Goiás, conforme descrito também por Casaroli et al. (2018) ao analisarem os padrões de chuva e de evapotranspiração em Goiânia, Goiás.

Posteriormente nos meses que seguem, julho, agosto e setembro (g, h, i), observa-se uma condição de seca, com eventos de baixíssimas precipitações pluviométricas, quando em praticamente todos os dias destes três meses e em quase que na totalidade dos municípios goianos, são registradas chuvas médias diárias muito fracas, de até 5 mm/dia, embora quando analisamos individualmente diversas localidades do estado, em grande parte dos municípios goianos são registrados 0 mm de chuva nestes meses. Fato semelhante é registrado por Specian et al. (2014) em Iporá e Montividiu, e por Casaroli et al. (2018) em Goiânia, municípios do estado de Goiás.

Os três últimos meses do ano, outubro, novembro e dezembro (j, k, l) marcam o retorno da estação das chuvas no estado de Goiás e conseqüentemente o aumento da intensidade das mesmas, quando são registradas chuvas médias diárias fortes, de até 30 mm/dia. Os gráficos demonstram que nos dois meses mais chuvosos deste período, novembro e dezembro, a maior parte das chuvas diárias ocorrem com volume entre 5 e 10 mm/dia, consideradas chuvas fracas.



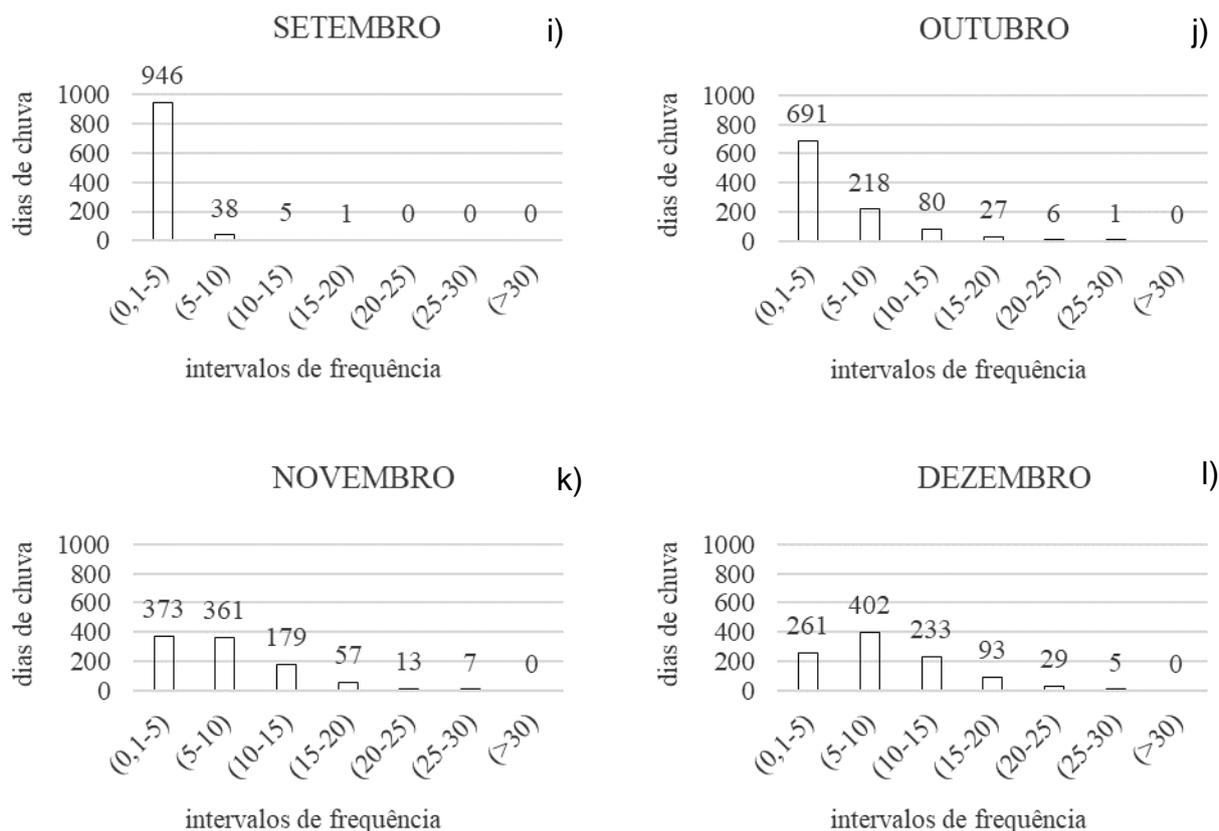


Figura 6 (a-1). Média da distribuição da frequência dos intervalos de chuvas para todos os meses do ano no período entre 1985 a 2017.

5.3.3 Estimativa e análise dos valores de erosividade da chuva

A exemplo de como os dados de erosividade anual foram estimados segundo os três modelos, a Tabela 6 mostra alguns valores obtidos via equação de Morais et al. (1991) os quais foram ajustados via regressão linear aos valores de RC. A coluna N refere-se a um município em uma determinada data, seguindo ordem alfabética e o primeiro ano analisado, sendo o valor N=1 referente ao município de Abadia de Goiás no ano de 1985, N=2 é referente ao município de Abadiânia em 1985, até o último valor N=8.151, referente ao último ano analisado para o último município da lista, sendo este Vila Propício na data de 2017. A totalidade do conjunto analisado resulta, portanto, em 8.151 observações, sendo 247 municípios (contabilizando o Distrito Federal) com 33 entradas de registro cada um. A coluna X (em analogia ao eixo das abcissas – variável independente) refere-se ao valor de RC, e a coluna Y (análoga ao eixo das ordenadas – variável dependente) refere-se ao valor de erosividade estimado pelo método em questão, em função da variável independente X.

De forma semelhante, nas Tabelas 7, 8 e 9 são apresentados alguns valores de EI30 dos municípios goianos ao longo dos anos, estimados a partir da variável RC, totalizando as 8.151 observações. A Tabela 8 descreve valores obtidos segundo a equação de Lombardi Neto e Moldenhauer (1992), a Tabela 9 valores obtidos segundo a equação de Silva et al. (1997) e a Tabela 10 apresenta os valores obtidos pela média entre os três modelos analisados.

Tabela 6. Valores de erosividade provenientes da regressão linear entre a equação de Morais et al. (1991) e o coeficiente de chuva (RC).

N	X	Y	N	X	Y	N	X	Y
1	274,29	16.306,77	2.718	213,90	12.450,08	5.435	207,79	12.064,72
2	260,79	15.437,96	2.719	216,82	12.634,26	5.436	228,27	13.359,98
...
2.711	208,43	12.104,93	5.428	244,34	14.384,18	8.145	211,58	12.303,61
2.712	216,57	12.618,84	5.429	247,45	14.582,41	8.146	199,79	11.561,03
2.713	207,63	12.054,20	5.430	246,22	14.503,78	8.147	230,00	13.470,38
2.714	208,14	12.086,65	5.431	245,35	14.448,31	8.148	201,01	11.638,05
2.715	183,35	10.532,93	5.432	247,75	14.602,06	8.149	222,86	13.016,89
2.716	199,94	11.570,70	5.433	214,91	12.513,63	8.150	182,29	10.466,45
2.717	234,46	13.753,71	5.434	232,05	13.600,27	8.151	222,24	12.977,79

Tabela 7. Valores de erosividade provenientes da regressão linear entre a equação de Lombardi Neto e Moldenhauer (1992) e o coeficiente de chuva (RC).

N	X	Y	N	X	Y	N	X	Y
1	274,29	7.958,77	2.718	213,90	6.442,44	5.435	207,79	6.285,72
2	260,79	7.624,67	2.719	216,82	6.516,97	5.436	228,27	6.808,39
...
2.711	208,43	6.302,12	5.428	244,34	7.213,92	8.145	211,58	6.383,00
2.712	216,57	6.510,74	5.429	247,45	7.291,67	8.146	199,79	6.079,23
2.713	207,63	6.281,42	5.430	246,22	7.260,86	8.147	230,00	6.852,42
2.714	208,14	6.294,67	5.431	245,35	7.239,10	8.148	201,01	6.110,93
2.715	183,35	5.651,55	5.432	247,75	7.299,37	8.149	222,86	6.671,06
2.716	199,94	6.083,21	5.433	214,91	6.468,18	8.150	182,29	5.623,59
2.717	234,46	6.965,06	5.434	232,05	6.904,12	8.151	222,24	6.655,36

Tabela 8. Valores de erosividade provenientes da regressão linear entre a equação de Silva et al. (1997) e o coeficiente de chuva (RC).

N	X	Y	N	X	Y	N	X	Y
1	274,29	8.507,06	2.718	213,90	6.681,55	5.435	207,79	6.496,89
2	260,79	8.099,10	2.719	216,82	6.769,65	5.436	228,27	7.115,81
...

2.711	208,43	6.516,18	5.428	244,34	7.601,85	8.145	211,58	6.611,42
2.712	216,57	6.762,27	5.429	247,45	7.695,60	8.146	199,79	6.254,83
2.713	207,63	6.491,84	5.430	246,22	7.658,43	8.147	230,00	7.168,33
2.714	208,14	6.507,41	5.431	245,35	7.632,19	8.148	201,01	6.291,90
2.715	183,35	5.758,13	5.432	247,75	7.704,89	8.149	222,86	6.952,34
2.716	199,94	6.259,49	5.433	214,91	6.711,96	8.150	182,29	5.725,88
2.717	234,46	7.302,99	5.434	232,05	7.230,09	8.151	222,24	6.933,70

Tabela 9. Valores de erosividade provenientes da regressão linear entre os valores médios dos três modelos analisados e o coeficiente de chuva (RC).

N	X	Y	N	X	Y	N	X	Y
1	274,29	10.924,20	2.718	213,90	8.524,69	5.435	207,79	8.282,44
2	260,79	10.387,24	2.719	216,82	8.640,29	5.436	228,27	9.094,73
...				
2.711	208,43	8.307,74	5.428	244,34	9.733,32	8.145	211,58	8.432,67
2.712	216,57	8.630,62	5.429	247,45	9.856,56	8.146	199,79	7.965,03
2.713	207,63	8.275,82	5.430	246,22	9.807,69	8.147	230,00	9.163,71
2.714	208,14	8.296,24	5.431	245,35	9.773,20	8.148	201,01	8.013,62
2.715	183,35	7.314,20	5.432	247,75	9.868,77	8.149	222,86	8.880,10
2.716	199,94	7.971,13	5.433	214,91	8.564,59	8.150	182,29	7.271,97
2.717	234,46	9.340,59	5.434	232,05	9.244,83	8.151	222,24	8.855,62

O quadro de análise de variância para a regressão entre o modelo de Morais et al. (1991) e o RC é apresentado na Tabela 10, o qual segundo teste F de comparação de variâncias nota-se que o modelo apresenta um ótimo ajuste aos dados. Os coeficientes encontrados que permitem estimar valores de erosividade em função de um RC são mostrados também na Tabela 10, onde o coeficiente a de 63,45 e o coeficiente b de -1.112,53, foram significativos segundo o teste t de comparação de médias.

Os coeficientes a e b oriundos da regressão linear entre os dados são apresentados nas Tabelas 11, 12 e 13, onde também se nota que todos obtiveram valores significativos segundo teste t de comparação de médias. Todas as variâncias analisadas pelo teste F ajustaram-se de maneira satisfatória ao modelo.

Tabela 10. Quadro de análise de variância para a regressão linear entre o modelo de Morais et al. (1991) e o coeficiente de chuva.

Causas de Variação	GL	SQ	QM	F	P
Reg. Linear	1	30.810.513.314,00	30.810.513.314	88.923.743,40	< 0,0001
Desvios Reg.	8.149	2.823.485,19	346,48	-	

Total	8.150	30.813.336.800,00	-	-	
Variável		Coeficientes	Erro Padrão	T	P
Intercepto		-1.112,53	1,513	-735,53	< 0,0001
Coeficiente de x		63,45	0,0067	9.429,94	< 0,0001

Tabela 11. Quadro de análise de variância para a regressão linear entre o modelo de Lombardi Neto e Moldenhauer (1992) e o coeficiente de chuva.

Causas de Variação	GL	SQ	QM	F	P
Reg. Linear	1	4.939.990.383,00	4.939.990.383	28.470.775,30	< 0,0001
Desvios Reg.	8.149	1.413.940,48	173,51	-	
Total	8.150	4.941.404.323,50	-	-	
Variável		Coeficientes	Erro Padrão	T	P
Intercepto		1.000,82	1,070	935,02	< 0,0001
Coeficiente de x		25,41	0,0048	5.335,80	< 0,0001

Tabela 12. Quadro de análise de variância para a regressão linear entre o modelo de Silva et al. (1997) e o coeficiente de chuva.

Causas de Variação	GL	SQ	QM	F	P
Reg. Linear	1	6.993.368.338,40	6.993.368.338	9,20	< 0,0001
Desvios Reg.	8.149	61,92	0,0076	-	
Total	8.150	6993368400	-	-	
Variável		Coeficientes	Erro Padrão	T	P
Intercepto		215,34	0,00708	30.402,77	< 0,0001
Coeficiente de x		30,23	0,000031	959.390,98	< 0,0001

Tabela 13. Quadro de análise de variância para a regressão linear entre os valores médios dos três modelos analisados e o coeficiente de chuva.

Causas de Variação	GL	SQ	QM	F	P
Reg. Linear	1	12.059.017.689,00	12.059.017.689	3,64	< 0,0001
Desvios Reg.	8.149	27.007,40	3,31	-	
Total	8.150	12.059.044.696,00	-	-	
Variável		Coeficientes	Erro Padrão	T	P
Intercepto		34,54	0,148	233,52	< 0,0001
Coeficiente de x		39,70	0,00066	60.320,75	< 0,0001

Os valores de erosividade observados no estado de Goiás ao longo dos 33 anos variaram entre os máximos de 7.987,37, 16.415,47 e 8.552,26 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ e mínimos de 5.060,14, 9.156,10, 5.085,20 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, calculados conforme Lombardi Neto e Moldenhauer (1992), Moraes et al. (1991) e Silva et al. (1997), respectivamente, com valores médios e respectivos desvios sendo mostrados na Tabela 14.

Tabela 14. Valor médio (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹), desvio padrão (DP, MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹) e coeficiente de variação (CV, %) da erosividade das chuvas do período de 1985 a 2017, estimados por diferentes métodos.

Método de estimativa da erosividade	Erosividade média, MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ ano ⁻¹	Classe de erosividade ¹	DP	CV	Variacã o
Lombardi Neto e Moldenhauer (1992)	6.658,82	média a forte	529,50	0,080	baixa
Silva et al. (1997)	6.947,32	média a forte	630,21	0,091	baixa
Morais et al. (1991)	13.017,70	muito forte	1.323,25	0,102	média
Média	8.874,61	forte	827,59	0,093	baixa

¹Classes de erosividade da chuva com base nos critérios descritos em Carvalho (1994) e modificados para o sistema métrico internacional de acordo com Foster et al. (1981).

5.3.4 Variação temporal e espacial da erosividade

A variação temporal dos valores de R estimados pelas equações é mostrada na Figura 7. Nota-se que a equação de Morais et al. (1991) apresentou uma tendência de superestimar os valores de R quando comparados aos outros dois modelos, tendo como média de erosividade 13.017,70 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, classificada como muito forte. Seu coeficiente de variação médio também foi o maior dentre os três modelos, com 10,20% de variação (variação média), enquanto o modelo proposto por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992) apresentou o menor C.V., com 8,0% de variação seguido pelo modelo de Silva et al. (1997) com C.V. igual a 9,1%, ambos classificados como de baixa variação.

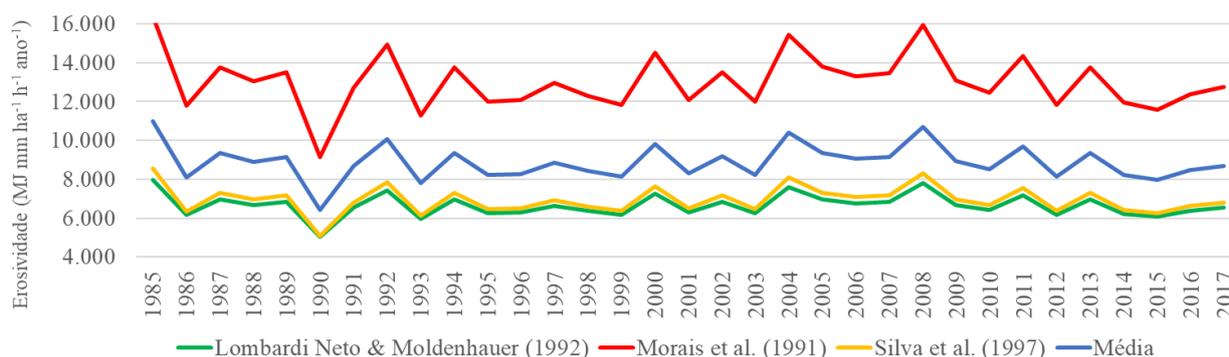


Figura 7. Variação anual (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹) de erosividade de acordo com os três modelos e a média.

O teste de comparação das médias feito pelo método de Scott & Knott e apresentado na Tabela 15 mostrou que houveram diferenças significativas de valores tanto do coeficiente de chuva

(RCt) quanto de erosividade entre os anos analisadas, para todos os métodos de estimativa da erosividade utilizados.

Tabela 15. Coeficiente de chuva acumulado (RCt, mm), erosividade anual estimada por três métodos e erosividade calculada pela média dos valores estimados pelos três modelos, sendo essas comparadas pelo Teste Scott & Knott de comparação de médias dos valores de erosividade anual, segundo três métodos de estimativa e da média entre os métodos.

Ano	RCt	Lombardi Neto e Moldenhauer (1992)	Morais et al. (1991)	Silva et al. (1997)	Média	Scott & Knott *
1985	275,78	7.987,37	16.415,47	8.552,26	10.985,03	a
2008	268,13	7.802,80	15.915,87	8.321,01	10.679,89	b
2004	260,83	7.617,88	15.451,35	8.100,13	10.389,79	c
1992	252,66	7.416,94	14.923,95	7.853,33	10.064,74	d
2000	246,16	7.256,28	14.505,30	7.656,89	9.806,16	e
2011	243,43	7.187,54	14.330,45	7.574,13	9.697,38	e
2005	235,17	6.981,13	13.802,07	7.324,61	9.369,27	f
1994	234,63	6.965,57	13.769,80	7.308,09	9.347,82	f
2013	234,57	6.964,09	13.766,43	7.306,42	9.345,65	f
1987	234,49	6.963,02	13.760,11	7.304,05	9.342,39	f
2002	230,26	6.855,48	13.491,47	7.176,07	9.174,34	g
1989	230,10	6.848,17	13.486,17	7.171,28	9.168,54	g
2007	229,92	6.845,96	13.471,17	7.165,79	9.160,97	g
2006	227,07	6.776,11	13.287,00	7.079,71	9.047,61	g
2009	223,93	6.696,92	13.087,26	6.984,88	8.923,02	h
1988	223,40	6.683,28	13.053,78	6.968,83	8.901,97	h
1997	221,77	6.638,41	12.954,83	6.919,41	8.837,55	h
2017	218,33	6.553,17	12.733,18	6.815,32	8.700,55	i
1991	217,65	6.535,44	12.690,97	6.794,85	8.673,75	i
2010	213,95	6.440,23	12.458,51	6.683,18	8.527,31	j
2016	212,35	6.399,18	12.357,19	6.634,70	8.463,69	j
1998	211,50	6.378,85	12.301,82	6.609,11	8.429,93	j
2001	208,04	6.289,07	12.084,34	6.504,33	8.292,58	k
1996	207,84	6.284,80	12.071,18	6.498,48	8.284,82	k
1995	206,67	6.251,95	12.000,78	6.462,95	8.238,56	k
2003	206,59	6.250,72	11.994,98	6.460,65	8.235,45	k
2014	205,85	6.233,09	11.946,44	6.438,30	8.205,94	k
1999	204,02	6.185,05	11.832,05	6.382,83	8.133,31	l
2012	203,76	6.177,69	11.817,00	6.375,10	8.123,26	l
1986	203,25	6.164,65	11.784,78	6.359,70	8.103,04	l
2015	200,19	6.086,09	11.591,67	6.267,16	7.981,64	m
1993	195,42	5.963,93	11.290,59	6.123,00	7.792,51	n
1990	161,09	5.060,14	9.156,10	5.085,20	6.433,81	o

*Teste aplicado aos valores médios de erosividade calculados por três métodos. Valores seguidos da mesma letra não possuem diferença significativa entre si. Teste referente à média dos valores dos três modelos analisados.

Também foram detectadas variações altas quando realizada uma análise detalhada envolvendo todos os meses entre 1985 e 2017, conforme pode ser observado na Figura 8, que apresenta os C.V. para os modelos de Morais et al. (1991), Lombardi Neto e Moldenhauer (1992), Silva et al. (1997), e na Figura 9 a comparação dos valores médios entre as equações.

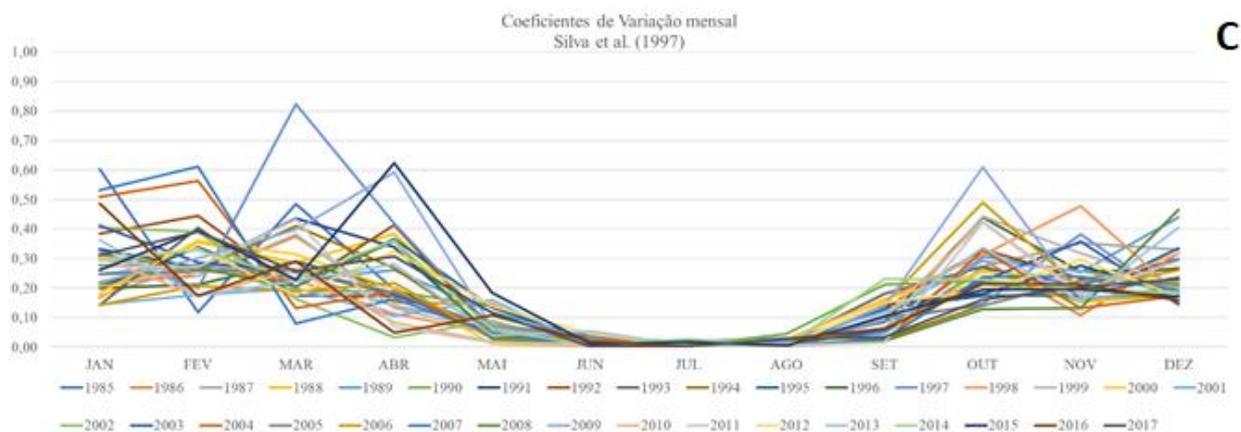
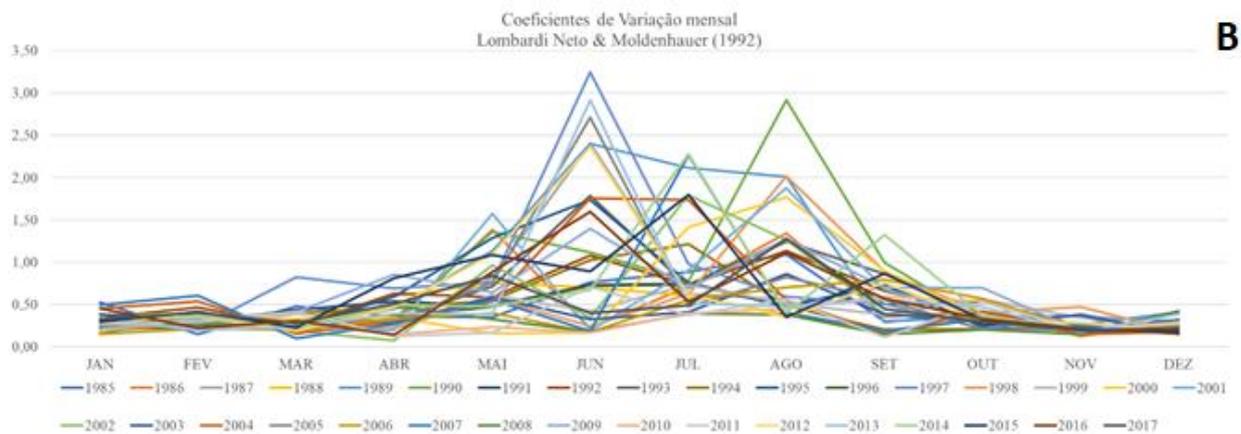
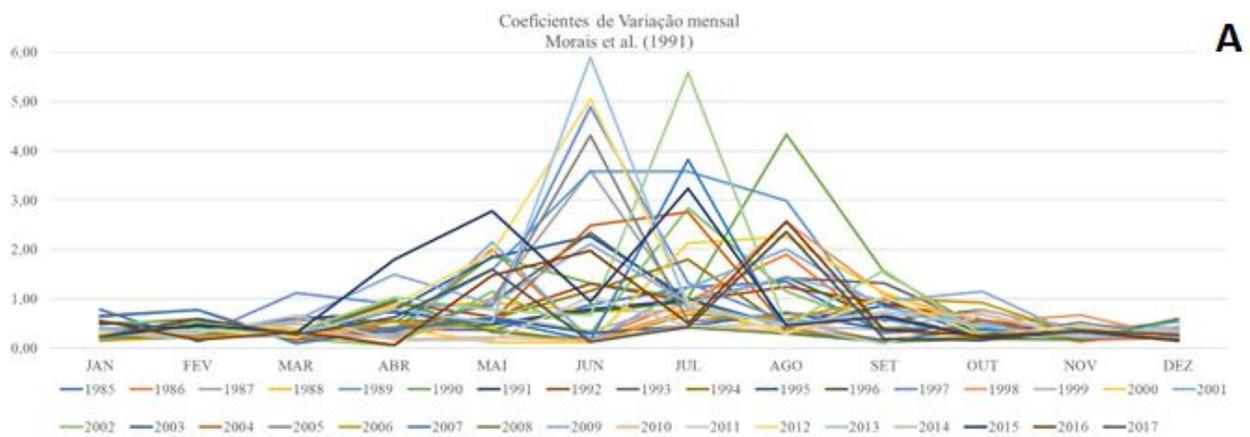


Figura 8. Variação mensal e anual dos coeficientes de variação (CV, %) para o modelo de Morais et al. (1991) (A), Lombardi Neto e Moldenhauer (1992) (B) e Silva et al. (1997) (C).

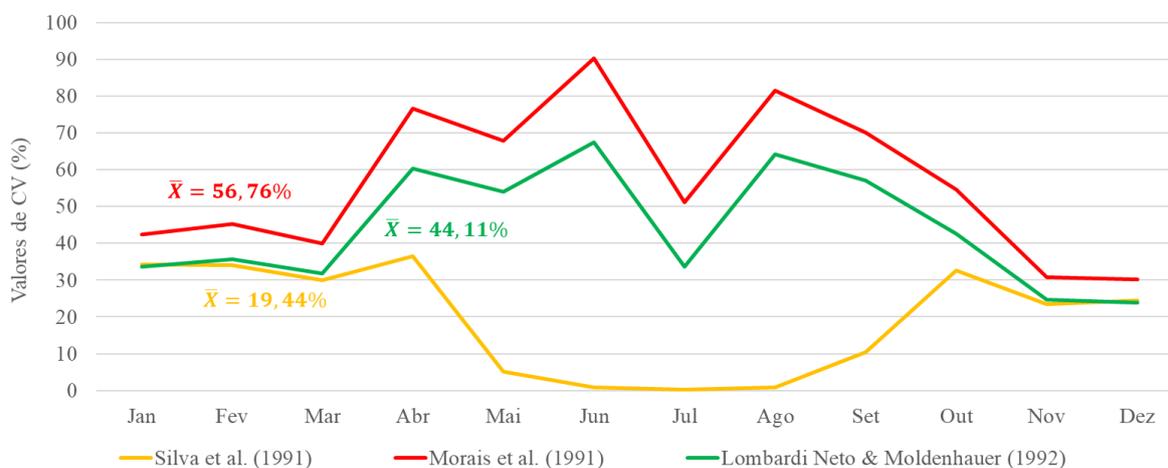


Figura 9. Valores médios dos coeficientes de variação (CV, %) das chuvas mensais por três modelos de estimativa da erosividade.

A Tabela 16 apresenta os valores médios mensais de erosividade da chuva para o estado de Goiás nos anos analisados. Nota-se que o modelo de Morais et al. (1991) tende a superestimar os valores totais de erosividade, embora ocorram menores valores entre os meses de Maio a Setembro, gerando uma grande amplitude de valores entre Janeiro e Dezembro o que causa maior variabilidade dos dados, com C.V. médio mensal de 0,57 (Figura 9). O modelo de Lombardi Neto & Moldenhauer (1992) apresenta tendência a subestimar os valores totais, e à semelhança do que ocorre com a o de Morais et al. (1991), foram registrados valores baixos entre Maio e Setembro, que são maiores que os do modelo anterior, mas que apresenta valores de R menores entre os meses de Outubro e Abril, caracterizando menor variabilidade dos dados, da ordem de 0,44 (Figura 9). Possivelmente essa menor variabilidade também está associada à estiagem que ocorre no período entre maio a setembro, com poucos ou nenhum evento de chuva, sendo essas regiões geralmente pouco erosivas.

O modelo de Silva et al. (1997) demonstrou maior constância de valores ao longo dos meses por que apresentou baixo C.V. médio mensal, de 0,2 (Figura 9) e tendência de superestimar os valores de R para os meses com menor precipitação (Maio a Setembro), indicando possível sensibilidade do modelo para detectar chuvas com potencial erosivo.

Tabela 16. Valores médios mensais da erosividade ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) (entre 1985 e 2017) para o estado de Goiás.

Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
Morais et al. (1991)											
2.655,45	1.558,82	1.541,10	343,78	23,90	2,50	1,33	2,77	52,29	622,17	1.653,35	2.691,34
Lombardi Neto e Moldenhauer (1992)											
1.868,21	1.228,83	1.221,51	360,48	43,22	6,75	4,50	7,68	81,74	591,96	1.301,88	1.912,08
Silva et al. (1997)											
1.754,27	1.156,68	1.147,97	445,02	234,75	217,66	216,69	217,95	255,70	617,27	1.214,04	1.781,77

Esses dados permitem inferir que altos valores de precipitação não geram, necessariamente, altos valores de erosividade, fato que além de depender intrinsecamente do modelo adotado também depende das características fisiográficas do local e conseqüentemente do tipo de chuva predominante na região. Mesma observação foi apresentada por Oliveira et al. (2012).

Segundo Evangelista et al. (2017), 69% do estado de Goiás apresenta chuva com padrão avançado, que se caracteriza por ter maior intensidade no terço inicial do tempo total de duração da chuva, maior intensidade média e maior valor de precipitação máxima absoluta. De acordo com Santos et al. (2010), esse padrão de chuva interfere no processo de erosão hídrica por aumentar a erosividade da chuva.

A Figura 10 mostra em quais municípios goianos os valores de RCt e erosividade não apresentaram diferença estatística entre si. Apenas diferenças sutis entre os modelos estudados foram observadas, principalmente na região centro do estado. Ao todo pode-se agrupar as médias dos modelos em 7 classes diferentes, e as amplitudes de cada classe é mostrado na Tabela 17. As Tabelas 18, 19, 20, 21 e 22 apresentam os quadros de análise de variância do teste de comparação de médias Scott & Knott para todos os modelos estudados.

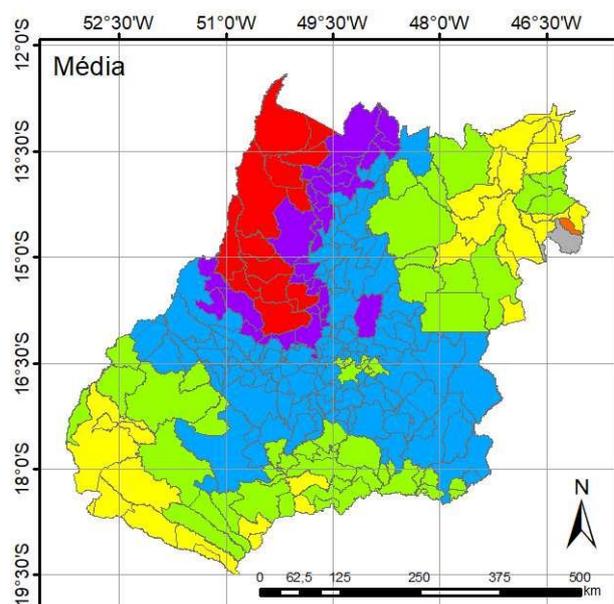
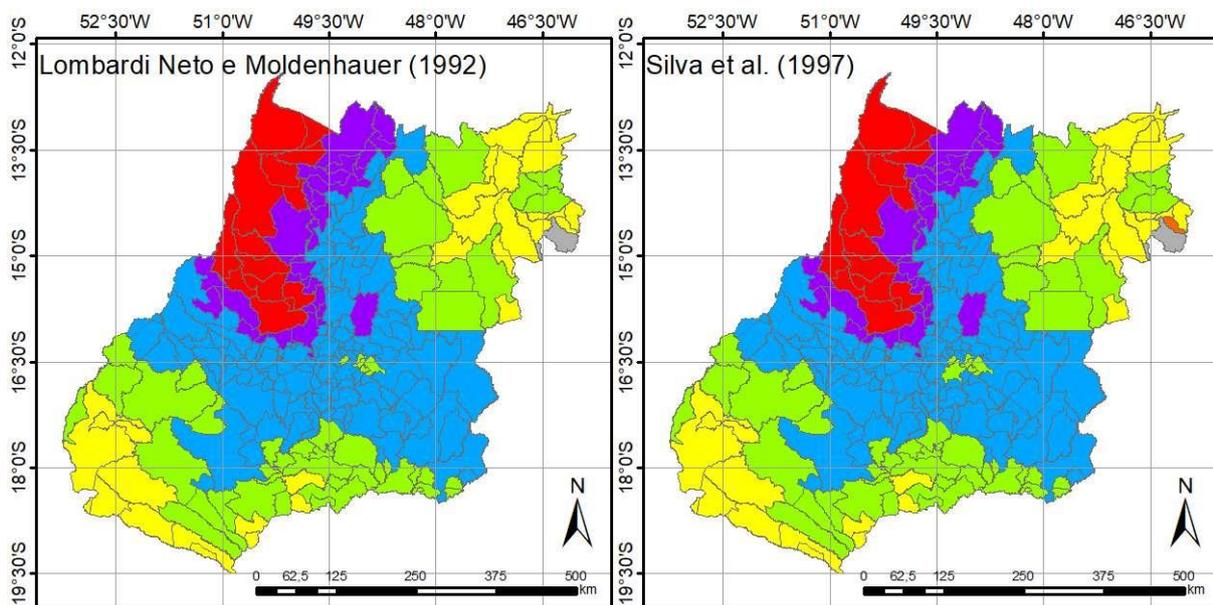
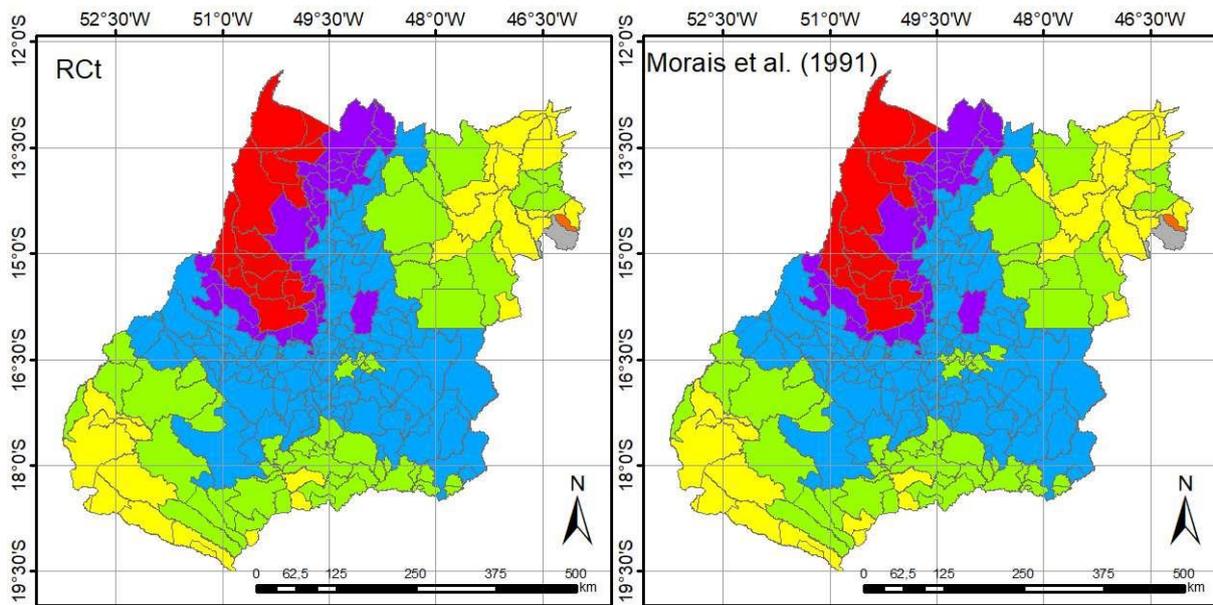


Figura 10. Mapeamento dos valores de RCt e erosividade segundo teste de comparação de médias. Agrupamento de cores representam localidades onde não houveram diferenças significativas entre os valores médios de RCt e erosividade.

Tabela 17. Amplitude dos valores registrados em diferentes localidades do estado segundo teste de comparação de médias Scott & Knott.

média/letra	RCt	Morais et al. (1991)	Lombardi Neto e Moldenhauer (1992)	Silva et al. (1997)	Média
a	261,5 – 246,6	15.492,0 – 14.538,5	7.636,9 – 7.264,9	8.120,7 – 7.670,7	10.416,5 – 9.824,7
b	245,1 – 235,4	14.443,6 – 13.824,8	7.230,5 – 6.985,9	7.627,0 – 7.333,5	9.767,1 – 9.381,4
c	234,3 – 219,1	13.760,6 – 12.806,6	6.954,2 – 6.565,9	7.300,3 – 6.838,8	9.338,4 – 8.731,7
d	218,8 – 205,4	12.794,1 – 11.984,8	6.558,7 – 6.219,5	6.831,7 – 6.427,2	8.722,3 – 8.192,0
e	204,4 – 187,2	11.937,74 – 10.781,09	6.197,17 – 5.750,9	6.399,95 – 5.876,4	8.154,8 – 7.469,5
f	178,0	10.210,7	5.503,5	5.596,6	7.103,6
g	156,53	8.880,79	4.933,62	4.947,26	6.253,89

Tabela 18. Quadro de análise de variância do teste de comparação de médias Scott & Knott para o coeficiente de chuva (RCt)

Causas de Variação	GL	SQ	QM	F	P
Reg. Linear	246	1.688.500,79	6.863,82	9,10	< 0,0001
Desvios Reg.	7.904	5.964.147,16	754,57	-	
Total	8.150	7.652.647,95	-	-	

Tabela 19. Quadro de análise de variância do teste de comparação de médias Scott & Knott para o modelo de Morais et al. (1991).

Causas de Variação	GL	SQ	QM	F	P
Reg. Linear	246	6.771.869.849,50	27.527.926,22	9,05	< 0,0001
Desvios Reg.	7.904	24.041.466.950,00	3.041.683,57	-	
Total	8.150	30.813.336.800,00	-	-	

Tabela 20. Quadro de análise de variância do teste de comparação de médias Scott & Knott para o modelo de Lombardi Neto e Moldenhauer (1992).

Causas de Variação	GL	SQ	QM	F	P
Reg. Linear	246	1.097.661.026,30	4.462.036,69	9,18	< 0,0001
Desvios Reg.	7.904	3.843.743.297,20	486.303,55	-	
Total	8.150	4.941.404.323,50	-	-	

Tabela 21. Quadro de análise de variância do teste de comparação de médias Scott & Knott para o modelo de Silva et al. (1997).

Causas de Variação	GL	SQ	QM	F	P
Reg. Linear	246	1.543.039.098,80	6.272.516,66	9,10	< 0,0001
Desvios Reg.	7.904	5.450.329.301,50	689.565,95	-	-
Total	8.150	6.993.368.400,30	-	-	-

Tabela 22. Quadro de análise de variância do teste de comparação de médias Scott & Knott para a média dos três modelos analisados.

Causas de Variação	GL	SQ	QM	F	P
Reg. Linear	246	2.659.126.668,10	10.809.458,00	9,09	< 0,0001
Desvios Reg.	7.904	9.399.918.028,40	1.189.260,88	-	-
Total	8.150	12.059.044.696,00	-	-	-

A Figura 11 mostra os coeficientes de determinação (R^2) e de correlação de Pearson (r) obtidos por meio de regressões lineares ajustadas entre os valores de EI30 obtidos pelos três modelos analisados e a precipitação (a, b, c) e os valores de EI30 e o coeficiente de chuva (d, e, f). Todos os coeficientes apresentaram valores elevados, e foram significativos pelo teste Student ao nível de 0,05.

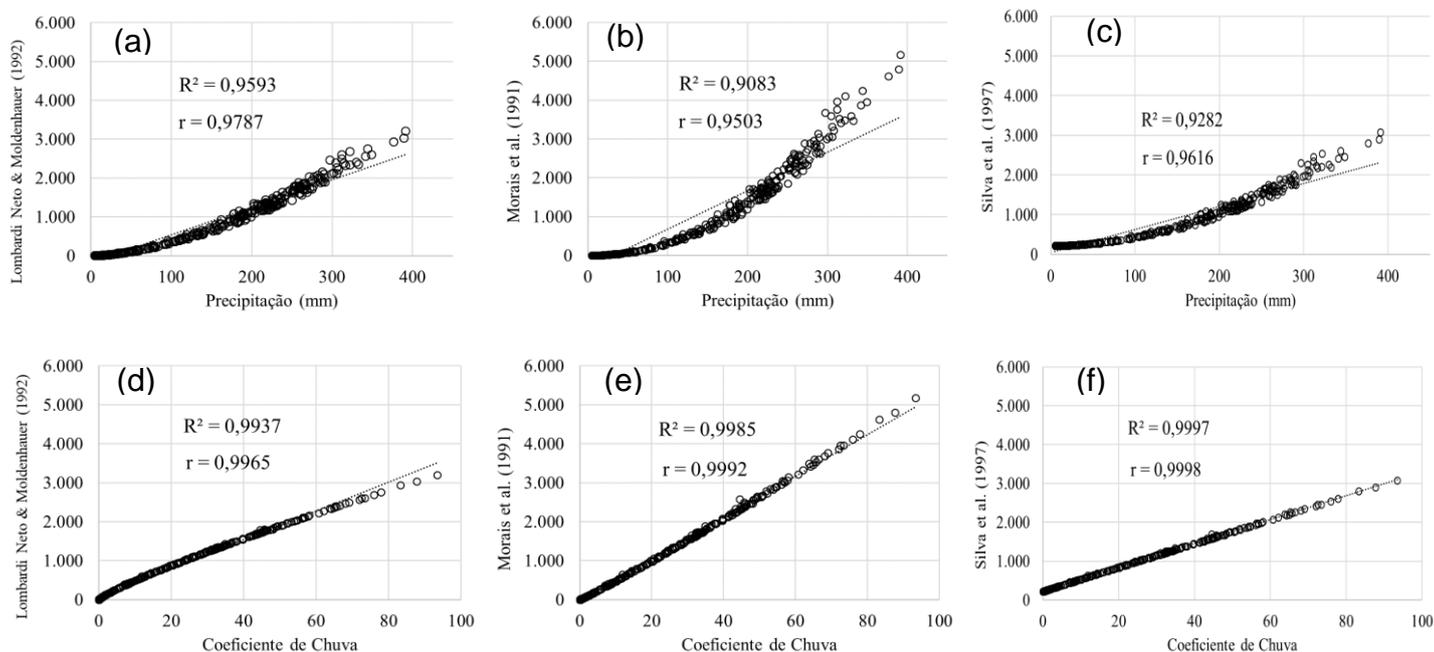


Figura 11. Regressões lineares ajustadas entre EI30, precipitação e coeficiente de chuva (RC), segundo modelos propostos por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992), Morais et al. (1991) e Silva et al. (1997).

Todos os valores de R^2 provenientes do ajuste entre EI30 e RC foram superiores aos valores obtidos pelo ajuste entre EI30 e precipitação, o que já era esperado pois as equações se utilizam do coeficiente de chuva para estimar os valores de erosividade. Nota-se na Figura 11 (f) que a equação de Silva et al. (1997) foi a que apresentou melhor desempenho dentre as equações testadas, com $R^2 = 0,9997$ e $r = 0,9998$, seguido pelo modelo de Morais et al. (1991) ($R^2 = 0,9985$; $r = 0,9992$), e de Lombardi Neto e Moldenhauer (1992) ($R^2 = 0,9937$; $r = 0,9965$). Resultado semelhante foi encontrado por Silva et al. (1997) ao estudar os índices de erosividade das chuvas da região de Goiânia.

Quando comparados os coeficientes R^2 aos valores ajustados de precipitação, nota-se na Figura 6 (a) que a equação de Lombardi Neto e Moldenhauer (1992) apresentou maior R^2 de 0,9593 e r de 0,9787, seguido pela equação de Silva et al. (1997) ($R^2 = 0,9282$; $r = 0,9616$) e Morais et al. (1991) ($R^2 = 0,9083$; $r = 0,9503$).

As Figuras 12, 13 e 14 mostram os coeficientes de determinação provenientes da regressão linear ajustada entre dois modelos com base nos dados mensais (a) e anuais (b). O melhor R^2 encontrado foi entre a equação de Morais et al. (1991) e Silva et al. (1997) (Figura 13), tanto para os dados mensais (a) ($R^2 = 0,9985$) quanto anuais (b) ($R^2 = 0,9968$), quanto também é possível notar uma leve superestimação dos valores em Morais et al. (1991) quando comparados ao segundo modelo. O segundo melhor R^2 encontrado foi entre o modelo de Silva et al. (1997) e Lombardi Neto & Moldenhauer (1992) (Figura 14), que apresentou um R^2 mensal de 0,9947 e R^2 anual de 0,9854, seguido pelo modelo que ajustou os dados de Morais et al. (1991) aos dados de Lombardi Neto & Moldenhauer (1992) (Figura 12), com R^2 mensal de 0,9876 e R^2 anual de 0,9688.

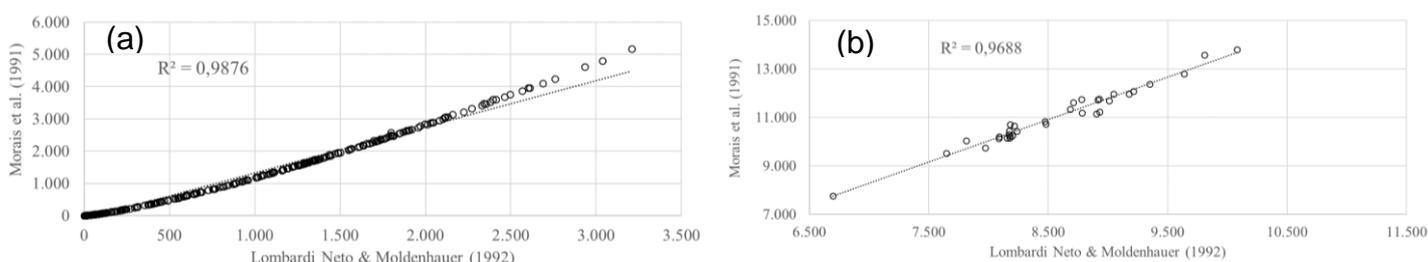


Figura 12. Regressão linear entre dados (a) mensais e (b) anuais segundo modelo: Morais et al. (1991) X Lombardi Neto & Moldenhauer (1992).

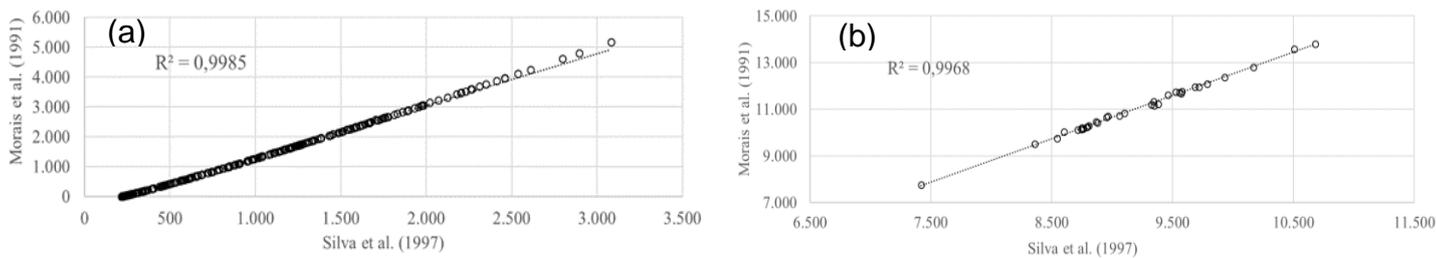


Figura 13. Regressão linear entre dados (a) mensais e (b) anuais segundo modelo: Morais et al. (1991) X Silva et al. (1997).

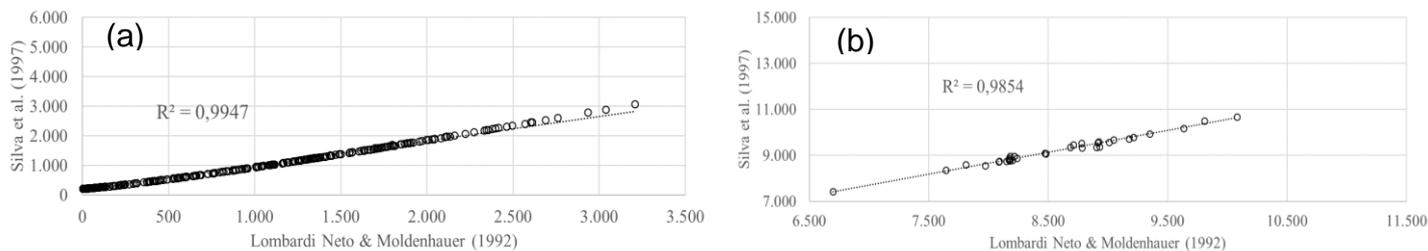


Figura 14. Regressão linear entre dados (a) mensais e (b) anuais segundo modelo: Silva et al. (1997) X Lombardi Neto & Moldenhauer (1992).

5.4 CONCLUSÕES

Constatou-se que houve variação significativa, porém relativamente baixa, da precipitação anual e da erosividade média para os 33 anos registrados, sendo que a erosividade apresentou coeficiente de variação de 9,1% para o modelo de Silva et al. (1997) classificada como baixa, 8,0% para o modelo de Lombardi Neto e Moldenhauer indicando variabilidade também baixa, 10,2% para o modelo proposto por Morais et al. (1991) indicando variabilidade média, e 9,3% para a média dos três modelos, o que indica baixa variabilidade.

Os valores médios de EI30 encontrados para os modelos de Lombardi Neto e Moldenhauer (1992), Silva et al. (1997) e Morais et al. (1991) foram $6.658,82 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, $6.947,32 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $13.017,70 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente, e a equação que representa a média dos três modelos obteve valor médio anual de erosividade de $8.874,61 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Considerando a proximidade e semelhança do desempenho entre as três equações analisadas, sugere-se que para estudos que envolvam a utilização do fator erosividade da chuva, se use os valores médios entre as três equações, que, após análise dos valores neste estudo, concluiu-se que esta média representa de maneira satisfatória a variabilidade espacial e temporal da erosividade da chuva no estado de Goiás

5.5 REFERÊNCIAS

ALMEIDA, C.O.S.; AMORIN, R.S.S.; COUTO, E.G.; ELTZ, F.L.F.; BORGES, L.E.C. Erosive potential of rainfall in Cuiabá, MT: distribution and correlation with rainfall. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, 2011.

BACK, A. J. Fator erosividade e características das chuvas erosivas para a Região do Planalto Norte de Santa Catarina. *Agropecuária Catarinense*, v. 31, n. 1, 2018.

BARRETO, H. B. F.; SANTOS, W. O.; CRUZ, C. M. Análise da distribuição pluviométrica média anual no estado do Ceará. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 7, n. 2, p. 122-128, 2012.

CARVALHO, N. O. Hidrossedimentologia Prática. CPRM–Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais, Rio de Janeiro, Brasil, 1994.

CASAROLI, D.; RODRIGUES, T. R.; MARTINS, A. P. B.; EVANGELISTA, A. W. P.; JÚNIOR, J. A. Padrões de chuva e de evapotranspiração em Goiânia, GO. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 33, n. 2, p. 247-256, 2018.

DIAS, MA. A. F. da S. Eventos Climáticos Extremos. *Revista USP*, n. 103, 2014.

ELI, K.; PITZ, J. W.; NEVES, L. O.; HAVEROTH, R.; OLIVEIRA, E. C. Análise da distribuição da frequência de precipitação em diferentes intervalos de classes para Rio do Sul/SC. *Enciclopédia Bioesfera*, v. 9, n. 16, p. 106-113, 2013.

EVANGELISTA, A. W. P.; CORRECHEL, V.; ARANTES, N. R. M.; JUNIOR, J. A.; CASAROLI, D. Padrões hidrológicos e período de retorno das chuvas erosivas de Goiânia – GO. *Global Science and Technology*, v. 9, n. 2, 2016.

FARIAS, S. E. M.; ARANTES, A. E.; FERREIRA, L. G.; SANO, E. S.; BARROS, J. R. Avaliação das estimativas de precipitação do satélite TRMM para o estado de Goiás: uma abordagem climatológica. In: XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Foz do Iguaçu/PR, 2013.

FERREIRA, N. C.; DANTAS, T. M.; LIMA, Y. C. R. Avaliação da Erosividade da chuva nos municípios goianos entre 1998 e 2017. Revista Eletrônica de Engenharia Civil, v. 20, n. 10, 2018.

FOSTER, G.R., MCCOOL, D.K., RENARD, K.G., MOLDENHAUER, W.C. Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. Journal of Soil and Water Conservation, v. 36, 1981.

FUNK, C.; PETERSON, P.; LANDSFELD, M.; PEDREROS, D.; VERDIN, J.; SHUKLA, S.; HUSAK, G.; ROWLAND, J.; HARRISON, L.; HOELL, A.; MICHAELSEN, J. The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. Scientific Data, v. 2, 2015.

GALDINO, S. Distribuição espacial da erosividade da chuva no Estado de Goiás e no Distrito Federal. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento – EMBRAPA, v. 29, 2015.

LOMBARDI NETO, F., MOLDENHAUER, W.C. Rainfall erosivity — its distribution and relationship with soil loss at Campinas, State of São Paulo, Brazil. Bragantia v. 51, 1992.

NASCIMENTO, D. T. F.; LIMA, L. V. V.; CRUZ, V. P. Episódios e gênese dos eventos climáticos extremos em Goiânia-GO. Caderno de Geografia, v. 29, n. 57, 2019.

NASCIMENTO, D. T. F. Mapeamento de erosividade do Estado de Goiás e do Distrito Federal a partir de estimativas de precipitação por satélite. In: XII SBCG, Goiânia/GO, 2016.

OLIVEIRA, P. T. S.; WENDLAND, E.; NEARING, M. A. Rainfall erosivity in Brazil: a review. Catena, v. 100, 2012.

PIMENTEL-GOMES. Curso de Estatística Experimental, 1985. Piracicaba-SP.
ESALQ/USP.

SANTOS, G. G.; GRIEBELER, N. P.; OLIVEIRA, L. F. C. Chuvas intensas relacionadas à erosão hídrica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 2, 2010.

SILVA, M. L. N.; FREITAS, P. L.; BLANCANEUX, P.; CURI, N. Índices de erosividade das chuvas da região de Goiânia, GO. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 32, n. 10, 1997a.

SILVA, M. L. N.; FREITAS, P. L.; BLANCANEUX, P.; CURI, N.; LIMA, J. M. Relação entre parâmetros da chuva e perdas de solo e determinação da erodibilidade de um Latossolo Vermelho-Escuro em Goiânia (GO). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 21, 1997b.

SILVA, A. M. Rainfall erosivity map for Brazil. *Catena*, v. 57, n. 3, 2004.

SILVA, R.B.; IORI, P.; ARMESTO, C.; BENDINI, H.N. Assessing rainfall erosivity with artificial neural networks for the Ribeira Valley, Brazil. *International Journal of Agronomy*, v. 2010, 2010.

SORIANO, B. M. A.; GALDINO, S. Análise da distribuição da frequência mensal de precipitação para a Sub-região de Nhecolândia, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. *EMBRAPA – Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento*, n. 34, 22p. 2002.

SPECIAN, V.; VECCHIA, F. A. S. Distribuição da frequência mensal da precipitação para região Oeste de Goiás: comparação entre dois postos pluviométricos. *Ateliê Geográfico*, v. 8, n. 1, 2014.

TRINDADE, A. L. F.; OLIVEIRA, P. T. S.; ANACHE, J. A. A.; WENDLAND, E. Variabilidade espacial da erosividade das chuvas no Brasil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 51, n. 12, 2016.

WISHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. *Predicting Rainfall Erosion Losses: a guide to conservation planning*. Washington: USDA, 1978. 58 p. (Agricultural Handbook, 537).

6. ARTIGO 3 - ANÁLISE TEMPORAL DA PERDA DE SOLO EM GOIÁS ENTRE OS ANOS DE 1985 E 2017 UTILIZANDO A BASE DE DADOS DO MAPBIOMAS

TEMPORAL ANALYSIS OF SOIL LOSS IN GOIÁS STATE BETWEEN 1985 AND 2017 USING USLE AND MAPBIOMAS DATABASE

Resumo

O crescente estabelecimento de atividades agropecuárias baseada nos atuais modelos de produção intensivo acentuaram vários problemas ambientais. Nestes agroecossistemas tropicais a erosão do solo é usualmente considerada como o principal processo de degradação da terra, especialmente quando intensamente cultivada. A preocupação em se estimar taxas anuais de perda de solo deve-se ao fato de que este processo vem acontecendo de forma muito acelerada devido à elevada antropização da cobertura vegetal nativa, gerando impactos ao meio ambiente e prejuízos financeiros. Neste contexto, o objetivo deste trabalho é prever e compreender as dinâmicas de perda de solo no estado de Goiás entre os anos de 1985 e 2017 sob diferentes cenários de uso e ocupação do solo, utilizando-se a base de dados do MapBiomias. A perda média do período total para o estado de Goiás foi de 19,37 Mg/ha, considerando então que as perdas de solo no estado são consideradas médias (10,1 a 50 Mg/ha), com o maior valor sendo observado em 2008 (22,59 Mg/ha), e o menor valor observado em 1990 (12,07 Mg/ha). As áreas de agricultura aumentaram 11,04% de 1985 à 2017, expandindo-se principalmente sobre as áreas de pastagem, quando foram convertidas 23.221,37 km² de pastagem para agricultura entre 1985 à 2017. Poucas áreas nativas contribuíram para a expansão da agricultura, totalizando 10.049,15 km² de áreas convertidas. Áreas de pastagem apresentaram um crescimento até meados de 2001, e após este referido ano, começou a apresentar queda de área, fechando o período analisando com aumento de 4,45%.

Palavras-chave: uso e cobertura do solo, erosão, impacto ambiental, EUPS.

Abstract

The growing establishment of agricultural activities based on current intensive production models has accentuated several environmental problems. In these tropical agroecosystems, soil erosion is usually considered as the main process of land degradation, especially when intensively cultivated. The concern with estimating annual soil loss rates is due to the fact that this process has been happening at a very accelerated rate (due to the high anthropization of native vegetation cover), generating impacts on the environment and financial losses. In this context, the objective of this work is to understand the dynamics of soil loss in the state of Goiás between the years 1985 and 2017 under different scenarios of land use and occupation, using the MapBiomias database for this. The average loss of the total period for the state of Goiás was 19.37 Mg/ha, considering then that the soil losses in the state are considered average (10.1 to 50 Mg/ha), with the highest value observed in 2008 (22.59 Mg/ha), and the lowest value observed in 1990 (12.07 Mg/ha). Agricultural areas increased 11.04% from 1985 to 2017, expanding mainly on pasture areas, when 23,221.37 km² of pasture were converted to agriculture between 1985 to 2017. Few native areas contributed to the expansion of agriculture, totaling 10,049.15 km² of converted areas. Generation pasture areas grew until the discovery of 2001, and after this year, the area started to show a drop, closing the period analyzing with an increase of 4.45%.

Keywords: land use and cover, erosion, environmental impact, USLE.

6.1 INTRODUÇÃO

Após a década de 70 o Cerrado tem sido o palco de uma relevante expansão da produção agrícola no Brasil, principalmente a partir do estabelecimento da agricultura comercial, mecanizada e de alto rendimento, produzindo soja, milho, algodão e cana-de-açúcar, entre outras culturas. A pesquisa agropecuária nos anos de 1970 foi fundamental para superar os desafios dos solos do Cerrado (anteriormente considerados impróprios para cultura): o pH baixo, a toxicidade (alumínio) e a baixa fertilidade natural. A aplicação de calcário, fosfatos e utilização de variedades bem adaptadas levou a um aumento na quantidade de área plantada com as culturas agrícolas no Cerrado, bem como ao desenvolvimento de uma pecuária forte e expressiva no cenário internacional.

Neste contexto, a forte expansão agropastoril das últimas décadas fez com que houvesse uma predominância generalizada no uso do solo do Cerrado por parte destas atividades devido às elevadas taxas de conversão do uso do solo, levando à antropização de cerca de 64% da cobertura vegetal nativa (GOSCH, 2017) e tornando este bioma altamente vulnerável a uma possível extinção em termos de biodiversidade. Estima-se que essa taxa de conversão entre cobertura vegetal nativa e atividades antrópicas (predominantemente atividades agrícolas) seja em torno de 0,5% a 1,0% ao ano (STRASSBURG et al., 2017).

Mesmo a economia brasileira seja fortemente dependente do setor primário, o que inclui o agronegócio, é creditado um enorme peso e conseqüente responsabilidade sobre ativos e passivos ambientais por parte desta forte expansão das fronteiras agrícolas no Cerrado. Talvez a principal evidência sejam os expressivos números de desmatamentos que são registrados por diversos projetos e iniciativas nacionais e internacionais, que de acordo com Ferreira et al. (2012) atingiram entre 40% e 55% da área total deste bioma, considerando uma estimativa de sua área inicial e o monitoramento feito até os dias atuais.

O crescente estabelecimento de atividades agropecuárias baseada nos atuais modelos de produção intensiva acentuaram vários problemas ambientais. Nestes agroecossistemas tropicais a erosão do solo é usualmente considerada como o principal processo de degradação da terra, especialmente quando intensamente cultivada. A erosão do solo por meio da ação erosiva das chuvas compreende os processos de desprendimento (desagregação) das partículas do solo, com eventual transporte e sedimentação (deposição) destas partículas em locais a jusantes, que carregam consigo íons e matéria orgânica que estão adsorvidas à estas partículas. Outro fator que exerce influência direta na quantidade de erosão é a cobertura do solo (DECHEN et al., 2015).

Elevadas taxas anuais de perda de solo ocasionadas em sua maioria pela erosão hídrica, comum em solos tropicais como os do Cerrado, é notoriamente um dos grandes passivos ambientais ocasionados pela atividade agrícola. Esse transporte e sedimentação excessiva tende a causar o depauperamento dos solos ao retirar a camada mais fértil, onde encontram-se a maioria dos nutrientes e da microbiota dos solos (CORRECHEL, 2003).

A preocupação em se estimar taxas anuais de perda de solo deve-se ao fato de que este processo vem acontecendo de forma muito acelerada devido à elevada antropização da cobertura vegetal nativa (ALMEIDA, 2015; ROCHA et al., 2011), gerando impactos ao meio ambiente e prejuízos financeiros. Segundo Araújo et al. (2016), perde-se água, solo, matéria orgânica, e além destes íons poluírem os mananciais hídricos, o grande volume de sedimentos causa assoreamento dos corpos d'água e em termos de produção agrícola, aumentam-se progressivamente os gastos com fertilizantes. Dechen et al. (2015) estimam que os custos da erosão relacionadas às perdas de Ca^{2+} , Mg^{2+} , P e K^+ , em lavouras anuais no Brasil sejam em torno de US\$ 1,3 bilhão ao ano.

Impactos ambientais e sociais são sempre avaliados nos projetos de financiamentos agropecuários. Em geral, é sabido que a presença e qualidade da cobertura vegetal pode ser um fator atenuante ou agravante da erosão hídrica (LIU et al., 2014), contribuindo para a redução ou aumento da perda de solo ao modificar as dinâmicas da taxa de infiltração/percolação de água no perfil de solo e do escoamento superficial.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho é entender as dinâmicas de perda de solo no estado de Goiás entre os anos de 1985 e 2017 sob diferentes cenários de uso e ocupação do solo, utilizando-se para isso a base de dados desenvolvida no âmbito do projeto MapBiomias.

6.2 MATERIAL E MÉTODOS

6.2.1 Localização e caracterização da área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido no Estado de Goiás, por ser um estado nacionalmente reconhecido pela grande expressão no agronegócio brasileiro, e que apresenta predomínio de pastagens e áreas cultivadas com culturas anuais.

O estado é localizado na região Centro-Oeste do Brasil, entre os paralelos 12° 30' e 19° 30' Sul e os meridianos 46° 00' e 53° 00' Oeste, com extensão territorial aproximada de 345.965 km². O Estado de Goiás faz divisa com cinco estados e o Distrito Federal, possuindo 5.619.568

habitantes distribuídos em 246 municípios (IBGE, 2010). A Figura 1 mostra a localização do estado de Goiás, em relação ao território do Brasil.

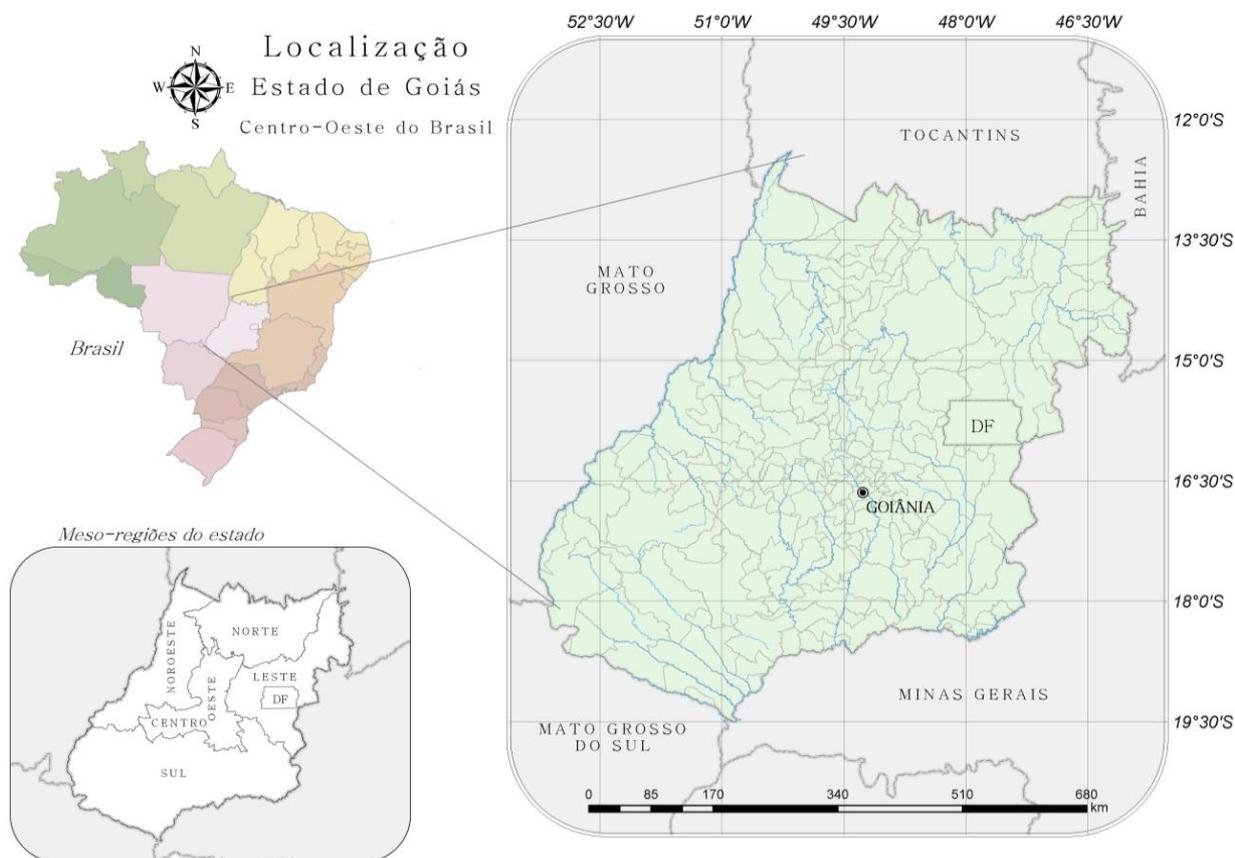


Figura 1. Localização do estado de Goiás.

O clima da região é tropical semiúmido, caracterizado por basicamente duas estações, uma chuvosa (outubro a abril) e outra seca (maio a setembro), com temperaturas médias que variam entre 18 a 32 °C. Não apresenta grandes altitudes, os pontos mais elevados estão estabelecidos na Chapada dos Veadeiros, no nordeste do Estado, chegando a 1.674 m, sendo a altitude média de 636 m e a mínima de 199 m conforme dados extraídos da plataforma SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*) e apresentados na Figura 2.

A primeira parte do trabalho fundamentou-se em obter e organizar a base de dados que foi usada nas análises visando a obtenção dos resultados, e posteriormente, procedeu-se os cálculos e determinações de cada fator de forma individual, visando a espacialização das variáveis e consequente cálculo da perda de solo para todo o estado.

Todas as análises espaciais foram realizadas em ambiente de SIG (Sistema de Informações Geográficas), utilizando-se a projeção cônica equivalente de Albers, com seu meridiano e paralelo

central definidos a partir das coordenadas médias de Goiás (-16°S; -49°W). O sistema de referência utilizado foi o SIRGAS-2000, de acordo com a legislação vigente no país.

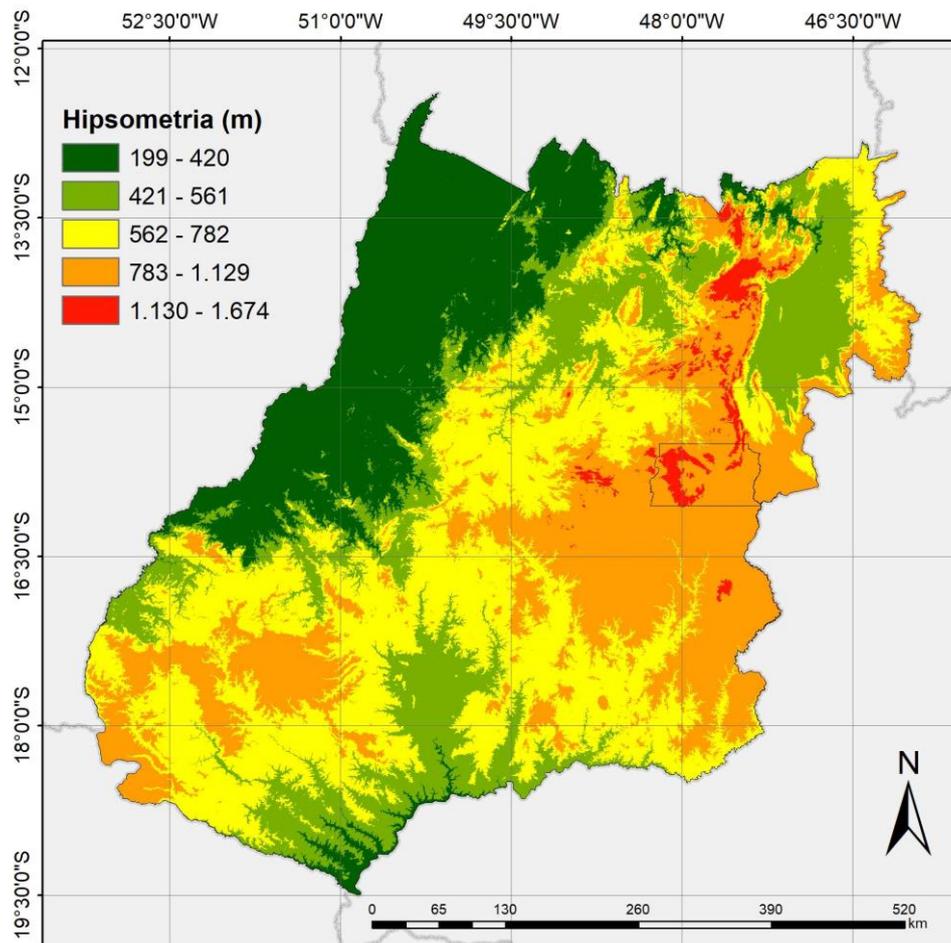


Figura 2. Variação da altitude no estado de Goiás.

6.2.2 Classificação do uso e cobertura do solo com MapBiomias

Sendo desenvolvido em sua grande parte dentro da plataforma de processamento em nuvem de dados geospaciais, o *Google Earth Engine* (GEE), o projeto MapBiomias pode ser acessado diretamente pela própria plataforma do GEE (<https://earthengine.google.com/>). Segundo os próprios desenvolvedores do projeto (MAPBIOMAS, 2017a), isso se faz necessário, entre outros motivos, a fim de reduzir os custos para o processamento e mapeamento das áreas, ao mesmo tempo em que traz uma melhoria na qualidade dos mapas produzidos garantindo o livre acesso a todos os dados gerados.

A determinação das classes de uso e cobertura do solo utilizadas para “receber” os valores do fator CP foi inteiramente baseada nos dados da Coleção 3 do MapBiomias, os quais foram fundamentados no algoritmo de classificação *Random Forest*, que comparado à Coleção 1 e 2, incluiu métodos mais eficazes de treinamento de amostras para treinar este classificador, melhorando o seu desempenho. O período do mapeamento desta última coleção também foi fator preponderante para estabelecer o recorte temporal deste estudo, compreendendo os períodos entre 1985 a 2017.

Toda a classificação de uso e cobertura do solo presente no MapBiomias tem como base o *Landsat Data Archive (LDA)*, que é a base de dados das imagens recentes e históricas dos satélites Landsat, podendo também ser acessada diretamente pela plataforma do Google Earth Engine. Também por meio da plataforma *Earth Engine (EE) Code Editor* (<https://code.earthengine.google.com/>) foram feitos os downloads dos arquivos produzidos pelo MapBiomias.

Estes arquivos, que possuem estrutura matricial, são disponibilizados em formato *tiff* com 30 m de resolução espacial e com natureza discreta, ou seja, cada valor presente em um *pixel* indica um uso/ocupação no mundo real. Por meio do mecanismo de busca foi possível selecionar e realizar o download das imagens referentes somente ao estado de Goiás. A Tabela 1 apresenta as características do bioma Cerrado com as principais ocorrências em relação à cobertura e ao uso do solo, e a Tabela 2 demonstra as classes existentes neste mapeamento; maiores informações podem ser vistas em MapBiomias (2017b). Uma outra vantagem em relação à utilização destes dados é que o esquema de classificação das legendas referentes à vegetação seguem a norma oficial preconizada pelo IBGE, na publicação “Manual Técnico da Vegetação Brasileira” (IBGE, 2012).

Os produtos são divididos em dois grandes grupos, sendo o primeiro chamado de “Biomias”, que compreendem as formações naturais de cobertura do solo de cada bioma conhecido (Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga, Cerrado, Pampas e Pantanal), e o segundo chamado de “Temas”, que correspondem as classes de uso do solo, predominantemente originadas de ações antrópicas (pastagem, agricultura, floresta plantada, mineração e infraestrutura urbana).

Tabela 1. Características do uso e cobertura do solo no bioma Cerrado.

Bioma	Área (km ²) (País %)	Cobertura do solo	Uso do solo
Cerrado	2.036.448 km ² (23,92%)	Mosaico de savana (cerrado), campos e florestas. 50% da vegetação nativa já convertida	Agricultura, pastagem

Tabela 2. Classes de uso e ocupação do solo na Coleção 3 do MapBiomas presentes no estado de Goiás.

ID	Classes da Coleção 3	Natural/ Antrópica	Uso/ Cobertura	Bioma/ Tema
3	1.1.1. Formação Florestal	Natural	Cobertura	Bioma
4	1.1.2. Formação Savânica	Natural	Cobertura	Bioma
9	1.2 Floresta Plantada	Antrópica	Uso	Tema
12	2.2 Formação Campestre	Natural	Cobertura	Bioma
13	2.3 Outras Formações Naturais Não Florestais	Natural	Cobertura	Bioma
15	3.1 Pastagem	Antrópica	Uso	Tema
19	4.5 Outras Áreas Não Vegetadas	Natural/ Antrópica	Uso/ Cobertura	Bioma/ Tema
20	4. Áreas Não Vegetadas	Natural/ Antrópica	Uso/ Cobertura	Bioma/ Tema
21	3.3 Mosaico Agricultura X Pastagem	Antrópica	Uso	Bioma/ Tema
24	4.2 Infraestrutura Urbana	Antrópica	Uso	Tema
25	4.5 Outras Áreas Não Vegetadas	Natural/ Antrópica	Uso/ Cobertura	Bioma
27	6. Não Observado	-	-	-
29	4.3 Afloramento Rochoso	Natural	Cobertura	Bioma
30	4.4 Mineração	Antrópico	Uso	Tema
33	5.1 Rios, Lagos, Oceano	Natural	Cobertura	Bioma

(Fonte: MapBiomas, 2017b)

O processo de determinação das classes de uso e cobertura do solo listados na Tabela 2 demandou, por parte das equipes, a adoção de critérios lógicos que visaram otimizar o classificador. Um dos principais critérios adotados foi em relação ao período das imagens que compuseram o mosaico anual. MapBiomias (2017b) cita que devido à grande influência da sazonalidade do clima e consequentemente na vegetação da região do Cerrado, foram utilizadas imagens referentes ao final do período chuvoso, quando as plantas apresentavam alto vigor vegetativo, porém com menor probabilidade de ocorrência de nuvens nas imagens quando comparadas ao período intenso de chuvas, e imagens referentes ao final do período de estiagem (entre julho e setembro).

A adoção deste critério permitiu selecionar uma janela ideal que contenha imagens com a maior quantidade de pixels viáveis e de boa qualidade, que pudessem ser interpretados pelo classificador, com o menor ruído e confusão entre pixels/classes possível. A Figura 3 mostra um exemplo desta janela temporal escolhida para a aquisição das imagens.

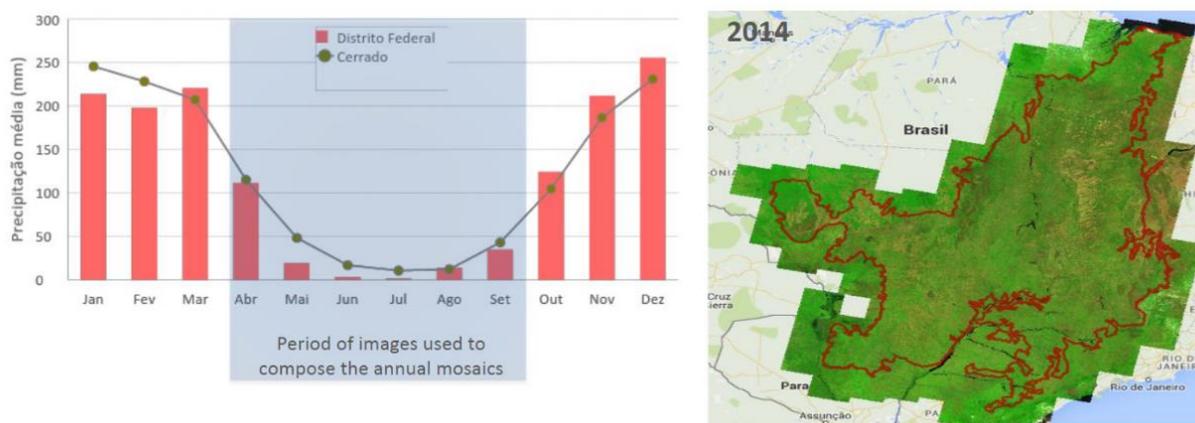


Figura 3. Janela temporal usada para definir os pixels que compuseram os mosaicos finais usados na classificação do MapBiomias coleção 3, no bioma Cerrado. (Fonte: MapBiomias, 2017b).

Uma das consequências de se utilizar imagens destes meses é a incompatibilidade com o calendário agrícola desta região, o que leva à impossibilidade de se identificar diretamente áreas agrícolas cultivadas com culturas anuais, por exemplo. Isso faz com haja a necessidade de se criar classes de uso e ocupação do solo que neste projeto foram definidas como “áreas não vegetadas” e “outras áreas não vegetadas”, por representarem áreas agrícolas que estão momentaneamente sem a presença da cultura por estarem em pousio, e que em sua grande maioria apresentam solo exposto, ou com uma quantidade mínima de cobertura vegetal ou mesmo palhada/restos culturais da última safra/colheita.

A Figura 4 exemplifica essa situação, apresentando um detalhamento de uma região no sudeste do estado de Goiás próximo aos municípios de Rio Verde e Santa Helena, reconhecidos por suas fortes presenças e contribuições na safra de grãos do estado e pelo predomínio de áreas com lavouras de soja e milho. Observe que a classe de cor rosa (19, 20 e 25) representada pelas legendas “não vegetado” coincide com a distribuição espacial das lavouras no estado, conhecidamente nesta região sul e sudeste do estado, e quando analisada em uma escala maior por meio de uma imagem de satélite com maior resolução espacial, é possível notar as feições na paisagem características de áreas agrícolas.

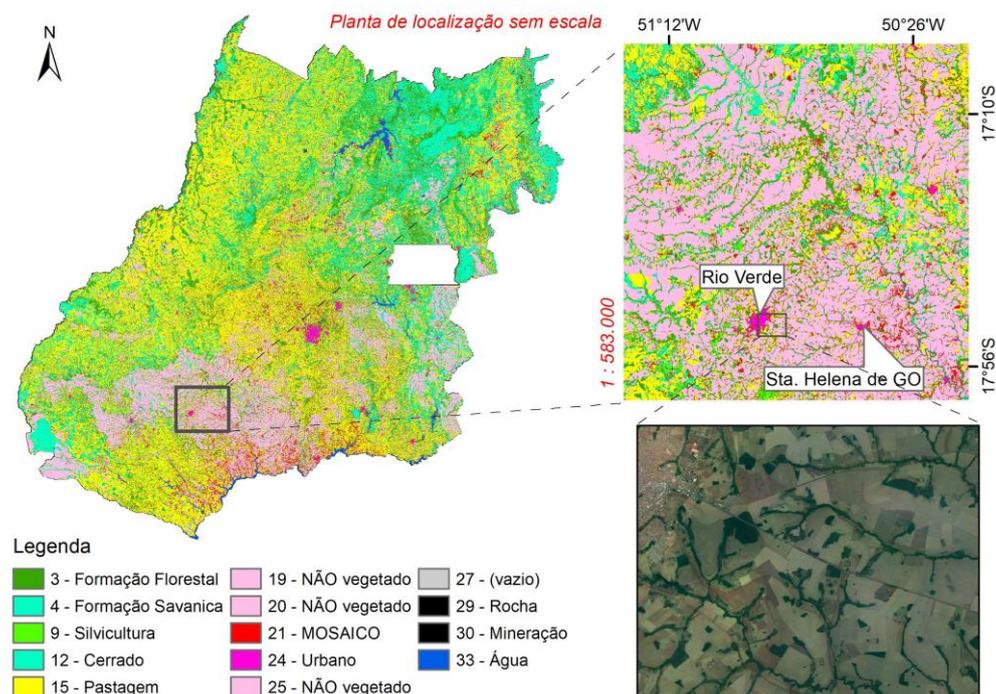


Figura 4. Detalhamento da classe que representa áreas agrícolas no estado de Goiás segundo MapBiomas coleção 3.

A Figura 5 apresenta ainda um maior grau de detalhamento de uma outra área, em 2017, que segundo MapBiomas foi classificada com “não vegetado”, mas que na prática, após inspeção visual de acordo com os critérios presentes na chave de identificação e classificação de feições, percebe-se claramente que se trata de uma área com ocorrência de lavoura.

Para representar a transição entre um uso e outro, a Figura 6 mostra uma cena onde é possível ver uma extensa área que em 2004 era utilizada como pasto para produção animal (em amarelo), conforme corroborado pela imagem de alta resolução espacial que permite caracterizar a feição no solo; posteriormente em 2013, a área está sendo convertida de pastagem para área

agrícola, fato representado na imagem do MapBiomias pela coloração vermelha, que representa o mosaico agricultura X pecuária; em 2017, a conversão já totalmente feita é apresentada nas duas últimas imagens, que retrata a área com a legenda rosa, compatível com a análise visual da área na imagem de satélite de maior resolução temporal.

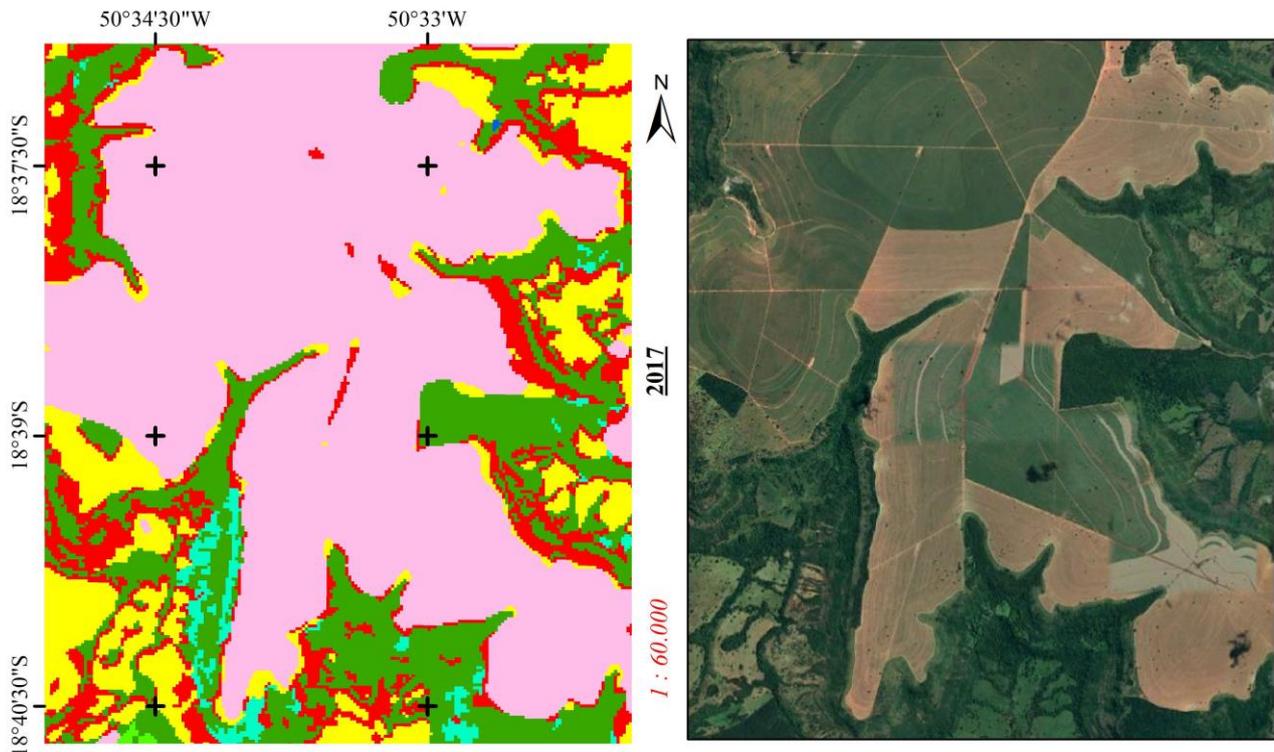


Figura 5. Destaque para uma área de lavoura que foi classificada pelo algoritmo *Random Forest* como sendo “não vegetado”.

Para a quantificação das classes de uso e cobertura do solo provenientes do MapBiomias empregou-se o programa ArcGIS 10 para realizar o processamento das imagens e o programa Microsoft Excel para organizar os dados em formato tabular, auxiliando nas análises de expansão/retração das classes de uso e cobertura do solo entre os anos.

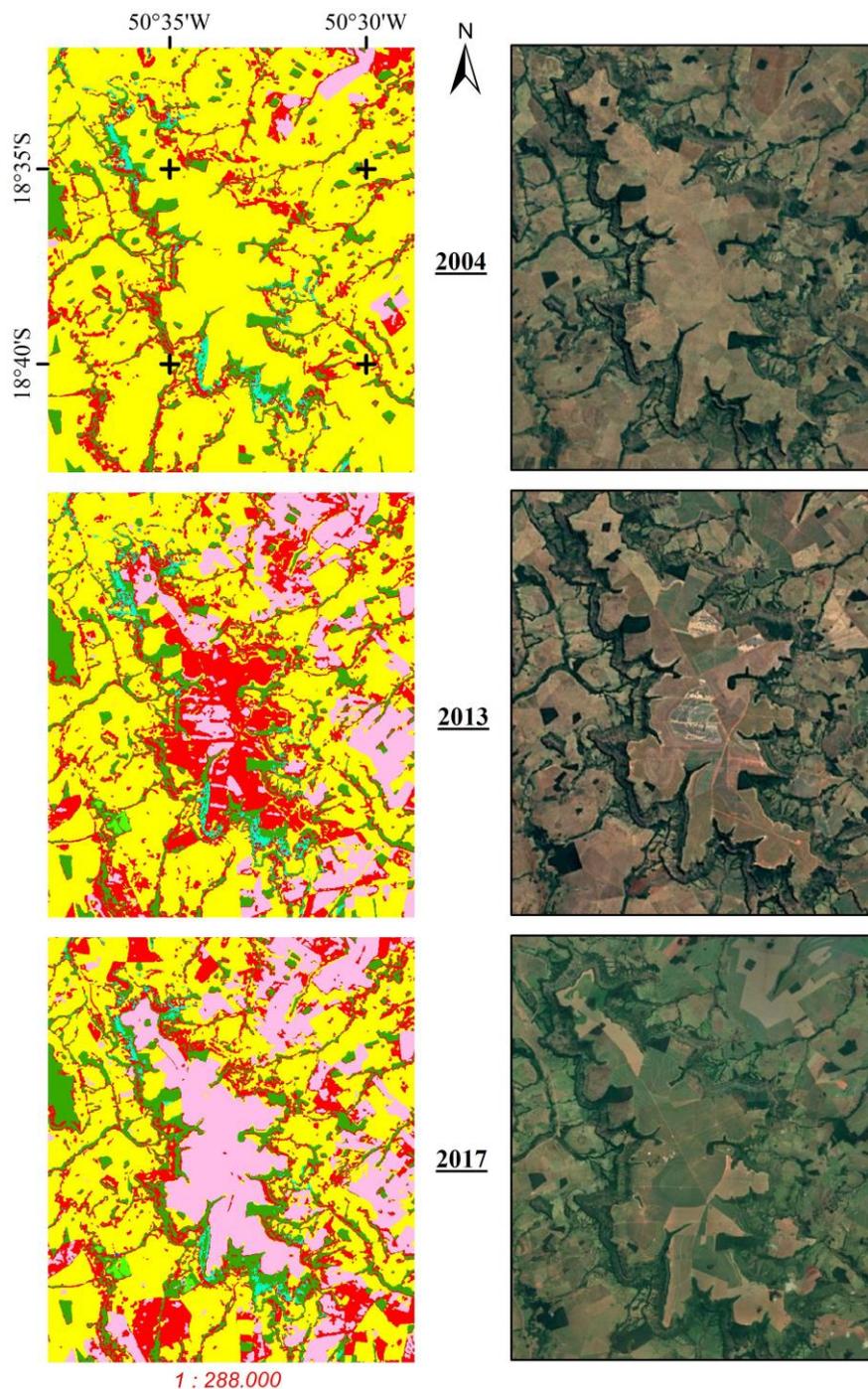


Figura 6. Área representando a transição entre usos do solo, quando em 2004 apresentava área de pastagem, em 2013 apresentava a transição entre elas (classe “mosaico”) e em 2017 área já convertida para agricultura.

6.2.3 Determinação do fator erosividade da chuva (R)

A base de dados de precipitação utilizada neste estudo para a estimativa do fator R foi obtida a partir dos dados mensais do *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station*

Data (CHIRPS). Esses dados integram os registros de estações meteorológicas com imagens de satélite (FUNK et al., 2015), o que representa uma alternativa ao uso de dados “convencionais” ao disponibilizar uma série histórica mensal de mais de 30 anos com registro de precipitação. Em se tratando destes registros “convencionais” oriundos de estações meteorológicas, por vezes são observadas grandes “lacunas” de dados, pois ainda hoje a quantidade de estações é insuficiente para cobrir todo o espaço do estado em um nível de detalhamento considerável, ainda mais quando se leva em consideração a existência de regiões geograficamente isoladas que possuem microclima específicos.

Os dados compreendendo o período entre 1985 a 2017 foram organizados e trabalhados inteiramente em ambiente de SIG. As imagens possuem resolução espacial de 0,05° (aproximadamente 5 km²), sendo disponibilizadas as médias mensais de cada ano.

As equações escolhidas para estimar a erosividade foram levantadas a partir de revisões, selecionando-se a maior quantidade de trabalhos que utilizaram diferentes equações para estimar o índice EI₃₀ em localidades dentro ou próxima do estado. Assim, foram escolhidas as equações propostas por Moraes et al. (1991) (Eq. 2), Lombardi Neto & Moldenhauer (1992) (Eq. 3) e Silva et al. (1997) (Eq. 4), todas baseadas no índice de Fournier (Eq. 5). Todas as três equações foram testadas e recomendadas por diversos autores para o estado de Goiás (NASCIMENTO et al., 2018; ALMEIDA, 2015; OLIVEIRA et al., 2012; CABRAL et al., 2005; SILVA, 2004; SILVA et al., 1997).

$$EI_{30} = 36,849 \times (RC)^{1,0852} \quad (\text{Eq. 2})$$

$$EI_{30} = 67,355 \times (RC)^{0,85} \quad (\text{Eq. 3})$$

$$EI_{30} = 215,33 + 30,23 \times (RC) \quad (\text{Eq. 4})$$

$$RC = \frac{M_x^2}{P} \quad (\text{Eq. 5})$$

onde, EI₃₀ = índice intensidade máxima de chuva em 30 minutos (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹); RC = é o Coeficiente de Chuva (índice de Fournier); *M* é o valor de precipitação médio (mm) para o mês *x* e *P* é o valor da precipitação anual (mm).

Partindo dos valores obtidos pelos três modelos avaliados, gerou-se a média entre estes três valores, resultando em um quarto valor de R para diversas localidade do estado de Goiás entre o período de 1985 e 2017. Toda a metodologia utilizada para encontrar os valores de erosividade é descrita em detalhes no capítulo anterior.

O fluxograma de processamento que visa obter o fator R pode ser visto na Figura 7.

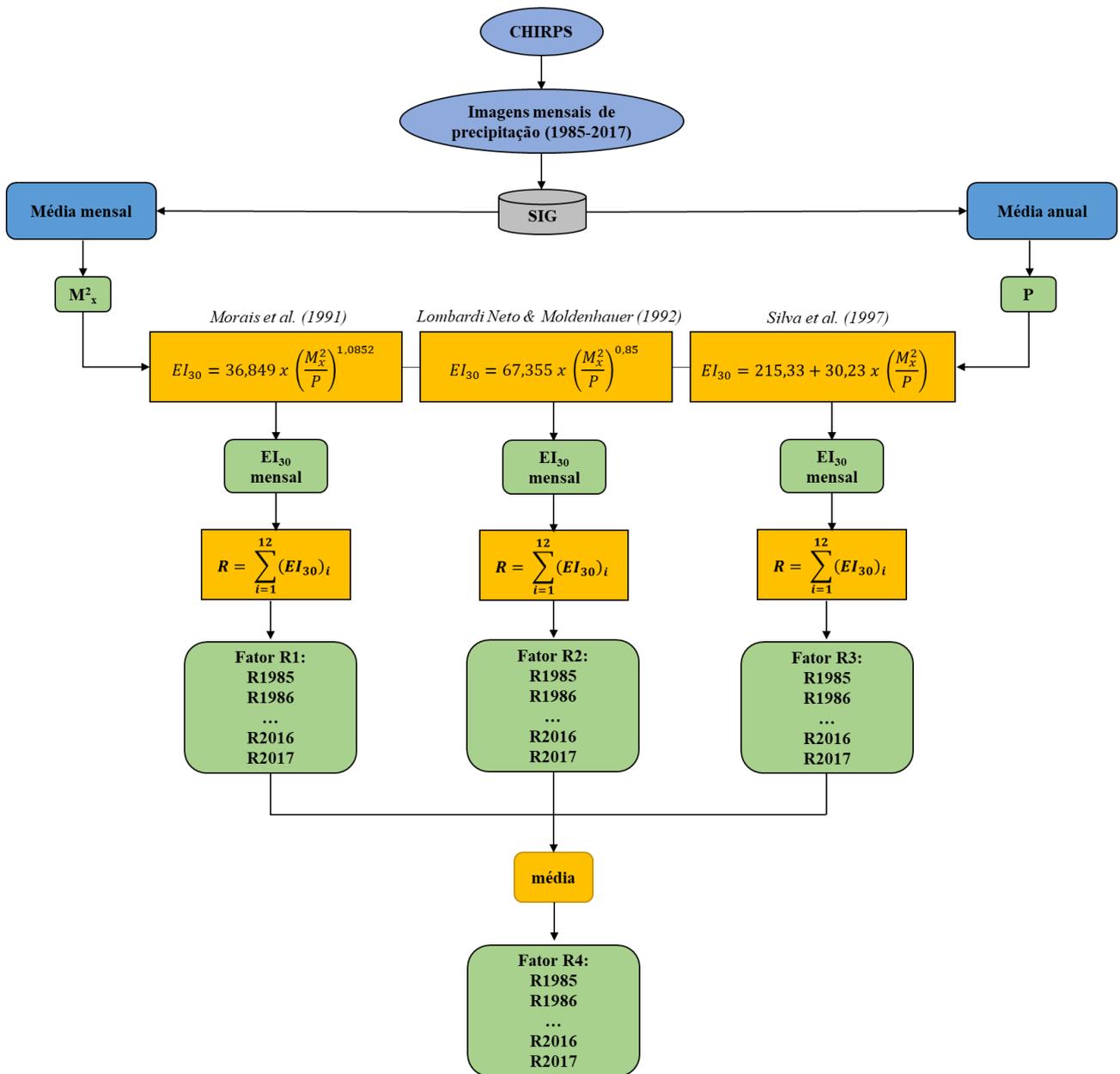


Figura 7. Fluxograma de processamento de dados para obtenção do fator R. (Adaptado de: Almeida, 2015).

Os valores de erosividade foram classificados de acordo com os critérios propostos por Carvalho (1994) e modificados por Foster et al. (1981), conforme a Tabela 3.

Tabela 3. Classificação da erosividade da chuva.

R (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹)	Classe de erosividade
---	-----------------------

$R \leq 2.452$	Baixa
$2.452 < R \leq 4.905$	Média
$4.905 < R \leq 7.357$	Média a forte
$7.357 < R \leq 9.810$	Forte
$R > 9.810$	Muito forte

Fonte: Carvalho (1994) modificado para o sistema métrico de acordo com Foster et al. (1981).

6.2.4 Determinação do fator erodibilidade do solo (K)

O presente modelo para cálculo da perda de solo implica na utilização de um mapa de solos para a determinação do fator K. A cartografia de solo utilizada é proveniente de uma compilação de dados realizada pela equipe da Agência Goiana de Assistência Técnica, Extensão Rural e Pesquisa Agropecuária (EMATER), compreendendo um mapa na escala de 1:1.000.000 que reúne dados produzidos pelo IBGE e pela EMBRAPA (EMATER, 2016). Toda esta classificação foi baseada no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos 5ª Edição (EMBRAPA, 2018). A Figura 8 mostra a variação das classes de solo que ocorrem no estado de Goiás.

Métodos diretos de determinação dos valores de erodibilidade pressupõe o conhecimento dos percentuais de areia, silte, argila e matéria orgânica de cada solo, o que notoriamente se mostra como um processo oneroso e moroso. Dessa maneira foi utilizada uma metodologia que, semelhante à Gómez (2012) e Simões (2013), faz uso da informação cartográfica dos solos do estado de Goiás, atribuindo-lhes valores médios de erodibilidade apresentados por diversos autores (CORRECHEL, 2003; GÓMEZ, 2012; ALMEIDA, 2015, LIMA et al., 2007). A Tabela 4 mostra a combinação entre os valores de K e as classes de solo, que se deu em formato *shapefile*, ao atribuir estes valores às respectivas classes de solo constantes na tabela de atributo deste *shapefile*. A Tabela 5 apresenta uma classificação proposta por Mannigel *et al.* (2002) que agrupa os fatores K em seis classes, visando um melhor detalhamento dos solos.

O arquivo vetorial foi então convertido para imagem em formato *tiff*, possibilitando assim a álgebra de mapas entre os outros fatores viabilizando o cálculo da USLE.

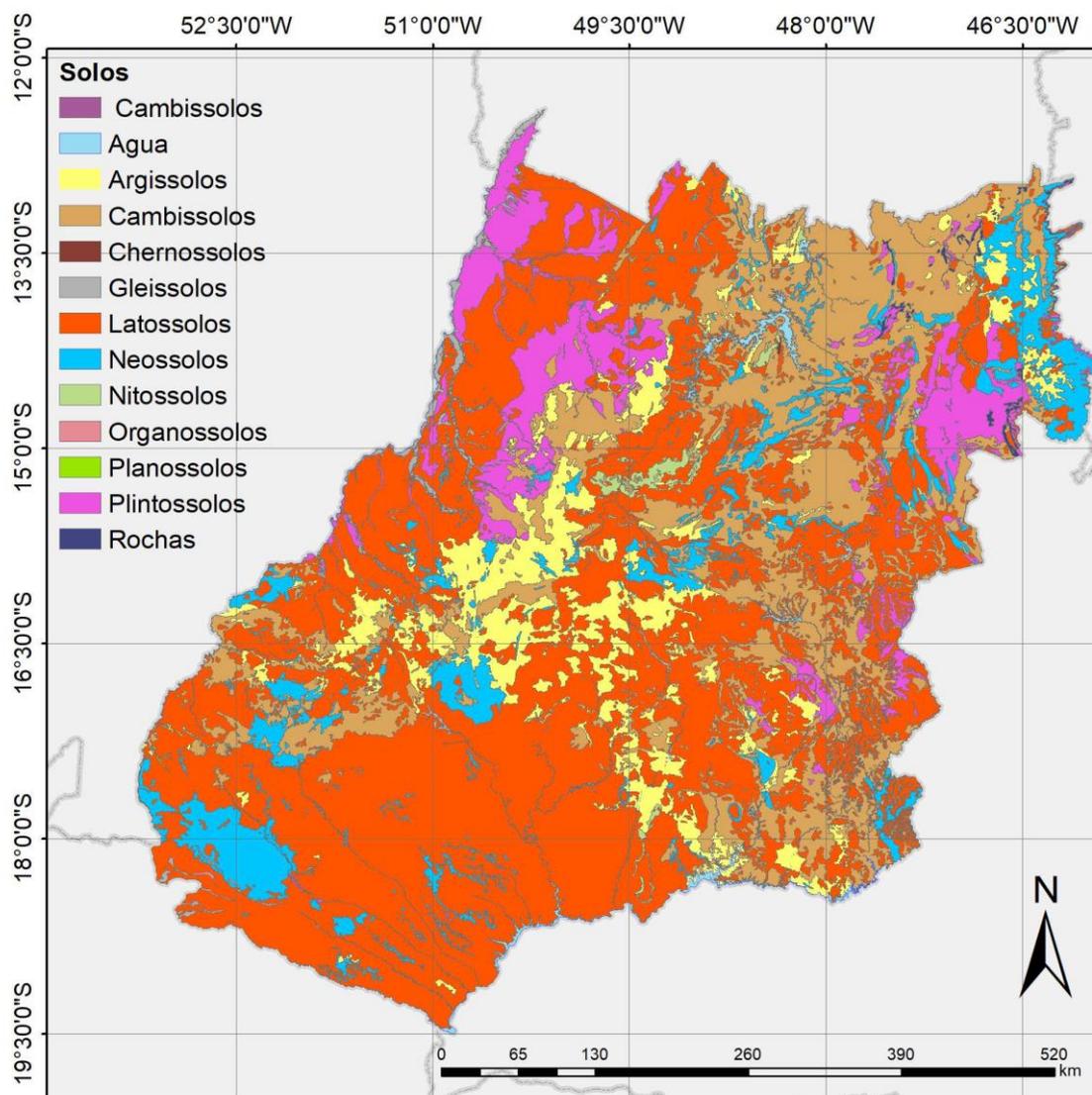


Figura 8. Classes de solo no estado de Goiás.

Tabela 4. Valores de erodibilidade associados às classes de solo.

Classe	K (Mg.ha.h.ha ⁻¹ .MJ ⁻¹ .mm ⁻¹)	Fonte
Cambissolos	0,0508	Silva et al. (2005)
Argissolos	0,0466	Mannigel et al. (2002)
Plintossolos	0,0438	Morais & Sales (2017)
Neossolos	0,0351	Silva et al. (2005)
Chernossolos	0,0309	Silva et al. (2005)
Nitossolos	0,0237	Silva et al. (2005)
Organossolos	0,0180	Aquino & Oliveira (2017)
Latossolos	0,0162	Silva et al. (2005)
Planossolos	0,0097	Silva et al. (2005)

Tabela 5. Classificação dos valores de K.

K (Mg.ha.h.ha ⁻¹ .MJ ⁻¹ .mm ⁻¹)	Classes de erodibilidade
< 0,009	Muito baixa
0,009 ≤ K ≤ 0,015	Baixa
0,015 ≤ K ≤ 0,030	Média
0,030 ≤ K ≤ 0,045	Alta
0,045 ≤ K ≤ 0,060	Muito alta
> 0,060	Extremamente alta

Fonte: Mannigel *et al* (2002).

6.2.5 Determinação do fator topográfico (LS)

A metodologia utilizada neste estudo para o cálculo do fator LS baseou-se na equação desenvolvida por Mitsova et al. (2001) que utiliza o fluxo acumulado para seu cálculo. Inicialmente, empregou-se o uso da imagem SRTM disponibilizada pelo portal *EarthExplorer*, que apresenta resolução espacial de 1 arco-segundo (aproximadamente 30 m), para determinar a declividade e o fluxo acumulado de cada célula da imagem. Optou-se por utilizar o fluxo acumulado que leva em consideração uma direção de fluxo “infinita” (D_{∞}), onde o fluxo dar-se-á de uma célula central para até as 8 células vizinhas, sendo distribuído basicamente de acordo com a razão entre as cotas altimétricas e da distância entre as células.

A declividade também é um dado imprescindível para o cômputo do fator LS, sendo exibida na Figura 9. De acordo com a classificação das classes de declividade segundo metodologia da EMBRAPA (1979), a maior parte do estado possui relevo suave-ondulado (40,18%) tal como é demonstrado na Tabela 6, enquanto que 26,14% do estado possui relevo plano, e 24,81% possui relevo ondulado. Os maiores valores de declividade ocorrem na região nordeste, compreendendo áreas montanhosas (1,16%) e fortemente- montanhosas (0,19%).

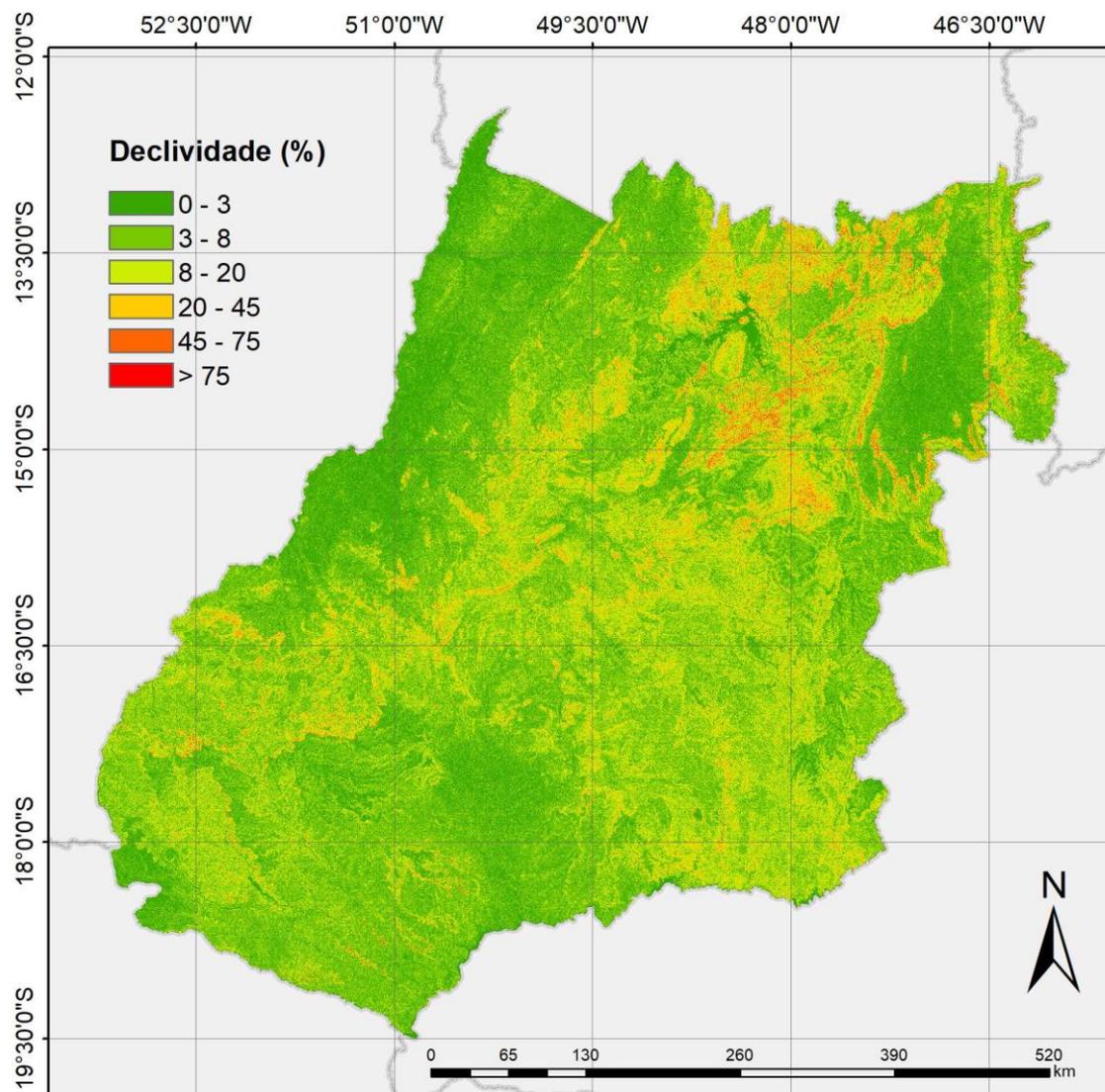


Figura 9. Mapa de classes de declividade do estado de Goiás.

Tabela 6. Distribuição das classes de declividade para o estado de Goiás.

Declividade (%)	Relevo	Área (km ²)	%
0 – 3	Plano	90.397,54	26,14
3 – 8	Suave-ondulado	138.975,97	40,18
8 – 20	Ondulado	85.804,22	24,81
20 – 45	Forte-ondulado	26.050,37	7,53
45 – 75	Montanhoso	4.011,29	1,16
> 75	Forte-montanhoso	647,03	0,19

De acordo com Almeida (2015), a utilização do método de direção de fluxo infinito (D_{∞}) apresentou resultados superiores quando comparados ao método tradicional de direção de fluxo determinístico, onde a partir da célula central o fluxo só poderá ser direcionado para uma célula vizinha. Todo o cálculo foi feito pelo *plugin* TauDEM, presente na plataforma ArcGIS. A equação 6 é mostrada a seguir:

$$LS = \left(\frac{A \times D}{22,1}\right)^{0,4} \times \left(\frac{\text{sen}\theta \times 0,01745}{0,09}\right)^{0,4} \times 1,4 \quad (\text{Eq. 6})$$

onde, **LS** = fator de comprimento e declividade de rampa (adimensional); **A** = fluxo acumulado de uma célula (m^2); **D** = resolução espacial da imagem (m); **θ** = declividade (graus).

6.2.6 Determinação do fator cobertura do solo (C) e práticas conservacionistas (P)

Em se tratando do mapeamento de grandes extensões territoriais, as ocorrências de práticas conservacionistas que visam minimizar os efeitos da erosão hídrica muitas vezes são difíceis de serem identificadas, pois a resolução espacial dos dados não permite um nível de detalhamento suficiente para a visualização destas estruturas ou manejo. Assim, adotou-se o valor padrão de 1 para o fator P, considerando a máxima perda de solo, e utilizou-se esse fator em conjunto com o parâmetro C.

A base de dados pertinente ao mapeamento temático do uso e ocupação do solo é proveniente do MapBiomias Coleção 3, que provê um registro de dados de 33 anos. Por meio de um processamento de dados em nuvem baseado em eficientes e aprimorados algoritmos que conseguem detectar mudanças no uso e cobertura do solo ao longo de décadas, este projeto representa a vanguarda do mapeamento temático global, disponibilizando séries temporais para o download gratuito (LOPES et al., 2016; MAPBIOMAS, 2017b; ROSA, 2016; COSTA et al., 2018).

Para a determinação do fator CP fez-se necessário adequar-se e compatibilizar os valores de CP encontrados na literatura com as legendas do MapBiomias, conforme mostrado na Tabela 7. Após esta correspondência, as imagens foram reclassificadas e os pixels assumiram valores discretos do fator CP.

Na classe intitulada “Mosaico de Agricultura e Pastagem”, onde não foi possível distinguir uma feição da outra devido principalmente às semelhanças espectro-temporais entre as culturas, foi adotado o valor médio de 0,15 entre o CP atribuído a pastagem (0,1) e a agricultura (0,2). Nas

classes “Urbano” e “Rochas” optou-se por utilizar o valor 0 para representar o fator CP, portanto desconsiderando teoricamente a presença de eventos erosivos nestas duas classes, limitando a análise da dinâmica da perda de solo somente às demais classes.

Tabela 7. Valor de CP obtidos na literatura.

Classe de uso e cobertura do solo	Legenda MapBiomias	Código MapBiomias	CP	Fonte CP
Vegetação densa	Formação Florestal	3	0,00004	ARS (1975)
Cerrado	Formação Savânica, Campo	4, 12, 13	0,01	Stein et al. (1985)
Silvicultura	Floresta Plantada	9	0,0001	Stein et al. (1985)
Pastagem	Pastagem	15	0,1	Morgan, (1995)
Agricultura	Outras áreas não vegetadas	19, 20, 25	0,2	Stein et al. (1985)
Urbano	Infraestrutura urbana	24	0	
Rochas	Afloramento Rochoso	29	0	
Mineração	Mineração	30	1	Reinling (1992)
Água	Rio, lago, oceano	33	0	
Agricultura X Pastagem	Mosaico agricultura X pastagem	21	0,15	

6.2.7 Estimativa de perda de solo utilizando USLE

O cálculo da estimativa de perda de solo (E) para todo o estado de Goiás foi feito por meio da multiplicação de todos os fatores em formato matricial ($E = R.K.LS.CP$), resultando em 33 imagens com aproximadamente 30 metros de resolução espacial, expressando os valores de perda de solo em toneladas por hectare para cada ano analisado. Os fatores K e LS foram os mesmos em todos os anos, variando-se os fatores CP e R, o quais indicam as mudanças no uso e ocupação do solo e da erosividade da chuva ao longo dos anos, determinando as alterações das perdas de solo.

Paralelamente, calculou-se a perda de solo somente para as áreas de pastagem, observando-se a dinâmica de expansão e retração destas áreas nos municípios goianos o que possibilitou inferir sobre a influência desta feição sobre as taxas de erosão no estado.

Os níveis de perda de solo foram agrupados e classificados em 4 classes (Tabela 8) visando a comparação entre os diferentes anos.

Tabela 8. Classes de perda de solo.

Classes de perda de solo	Estimativa de perda de solo
--------------------------	-----------------------------

	(Mg/ha)
Nula a Moderada	$E \leq 10$
Média	$10 < E \leq 50$
Média a Forte	$50 < E \leq 200$
Forte a Muito Forte	$E > 200$

6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.3.1 Fator erosividade (R)

A partir dos dados CHIRPS observa-se que apesar do estado apresentar altos índices pluviométricos totais (acima de 1.500 mm anuais) a região é caracterizada por apresentar uma irregularidade de chuvas durante o ano, onde há meses em que são registrados valores inferiores a 10 mm mensais (junho, julho e agosto), e meses com valores acima de 200 mm mensais (novembro a março). A Figura 10 apresenta a variação espacial da precipitação pluviométrica total anual (média 33 anos).

Percebe-se que há localidades dentro do estado que estão sujeitos à baixos índices pluviométricos, como no leste goiano, mais especificamente no município de Sitio d'Abadia, que registra índices inferiores a 1.000 mm anuais; em alguns anos estes valores caem para até 600 mm, apresentando os menores índices do estado. Por outro lado, há diversas outras regiões com razoável abundância de chuva, apresentando em alguns anos registros pluviométricos acima de 2.000 mm anuais, como é o caso do município de São Miguel do Araguaia, que em alguns anos chegou a registrar a máxima precipitação anual do estado, com 2.334 mm de chuva precipitada.

A distribuição anual da chuva pode ser vista na Figura 11, que contém os desvios padrões (representados pela linha contínua cor cinza em variação ao centro do gráfico) e as médias observados para cada ano (barras). A média histórica anual do período registrada é de 1.500,34 mm (linha pontilhada constante), com desvio padrão médio de 144,55 mm, que representa uma variabilidade de 9,63% da média. A linha pontilhada em vermelho na parte superior do gráfico representa a média das chuvas máximas ocorridas em cada ano, e de maneira análoga, a linha pontilhada em azul na parte inferior do gráfico representa a média das chuvas mínimas que ocorrem em cada ano.

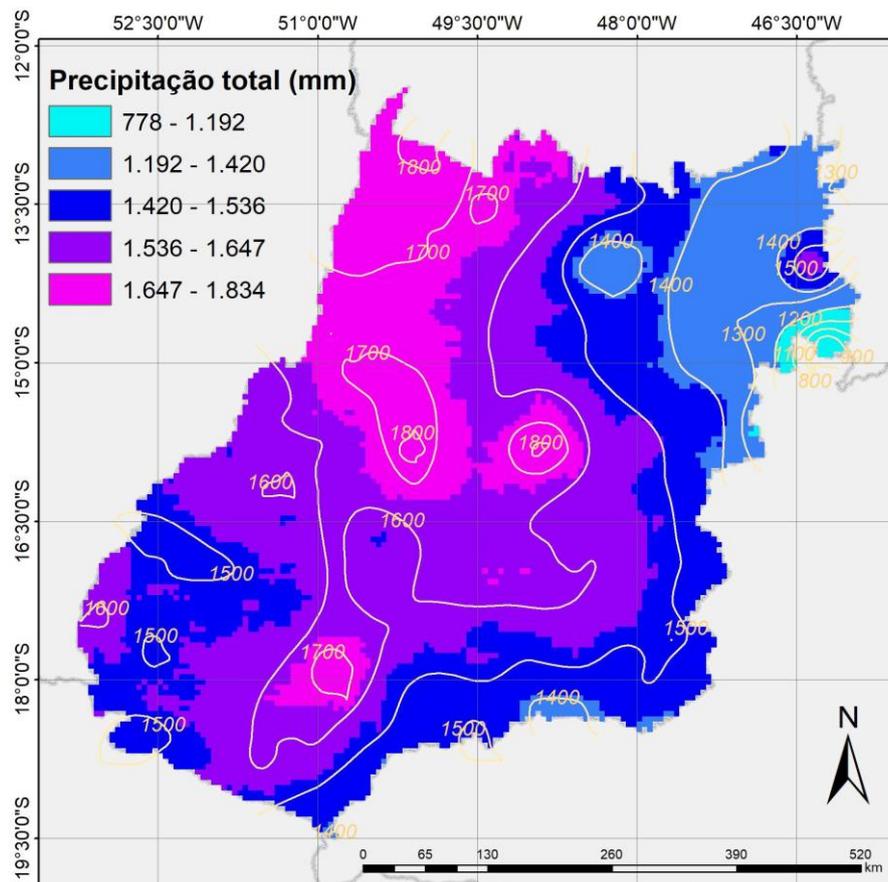


Figura 10. Variação espacial da precipitação total anual no estado de Goiás segundo dados CHIRPS, para o período de 1985 a 2017.

O ano em que foi registrada a maior quantidade de chuva foi em 1992, com valor médio total de 1.726,77 mm, seguido por 2008 com valor médio total de 1.700,91 mm. Os menores índices totais foram registrados em 1990, com apenas 1.218,56 mm, seguido por 1986 com 1.292,68 mm. A respeito da variação da precipitação dentro de um mesmo ano, 1989 apresentou maior coeficiente de variação, com valor de 12,7% seguido por 1986 com 11,9%, sendo as duas variações classificadas como médias, e as menores variabilidades de chuva foram encontradas no ano de 2005, com 7,2% e 2009 com 7,3%. Esses valores são corroborados por vários outros autores que analisaram a distribuição temporal das chuvas em regiões distintas do cerrado (CASAROLI et al., 2018; FERREIRA et al., 2018; GALDINO, 2015).

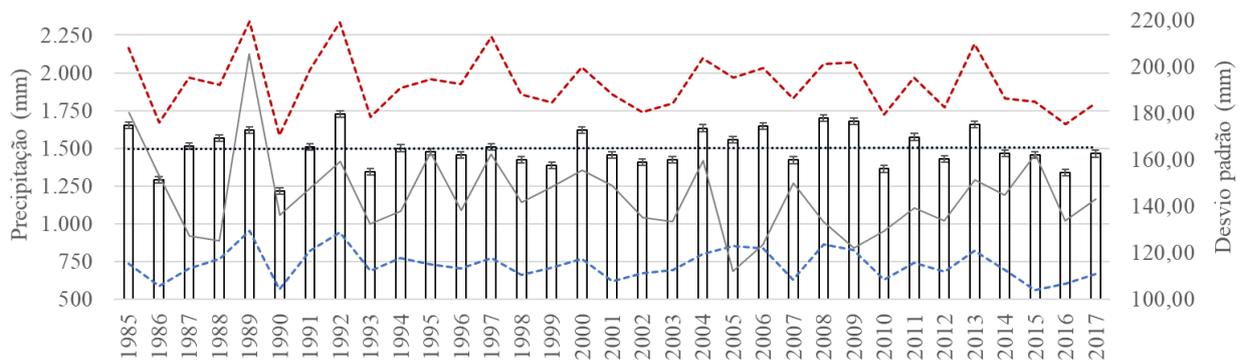


Figura 11. Variação anual da precipitação no estado de Goiás entre 1985 e 2017. A linha tracejada em vermelho indica a precipitação máxima anual, linha tracejada em azul indica a precipitação mínima anual, a linha pontilhada com variação ao longo dos anos representa o desvio padrão de cada ano, e a linha contínua ao longo dos anos indica a média histórica da precipitação registrada para o período analisado.

O teste de comparação das médias feito pelo método de Scott & Knott e apresentado na Figura 12 mostrou que houveram diferenças significativas de valores de erosividade entre os anos analisados. Os anos em que não houveram diferenças entre si, e que possuem mesma letra indicando similaridade de resultado, são apresentados com barras de mesma cor/padrão.

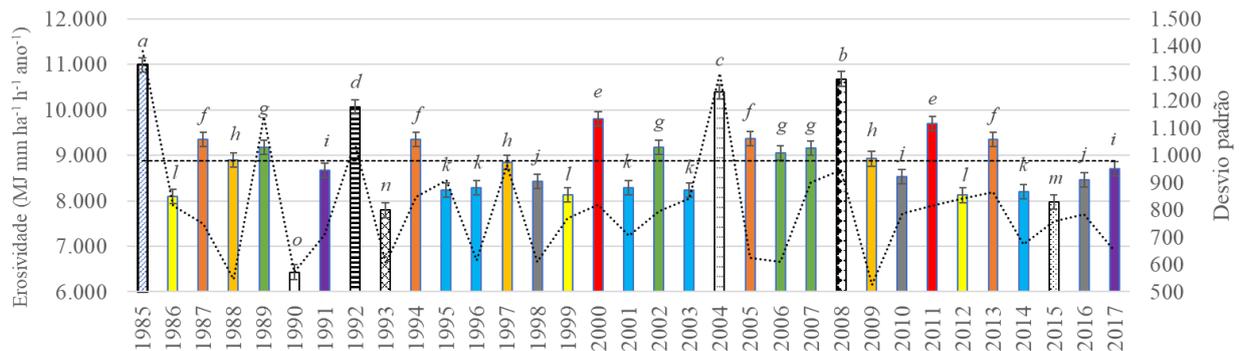


Figura 12. Variação anual da erosividade da chuva para o estado de Goiás, no período de 1985 e 2017. A linha tracejada ao centro da figura indica a média histórica do período e a linha pontilhada em variação indica o desvio padrão de cada ano.

Também é possível notar uma relação direta entre os valores de precipitação e os valores de R (Figura 13), indicando que os meses onde ocorrem as maiores taxas de perda de solo são

aqueles onde a precipitação pluviométrica é mais intensa e que coincide com o período da safra agrícola. A média total anual de R para o estado de Goiás foi de 8.874,61 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, valor classificado como “Forte” segundo classificação de Carvalho (1994); a erosividade ainda variou entre 4.397,17 (erosividade “Média”) a 14.449,16MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ (erosividade “Muito Forte”), em diferentes localidades do estado, conforme mostrado na Figura 14. Valores semelhantes foram encontrados por Lima (2018) e Almeida (2015) quando analisaram a perda de solo em regiões específicas do estado. Por meio de dados satelitários TRMM, porém usando outra equação para se estimar o fator R, Nascimento (2016) também encontrou valores médios de R semelhantes ao encontrados neste trabalho.

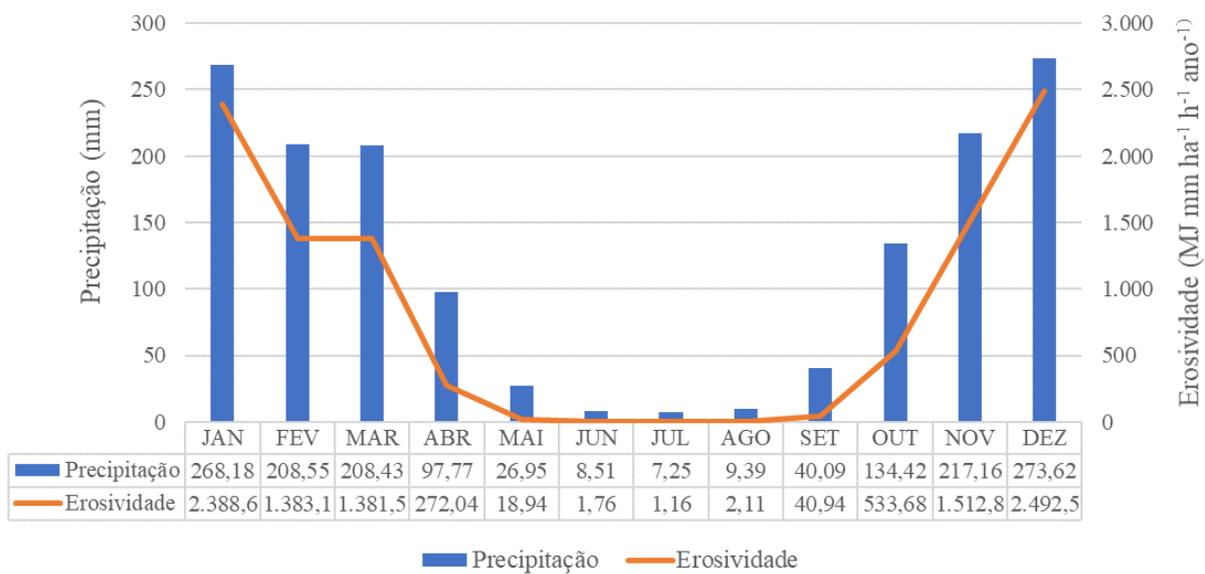
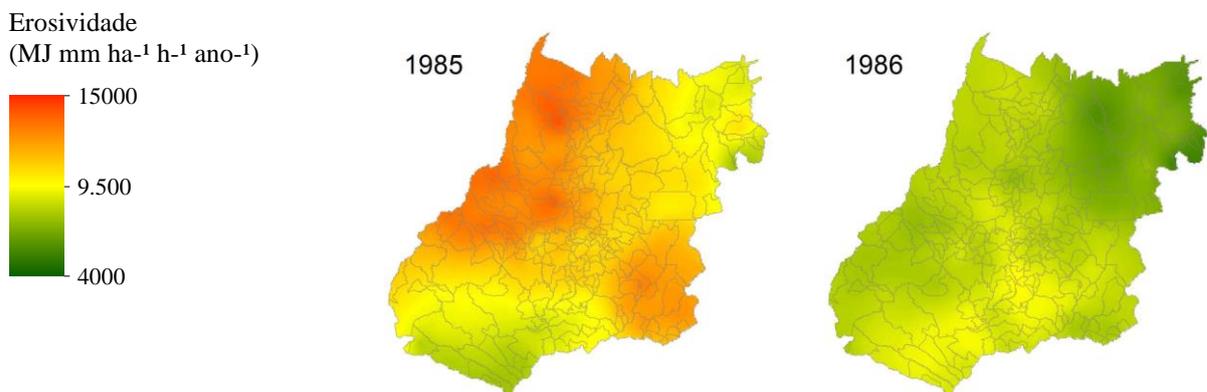
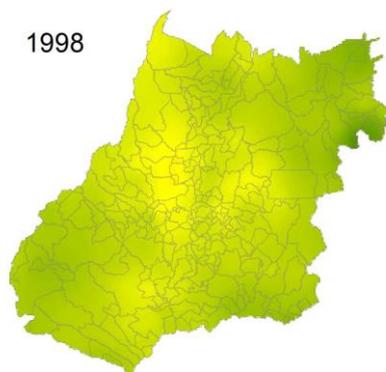
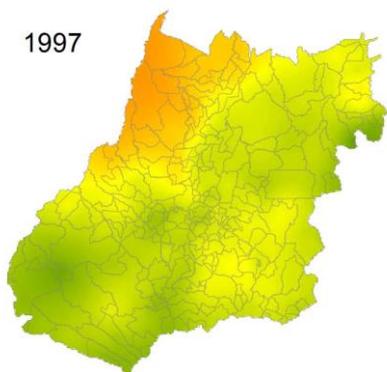
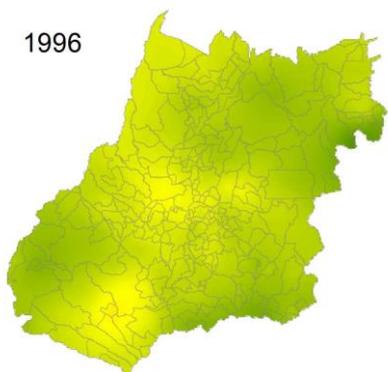
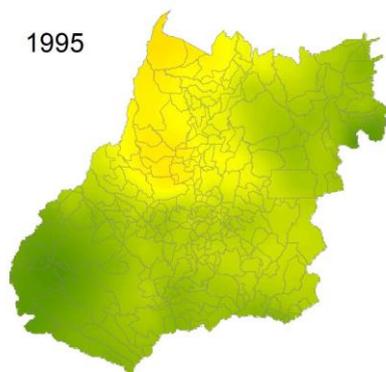
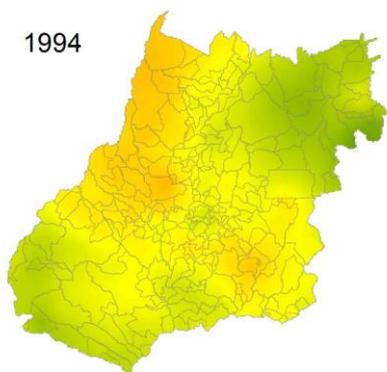
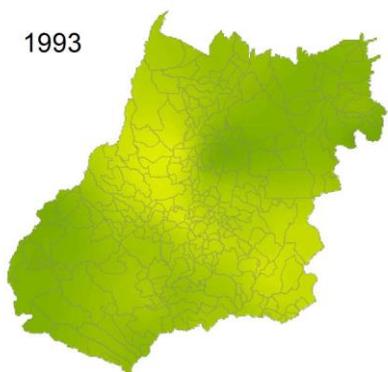
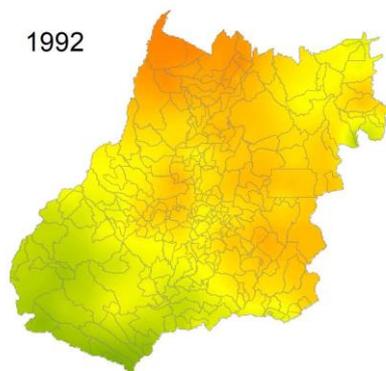
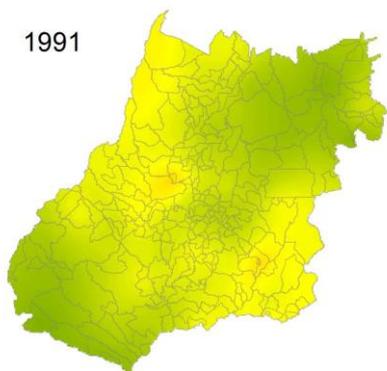
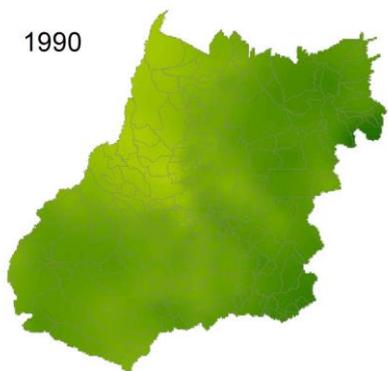
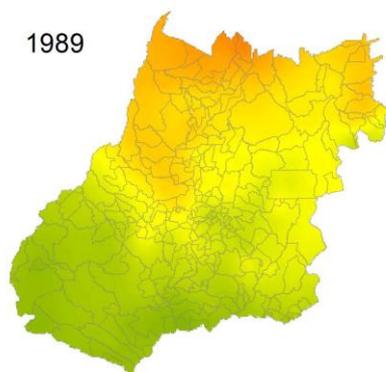
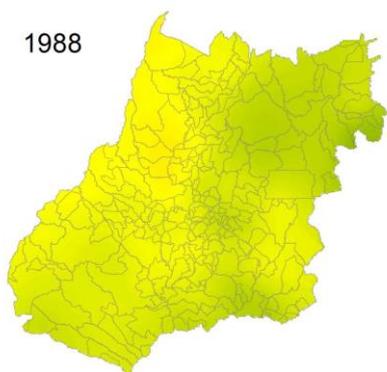
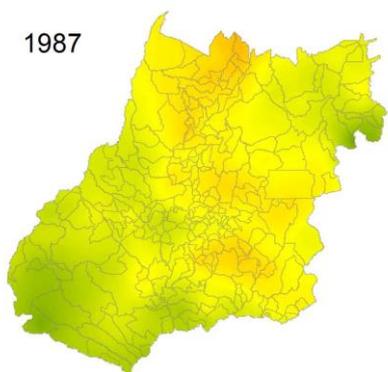
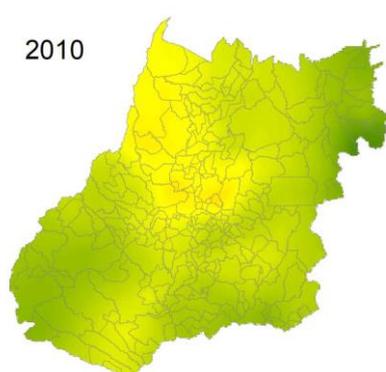
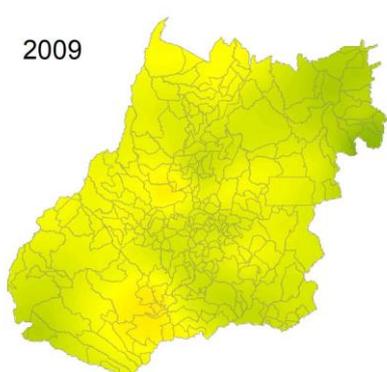
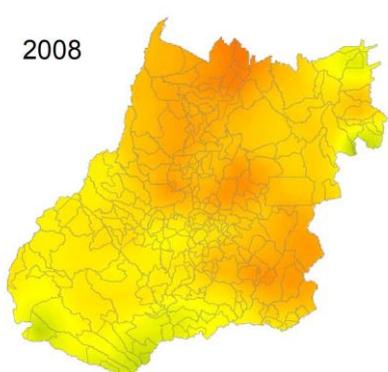
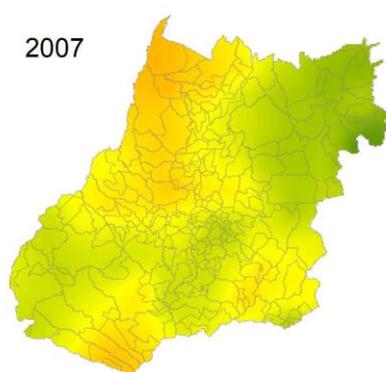
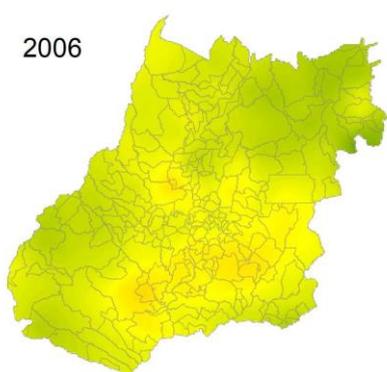
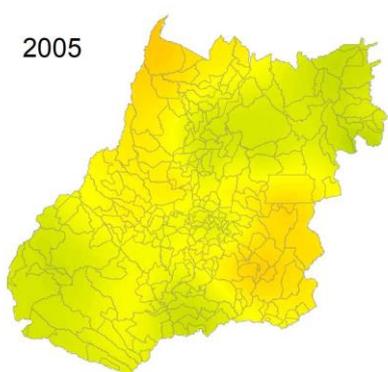
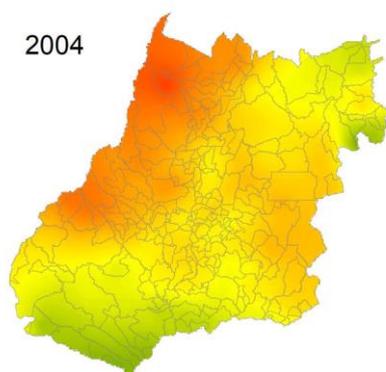
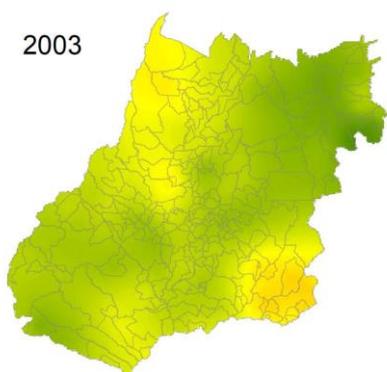
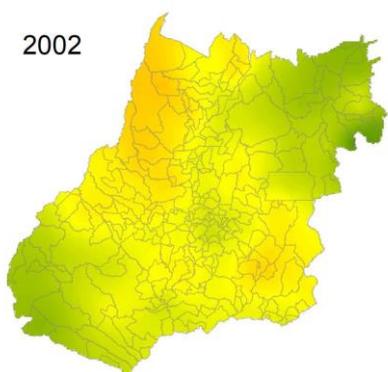
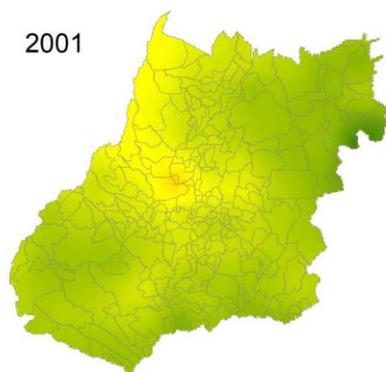
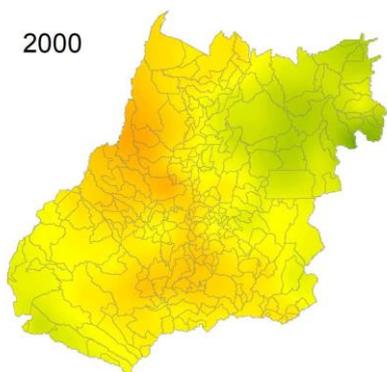
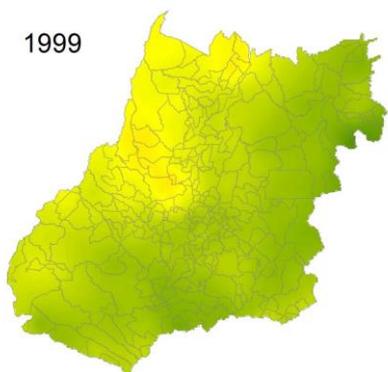


Figura 13. Variação mensal da precipitação e erosividade no estado de Goiás.







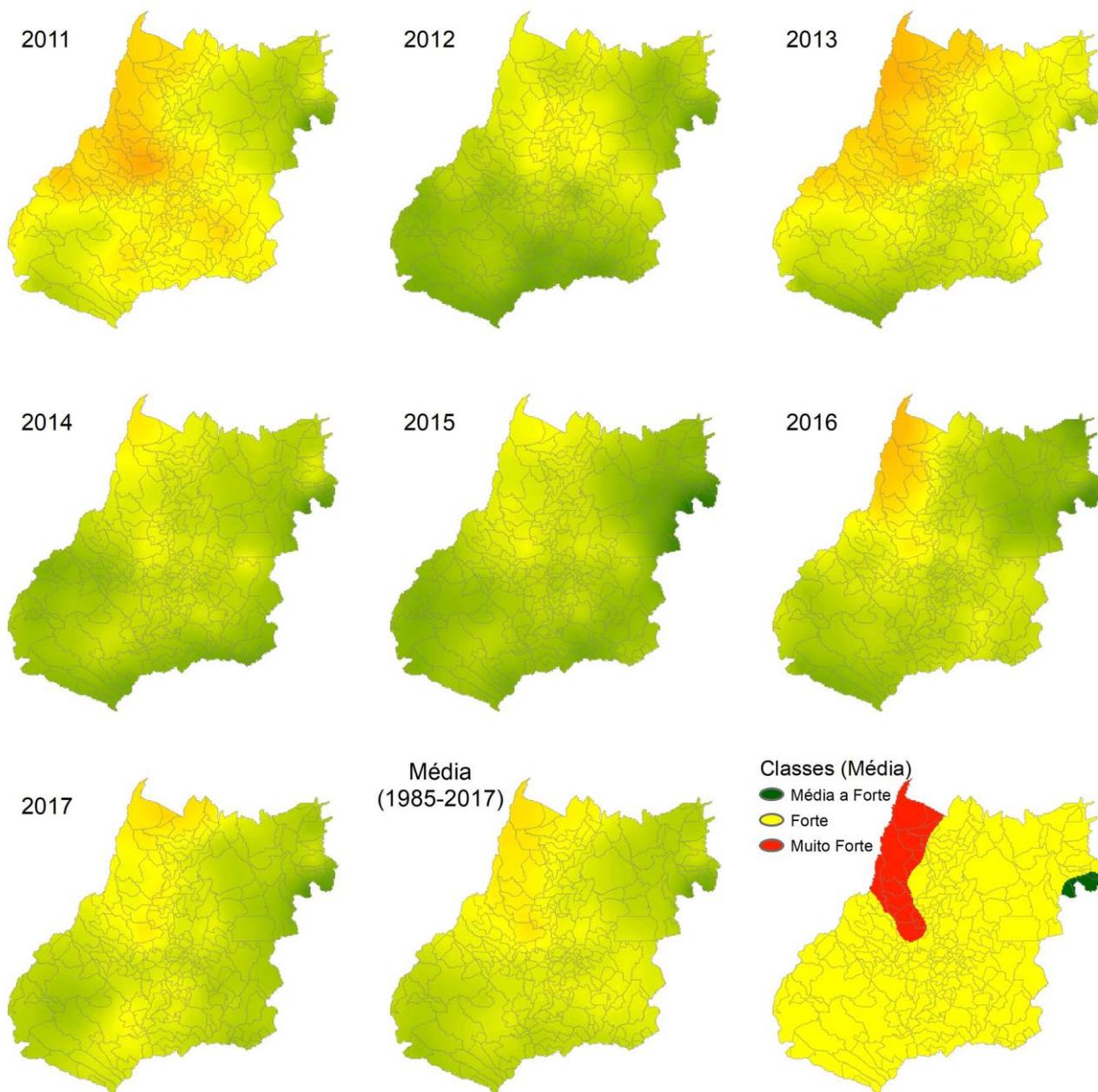


Figura 14. Variação temporal e espacial do fator R no estado de Goiás, entre 1985 e 2017.

6.3.2 Fator erodibilidade (K)

Os maiores valores de erodibilidade ocorrem nas classes dos Cambissolos, seguido pelos Argissolos e depois pelos plintossolos, compreendendo 37,98% da área total do estado. A maioria do estado é ocupada pelos Latossolos (51,32%), que em média apresentam relativamente baixos valores de erodibilidade quando comparados a outros solos. A Tabela 9 apresenta os valores de erodibilidade associados a suas ocorrências no estado.

Tabela 9. Valores de erodibilidade associados às classes de solo.

Ordem	K (t.ha.h.ha ⁻¹ .MJ ⁻¹ .mm ⁻¹)	Área (km ²)	Área (%)	Classe
Argissolos	0,0466	29.700,51	8,58	Muito alta
Cambissolos	0,0508	75.057,13	21,69	Muito alta
Chernossolos	0,0309	36,75	0,01	Alta
Gleissolos	0,0044	3.128,67	0,90	Muito baixa
Latossolos	0,0162	177.606,18	51,32	Média
Neossolos	0,0351	27.288,42	7,88	Alta
Nitossolos	0,0237	1.865,38	0,54	Média
Organossolos	0,0180	131,90	0,04	Média
Planossolos	0,0097	29,75	0,01	Baixa
Plintossolos	0,0438	26.700,71	7,71	Alta

6.3.3 Fator topográfico (LS)

O fator LS obtido a partir da Equação 6 por meio do método descrito por Mitsova et al. (2001), gerou o mapa apresentado na Figura 16. Da área total do estado, conforme a Tabela 10, 84,50% correspondem a classe com valores de até 1,6, 13,12% da área com valores de 1,61 a 5,2, 1,82% da área de 5,21 a 12,5, e 0,46% de 12,6 a 101,9, sendo que o valor médio encontrado para o fator LS é de 1,2. A Figura 17 permite um maior nível de detalhamento do fator LS por representar uma área do estado em uma escala maior, possibilitando também um maior entendimento dos valores encontrados. A bacia hidrográfica do Córrego Samambaia, que ocorre na região norte do município de Goiânia, representada na Figura 17, exibe valores mais altos de LS ao longo de suas drenagens, o que segundo a Figura 17 indica áreas com maiores declividades e comprimentos de rampa, indicando que há uma relação direta entre declividade e fator LS. Em contrapartida, regiões mais planas, com menores valores de declividades, tendem a expressar valores menores de LS.

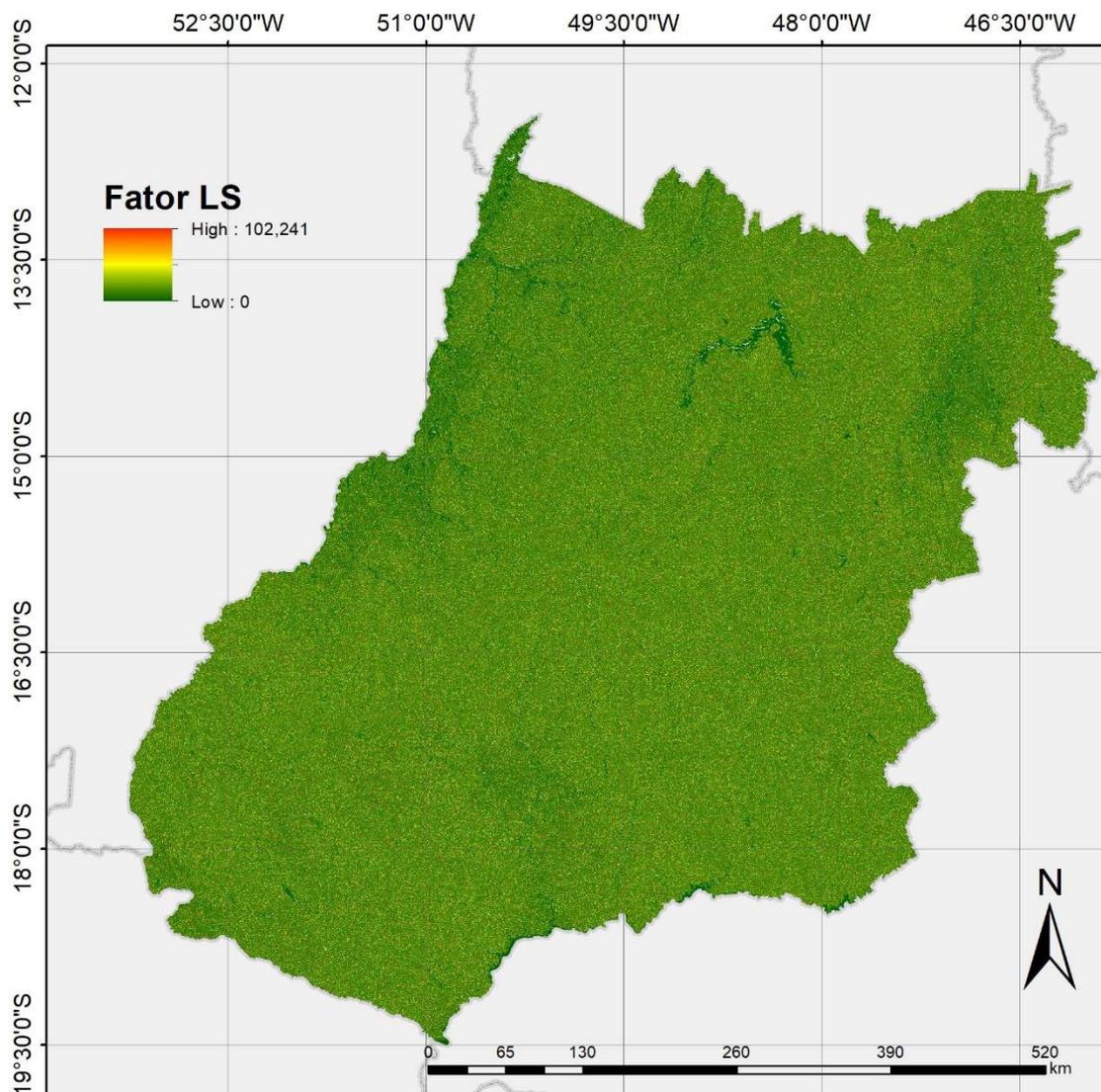


Figura 15. Variação espacial do fator LS no estado de Goiás.

Tabela 10. Valores de LS no estado de Goiás.

Classes de LS	Área (km ²)	Área (%)
0 – 1,6	289.724,54	84,50
1,61 – 5,2	44.970,14	13,12
5,21 – 12,5	6.237,28	1,82
12,6 – 26,1	1.584,61	0,46
26,2 – 101,9	337,74	0,10

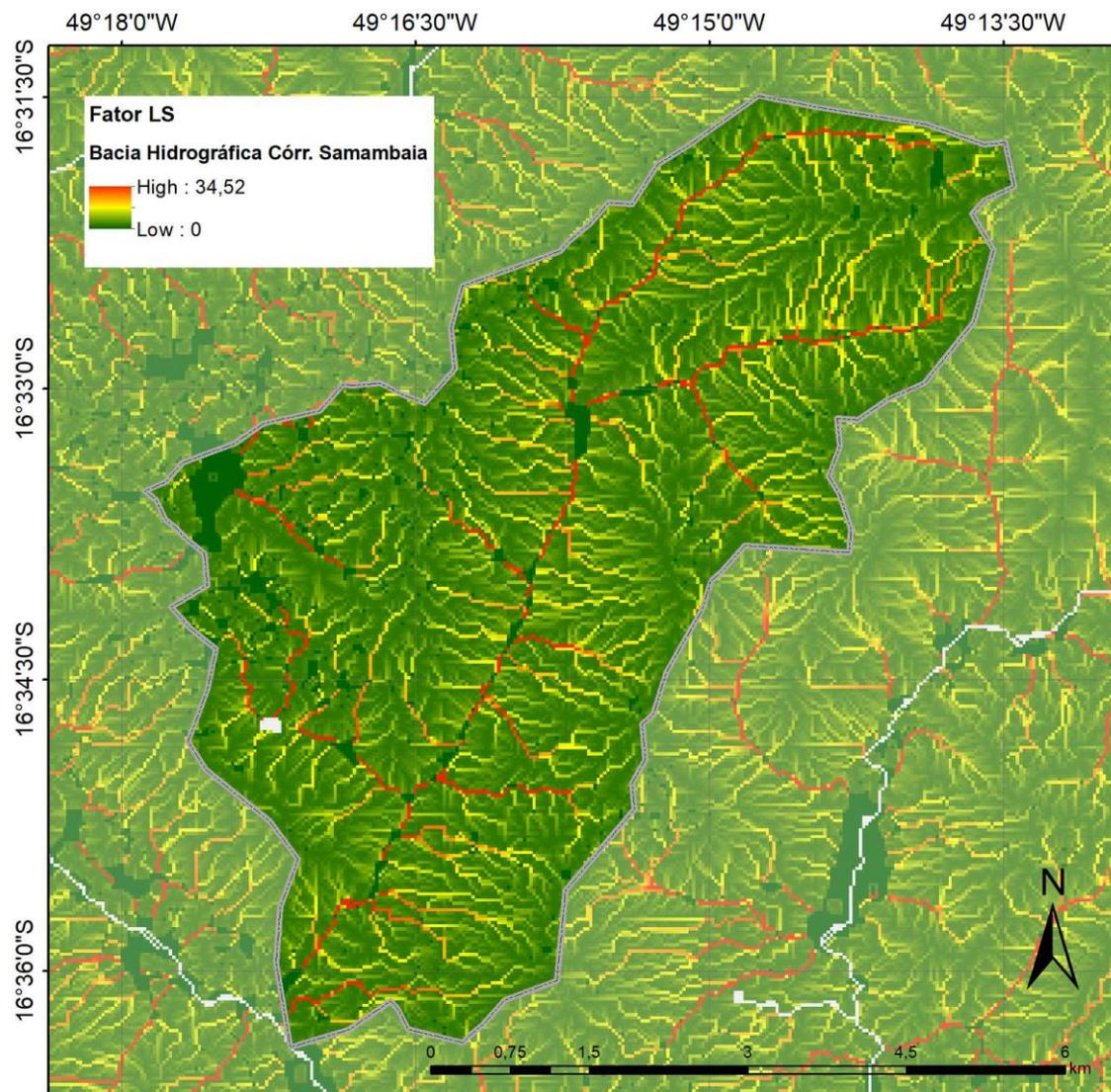


Figura 16. Variação espacial do fator LS na bacia hidrográfica do Córrego Samambaia.

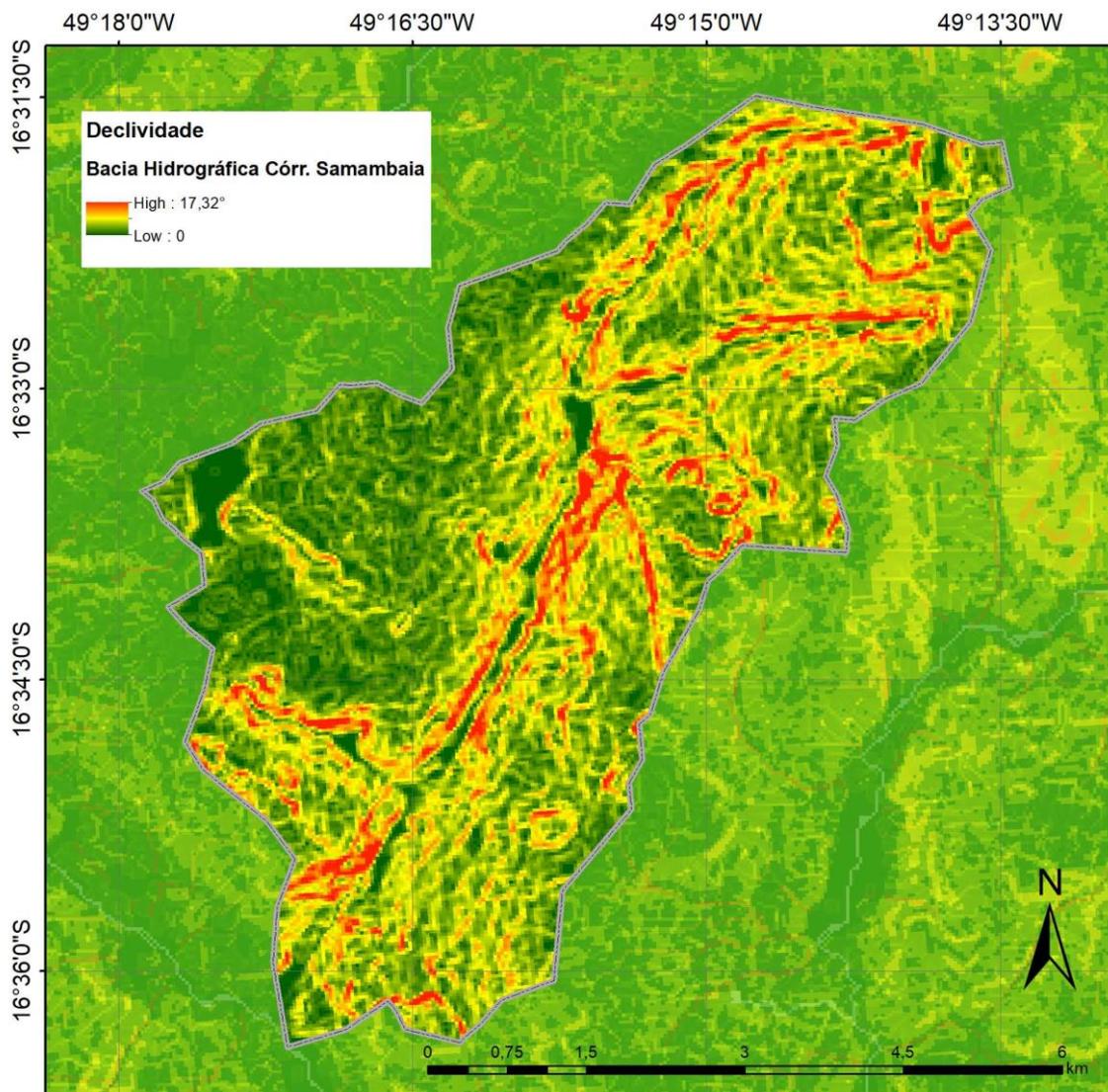


Figura 17. Variação espacial da declividade na bacia hidrográfica do Córrego Samambaia.

6.3.4 Fator cobertura do solo e práticas conservacionistas (CP)

O fator CP foi definido conforme as classes do mapeamento de uso e cobertura do solo disponibilizado pelo projeto MapBiomias 3ª Coleção. Foram estabelecidos 33 diferentes cenários entre os anos de 1985 e 2017, permitindo uma análise temporal da perda de solo em função das diferentes classes de uso e ocupação.

Para cada classe de uso e ocupação foram estabelecidos valores médios para o fator CP segundo diferentes autores (GÓMEZ, 2012; SIMÕES, 2013; ALMEIDA, 2015; SILVA et al., 2017).

A mudança ocorrida ao longo dos anos nos valores médios de CP é apresentada na Figura 18. Observou-se um aumento nos valores entre 1985 e 2017, indicando preliminarmente que a mudança no uso do solo ao longo destes anos impactou as taxas de perda de solo, provavelmente, elevando-as.

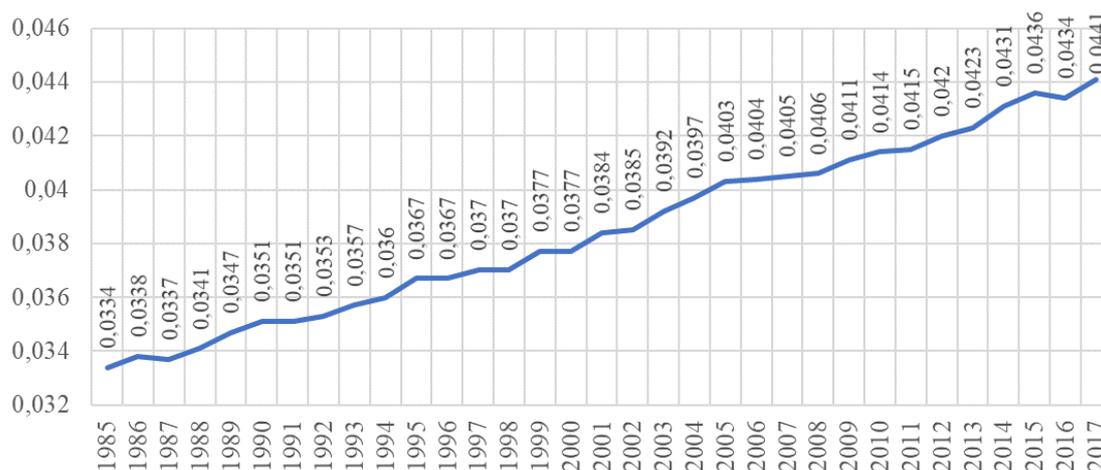


Figura 18. Mudança nos valores de CP (médio) entre 1985 e 2017.

6.3.5 Mapeamento do uso e cobertura do solo entre 1985 e 2017

Após serem organizados e processados, a análise dos dados provenientes do MapBiomias permitiu visualizar o histórico (Figura 19) de uso e ocupação do solo no estado de Goiás (Tabela 11 do Anexo I). Historicamente nota-se um predomínio de áreas de pastagem, com uma média histórica de 40,18% de ocorrência no estado. O menor valor observado foi no ano de 1985 (33,62% ou 114.380,57 km²), tendo aumentado até o ano 2001, ocorrendo em 43,23% (147.073,58 km²) do território, sendo que após isso houve um decréscimo destas áreas, registrando o menor valor dos últimos 28 anos no ano de 2016 (38,07% ou 129.490,57 km²), quando também em 1990 apresentou uma taxa de ocorrência de 38,04% (129.403,24 km²). Desde o período de maior ocorrência das pastagens, em 2001, até o ano de 2016 foram então convertidas um total de 17.583,01 km² (5,16% do total do território do estado). No período total (entre 1985 e 2017) ocorreu então incremento de 4,45% de sua área em termos absolutos.

Em relação às áreas de vegetação nativa, é possível observar diminuição na ocorrência destas áreas, a exemplo da classe cerrado, que em 1985 apresentava seu maior valor de ocorrência (29,43% ou 100.130,80 km² em relação ao estado), e até 2017 perde um total de 7,32% ou 24.918,89 km² (também em relação à área do estado), quando em 2017 ocorre em 22,11% ou

75.211,91 km² do território; contabiliza-se 24,89% de diminuição de área. Caso semelhante dá-se também com a classe vegetação densa, quando em 1986 ocorria em 21,84% do território ou 74.302,69 km² e em 2012 registra seu menor valor de 16,18% ou 55.036,47 km², tendo perdido um total de 4,83% ou 16.437,25 km² em relação à área total do estado no período total, considerando sua ocorrência em 2017 como sendo de 16,69% e 56.760,00 km² e em 1985 com 21,52% ou 73.197,25 km², contabilizando uma diminuição de 22,46% de sua área.

Dentre estas quatro principais classes, a agricultura é a única que apresentou um amplo e constante crescimento positivo, quando em 1985 era praticada em 3,80% ou 12.934,43 km² do estado, e em 2017 já ocorria em 14,84% ou 50.489,87 km², um aumento de 11,04% ou 37.555,43 km² em relação ao total da área do estado, totalizando um incremento de 290%.

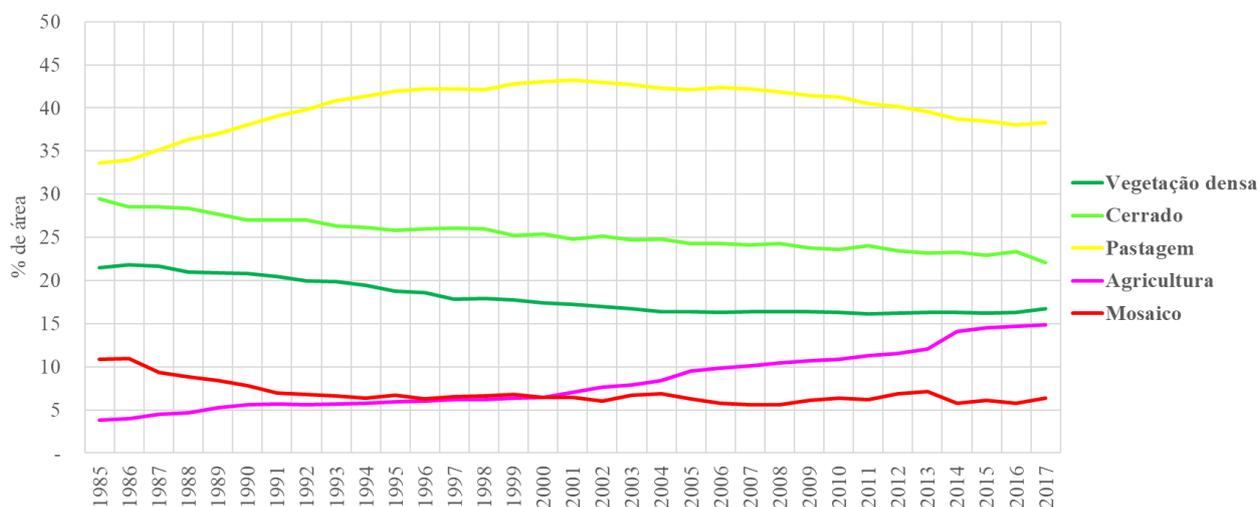


Figura 19. Histórico de uso e ocupação do solo pelas classes vegetação densa, cerrado, pastagem, agricultura e mosaico agricultura X pastagem.

Na Figura 20 é possível avaliar a ocorrência das classes pastagem, cerrado, vegetação densa, agricultura, mosaico e demais usos e ocupações de menor frequência, inferiores a 2% (reflorestamento, urbano, rochas, mineração e água) que ocorrem no estado, tanto em relação à média histórica do período estudado (entre 1985 e 2017) quanto em relação ao último ano registrado, 2017.

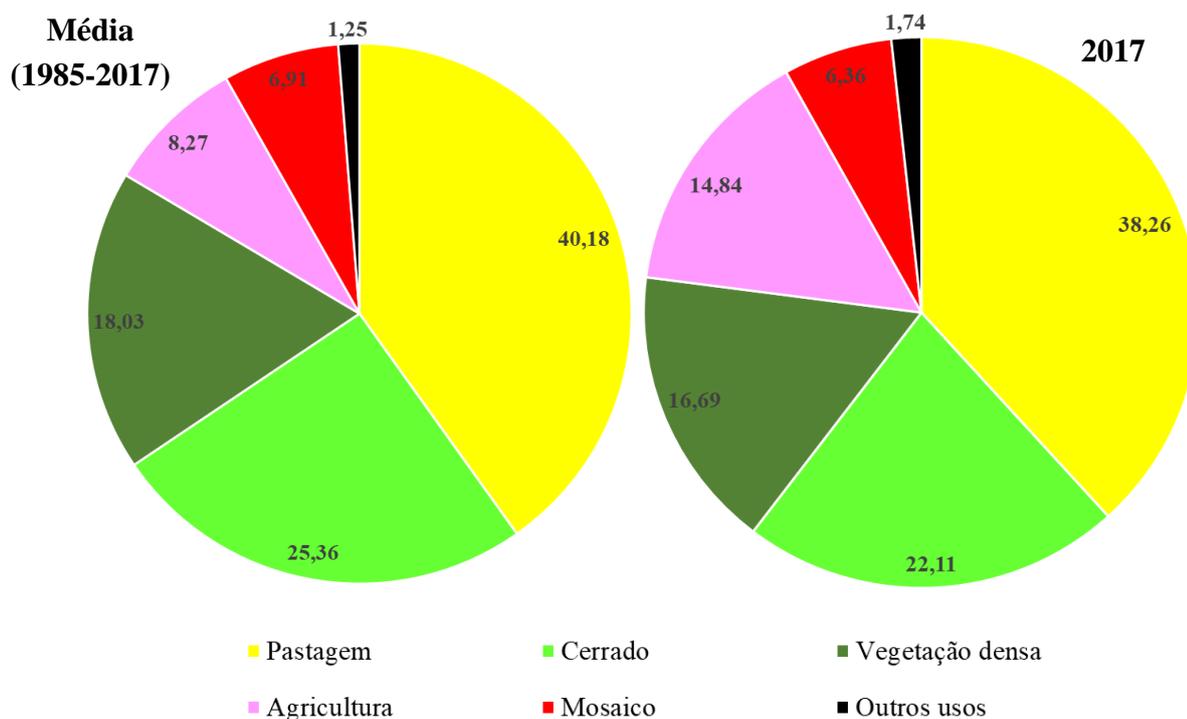


Figura 20. Ocorrência das principais classes de uso e cobertura do solo no estado de Goiás, primeiramente representando a média histórica do período analisado e posteriormente a média anual de 2017.

De acordo com a matriz de transição apresentada na Tabela 11 (Anexo II) entre os anos de 1985 e 2017, houve um incremento total de 4,64% nas áreas de pastagens, sendo que as duas principais feições que foram convertidas para pastagem foram áreas com vegetação densa e de cerrado. Vegetação densa cedeu um total de 15.795,21 km², ou 21,58% de sua área total no ano de 1985 para pastagens, e na classe cerrado foram convertidas um total de 28.034,24 km² ou 28% de sua área total no ano de 1985. Relativamente poucas áreas de agricultura foram convertidas em áreas de pastagem (727,29 km² ou 5,62%), diferente da classe mosaico agricultura X pastagem; nota-se um declínio geral desta classe, quando em 1985 o mosaico ocorria em 36.842,48 km² do estado ou em 10,83% do território, e em 2017 passou a ocupar 21.640,21 km² ou 6,36% (diferença de 4,47%). Deste total, 14.268,62 km² foram definidos em 2017 como sendo pastagem (38,73%).

Em relação às áreas com agricultura, a principal feição que contribuiu para o crescimento da área com culturas agrícolas foi a pastagem, que historicamente desde 1985 a 2017 cedeu um total de 23.221,37 km² ou 20,30% para a agricultura. Outras feições em menores graus também foram convertidas para agricultura, com as áreas verdes nativas, a exemplo das vegetações densas, que cederam 2.633,45 km² ou 3,60%, e mais ainda áreas de cerrado, que cederam 7.415,70 km² ou

7,41%. Do total inicial das áreas de mosaico agricultura X pastagem, foram estabelecidas como sendo áreas de agricultura 5.577,95 km² (15,14%), um valor aproximadamente 2,5 vezes menor do que o que foi definido desta classe como sendo áreas de pastagem.

Poucas áreas foram reflorestadas visando a conversão para vegetação nativa (vegetação densa ou cerrado). No tocante à pastagem, 4.270,13 km² (3,73%) e 6.795,34 km² (5,94%) foram convertidas para vegetação densa e cerrado, respectivamente, e menos ainda deu-se a conversão de agricultura em vegetação nativa, com apenas 25,52 km² (0,20%) e 24,76 km² (0,19%) sendo convertidas em vegetação densa e cerrado, respectivamente.

As demais áreas sofreram menores mudanças em relação às áreas citadas anteriormente, porém expressaram grandes mudanças em termos absolutos. A maior mudança deu-se nas áreas de silvicultura, ocorrendo um aumento de mais de 1.400% nas áreas cultivadas com espécies florestais. Em 1985 registrava-se apenas 69,21 km² (0,02% do estado) e em 2017, 970,58 km² (0,31% do estado). Em seguida vêm as áreas de mineração, que apresentaram um aumento de quase 1.200% em suas áreas. Ocorriam em 3,17 km² (menos de 0,001% do estado) e em 2017 ocorrem em 40,39 km² (0,012% do estado). Corpos hídricos, principalmente barragens, aumentaram em torno de 85% suas áreas, quando em 1985 ocorriam em 1.880,52 km² (0,55% do estado) e em 2017 ocorrem em 3.487,59 km² (1,03% do estado). Ressalta-se que estes corpos hídricos avançaram, em sua maioria, sobre áreas de vegetação nativa, indicando possivelmente a criação de grandes reservatórios de água no estado: 880,83 km² vieram de vegetação densa e 636,16 km² de áreas de cerrado, seguindo de 341,06 km² que vieram de áreas de pastagem. Por último, áreas urbanas também praticamente dobraram de tamanho; apresentaram um aumento de 89,44%, quando em 1985 eram registradas 681,68 km² (0,20% da área do estado), e em 2017, 1.291,37 km² (0,38% do território goiano).

6.3.6 Variação espacial da perda de solo no estado de Goiás entre 1985 e 2017

As estimativas de perda de solo devido à erosão hídrica bem como os mapas anuais com os valores espacializados foram originados pela multiplicação dos fatores descritos anteriormente, a partir da Equação 1. Esta álgebra de mapas resultou em 33 cenários, expressando a perda de solo em toneladas por hectares entre os anos de 1985 e 2017. Os fatores K e LS mantiveram-se constantes em todos os cenários, indicando que as variações da perda de solo podem ser explicadas devido às mudanças nas classes de uso e ocupação do solo (CP) e pelos diferentes valores de erosividade da chuva (R) ao longo dos anos.

A evolução da perda de solo encontrada para os diferentes anos analisados é apresentada na Figura 21, e é possível notar que os valores tendem a crescer ao longo do ano, ultrapassando a média histórica a partir de 2000, porém apresentando sempre uma oscilação nos valores, em um padrão de altas e baixas anos após ano. A perda média do período total para o estado de Goiás foi de 17,95 Mg/ha, considerando então que as perdas de solo no estado são consideradas médias (10,1 a 50 Mg/ha). A taxa média de erosão registrada no ano de 2015 (17,88 Mg/ha) é a que mais se aproxima do valor da média histórica do período, e após o ano 2004 os valores de perda de solo cresceram e ultrapassaram 20 Mg/ha, até atingir a maior taxa no ano de 2008, com 22,59 Mg/ha. Entre 1986 e 1999 os valores registrados estão abaixo da média geral do estado, sendo o menor valor registrado no ano de 1990 com perdas médias de 12,07 Mg/ha.

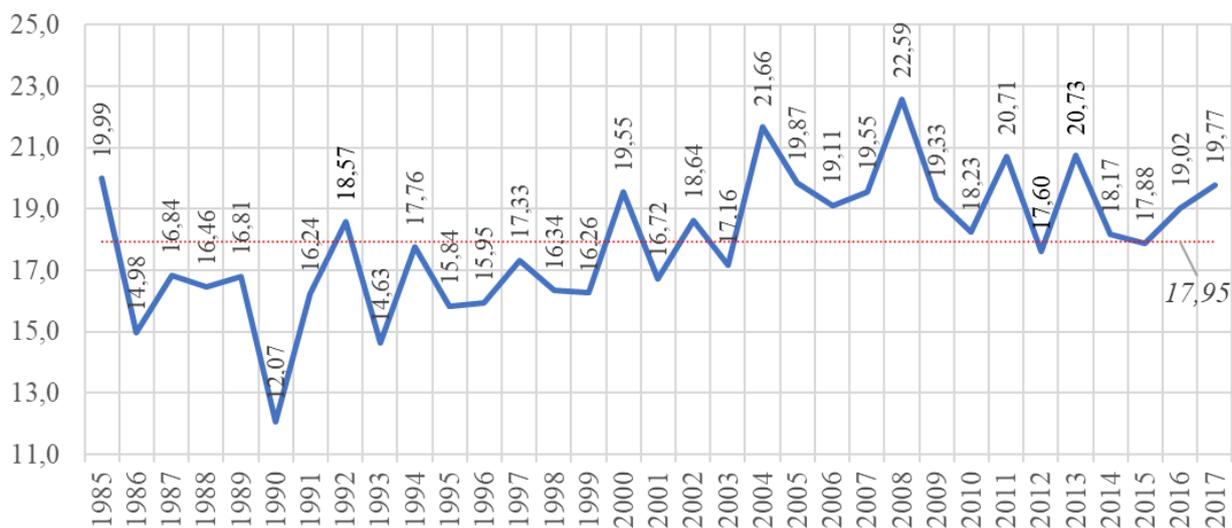


Figura 21. Média de perda de solo (Mg/ha) no estado de GO entre 1985 e 2017, exibindo o valor médio (17,95 Mg/ha) do período.

De acordo com a matriz de correlação dos dados apresentada na Tabela 12 (Anexo III), o percentual médio de mudança de perda de solo entre um ano e outro é em torno de 14,67%. O maior aumento na estimativa de erosão ocorreu quando comparando o ano de 1985 e 2014, quando houve um aumento de 41% entre a data mais antiga e a data mais atual. Considerando anos consecutivos, a maior mudança ocorreu entre os anos de 1985 e 1986, quando foi registrado diminuição de 25,08% na perda de solo, sendo a menor mudança ocorrida entre 2013 e 2014, quando houve um aumento de apenas 10,42% entre o primeiro e o segundo ano citado.

Os maiores aumentos na perda de solo ocorreram nos primeiros 15 anos registrados (entre 1985 e 1999), quando as taxas de erosão apresentaram um incremento médio da ordem de 17,66%.

Após 1999, entre os anos 2000 e 2017 as perdas de solo aumentaram a uma menor taxa, com média de 14,62% entre estes últimos 18 anos.

Na Tabela 13 é possível avaliar as perdas de solo por agrupamento de classes. As perdas foram categorizadas em 4 grupos de acordo com os valores anuais. Nula a Moderada, quando a perda é igual ou inferior a 10 Mg/ha, Média quando a perda é maior que 10 e igual ou menor a 50 Mg/ha, Média a Forte quando a perda é maior que 50 e igual ou menor a 200 Mg/ha, e Forte a Muito Forte quando a perda é maior que 200 Mg/ha.

Nota-se uma diminuição nas áreas onde ocorriam perdas inferiores a 10 Mg/ha, quando em 1985 essas áreas ocorriam em 57,9% do território goiano, e em 2017 ocorrem em 51,8% do território, uma diminuição de 6,1%. Em contrapartida, áreas onde ocorriam perdas Médias aumentaram 7,2%, quando em 1985 ocorriam em 32,6% do estado e em 2017 ocorrem em 39,8%. Assim também ocorreram com as perdas Médias a Forte, apresentando um incremento de 1%. As perdas Fortes e Muito Fortes praticamente não sofreram mudanças; apenas um pequeno aumento de 0,2%. A Figura 22 ilustra essa mudança temporal das classes de perda de solo.

Tabela 13. Classes de perda de solo para o estado de Goiás entre os anos de 1985 e 2017, em quilômetros quadrados (km²).

	Nula a Moderada (E ≤ 10)		Média (10 < E ≤ 50)		Média a Forte (50 < E ≤ 200)		Forte a Muito Forte (E > 200)	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
1985	197.609,56	57,9	111.265,10	32,6	29.655,80	8,7	2.976,72	0,9
1986	218.078,53	63,9	103.335,37	30,3	18.334,86	5,4	1.758,44	0,5
1987	211.442,67	61,9	105.575,70	30,9	22.321,77	6,5	2.167,05	0,6
1988	210.251,28	61,6	108.116,23	31,7	21.111,58	6,2	2.028,11	0,6
1989	209.944,52	61,5	107.472,45	31,5	21.992,28	6,4	2.097,94	0,6
1990	230.983,43	67,6	96.969,52	28,4	12.392,37	3,6	1.161,86	0,3
1991	209.649,18	61,4	109.494,53	32,1	20.461,93	6,0	1.901,56	0,6
1992	198.044,63	58,0	115.602,55	33,9	25.490,20	7,5	2.369,80	0,7
1993	217.086,16	63,6	105.915,47	31,0	16.974,56	5,0	1.530,99	0,4
1994	199.521,13	58,4	116.567,10	34,1	23.300,28	6,8	2.118,68	0,6
1995	208.437,82	61,0	112.148,28	32,8	19.191,50	5,6	1.729,59	0,5
1996	205.935,78	60,3	114.655,54	33,6	19.211,96	5,6	1.703,92	0,5
1997	198.600,08	58,2	118.881,45	34,8	22.026,84	6,4	1.998,82	0,6
1998	203.470,54	59,6	116.319,25	34,1	19.938,78	5,8	1.778,63	0,5
1999	203.878,60	59,7	116.303,88	34,1	19.535,73	5,7	1.788,98	0,5

2000	187.686,16	55,0	125.025,20	36,6	26.365,13	7,7	2.430,70	0,7
2001	199.910,56	58,5	119.407,66	35,0	20.348,11	6,0	1.840,85	0,5
2002	190.434,29	55,8	124.426,45	36,4	24.455,08	7,2	2.191,38	0,6
2003	194.923,50	57,1	123.374,60	36,1	21.349,74	6,3	1.859,36	0,5
2004	172.296,13	50,5	135.478,14	39,7	30.871,35	9,0	2.861,56	0,8
2005	182.201,12	53,4	130.102,78	38,1	26.806,77	7,8	2.396,53	0,7
2006	184.988,86	54,2	129.127,34	37,8	25.178,42	7,4	2.212,57	0,6
2007	182.374,10	53,4	130.691,07	38,3	26.153,24	7,7	2.288,77	0,7
2008	171.212,97	50,1	134.441,91	39,4	32.806,88	9,6	3.045,43	0,9
2009	181.719,62	53,2	132.209,37	38,7	25.327,61	7,4	2.250,59	0,7
2010	186.620,85	54,6	129.659,82	38,0	23.184,12	6,8	2.042,40	0,6
2011	178.281,83	52,2	131.963,27	38,6	28.711,39	8,4	2.550,70	0,7
2012	189.665,29	55,5	127.921,58	37,5	21.993,06	6,4	1.927,26	0,6
2013	177.164,54	51,9	133.355,22	39,0	28.407,97	8,3	2.579,46	0,8
2014	185.446,32	54,3	130.933,07	38,3	23.106,51	6,8	2.021,30	0,6
2015	184.939,45	54,2	132.083,58	38,7	22.521,70	6,6	1.962,47	0,6
2016	181.843,33	53,2	132.493,55	38,8	24.971,01	7,3	2.199,29	0,6
2017	176.962,83	51,8	136.012,63	39,8	26.164,76	7,7	2.366,96	0,7
MÉDIA	194.897,14	57,07	121.131,20	35,47	23.353,43	6,84	2.125,41	0,72
DP	1.916,42		1.536,23		382,63		28,35	

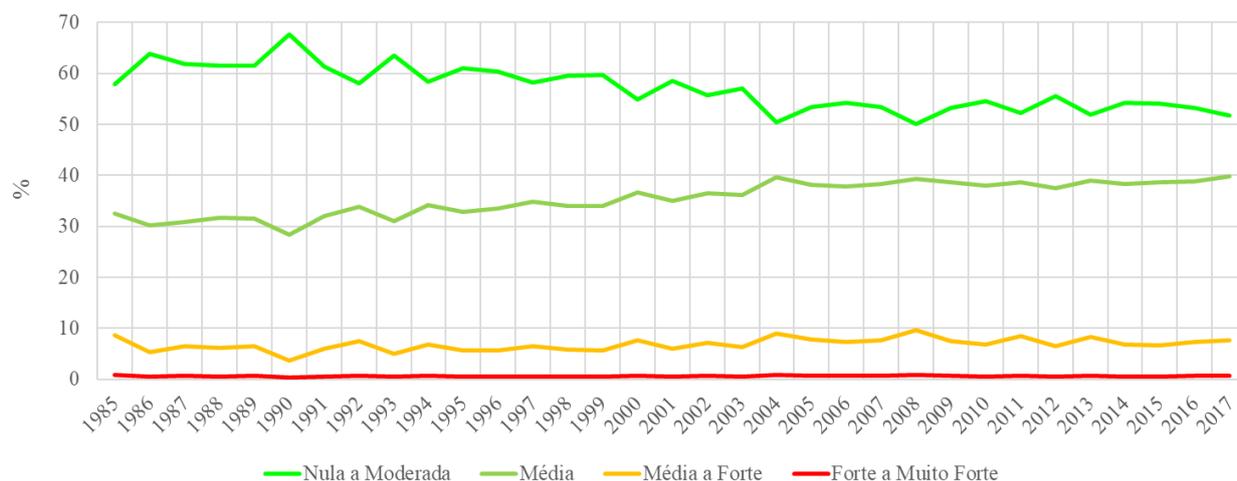


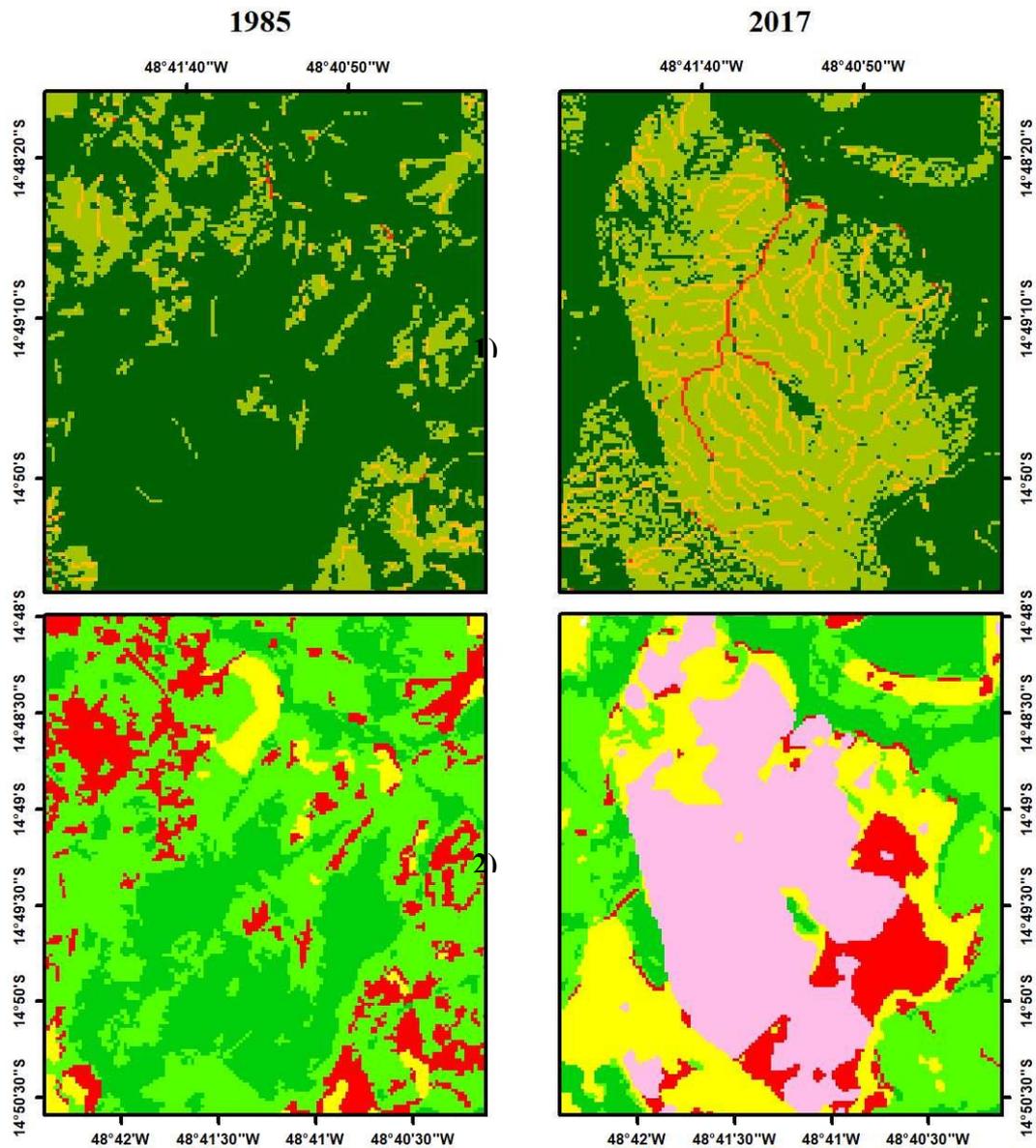
Figura 22. Mudança temporal nas classes de perda de solo (1985 a 2017).

Observa-se nas Figuras 23 e 24 que perdas Fortes a Muito Fortes (acima de 200 Mg/ha) geralmente estão associadas a áreas com longas vertentes e que possuem relevo inclinado, e

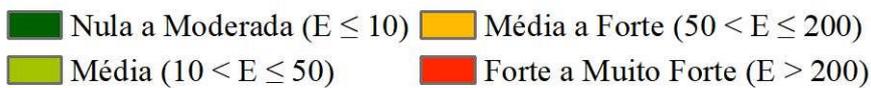
também à supressão da vegetação nativa, que ao ser retirada (ou convertida para outra forma de uso) deixa exposta as áreas de encosta que naturalmente possuem maiores declividades, aumentando assim as taxas médias de perda de solo. Na Figura 23 é possível notar uma região no município de Niquelândia, norte do estado, que apresentou um aumento médio na perda de solo ao ter sua vegetação nativa (classe de ocupação vegetação densa e cerrado) substituída por áreas de agricultura e pastagem. Nota-se também no centro das imagens que áreas adjacentes à uma drenagem de ordem superior apresentaram um grande aumento nas taxas de erosão no ano de 2017, fato que não era observado no ano de 1985, devendo-se isso aos fatos mencionados acima.

Caso semelhante é observado na Figura 24 que mostra uma região no município de Jaraguá, centro goiano, que ao ter suas vegetações ripárias suprimidas e convertidas sobretudo para áreas de pastagens, em 2017 registrou altos índices de erosão ao longo das drenagens, que conhecidamente são áreas com relevo mais declivoso. Em todas as demais áreas adjacentes às redes de drenagens são observadas perdas de solo de grau Médio a Forte, principalmente quando sujeitas à usos como pastagem e agricultura. Quando mantidas sob a vegetação nativa, as perdas diminuem para Nula a Moderada, indicando que a presença da vegetação nativa consegue atenuar os altos valores de LS provenientes de áreas de encostas ou com declividade acentuada.

As perdas de solo nos três principais usos (agricultura, pastagem e mosaico) são verificadas na Figura 25 onde se observa que a agricultura exprime maior potencial de geração de danos ambientais sobre a perspectiva da erosão hídrica quando comparados à áreas de pastagens, ainda considerando que as áreas de agricultura são menores quantitativamente do que as áreas de pastagens. São evidenciadas perdas anuais médias acima de 30 Mg/ha na agricultura, com uma média histórica do período de 32,82 Mg/ha, sendo 1990 o ano em que houve a menor perda (média anual de 23,11 Mg/ha), e 2008 o ano com maior perda de solo (média anual de 40,73 Mg/ha). Enquanto isso nas pastagens são reportadas perdas anuais médias inferiores à 28 Mg/ha, com uma média histórica do período total analisado de 27,54 Mg/ha, com também o ano de 1990 apresentando o menor valor (média anual de 19,39 Mg/ha), e o ano de 2008 também apresentando o maior valor de perda de solo (33,84 Mg/ha).



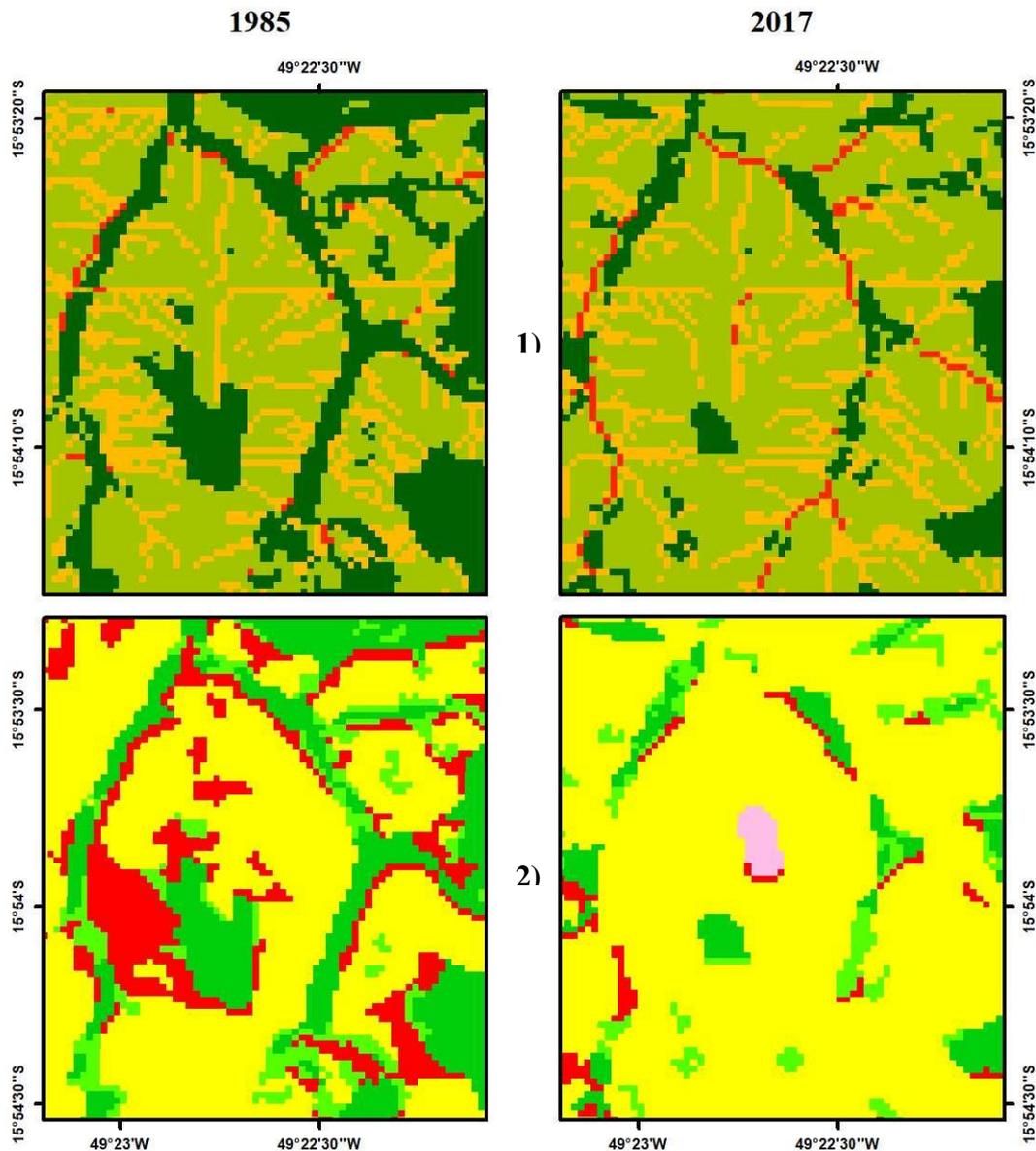
1) Classes de Perda de Solo



2) Classes de Uso e Ocupação do Solo



Figura 23. Relação do processo erosivo com as classes de uso e ocupação do solo. Comparação entre o ano de 1985 e 2017 no município de Niquelândia.



1) Classes de Perda de Solo

<ul style="list-style-type: none"> Nula a Moderada ($E \leq 10$) Média ($10 < E \leq 50$) 	<ul style="list-style-type: none"> Média a Forte ($50 < E \leq 200$) Forte a Muito Forte ($E > 200$)
--	--

2) Classes de Uso e Ocupação do Solo

<ul style="list-style-type: none"> Vegetação Densa Cerrado 	<ul style="list-style-type: none"> Pastagem Agricultura 	<ul style="list-style-type: none"> Mosaico Agricultura X Pastagem
--	---	---

Figura 24. Relação do processo erosivo com as classes de uso e ocupação do solo. Comparação entre o ano de 1985 e 2017 no município de Jaraguá.

Embora de menor ocorrência no estado (média de 6,91% do total da área do estado), a classe mosaico agricultura X pecuária representada por aquelas feições que não foram possíveis de serem identificadas, apresentou altas estimativas de erosão do solo, com uma média histórica do período total analisado de 48,49 Mg/ha. Mesmo apresentando um valor de CP intermediário (0,15),

possivelmente esta classe ocorre em solos com altos valores de erodibilidade e áreas com elevados valores LS.

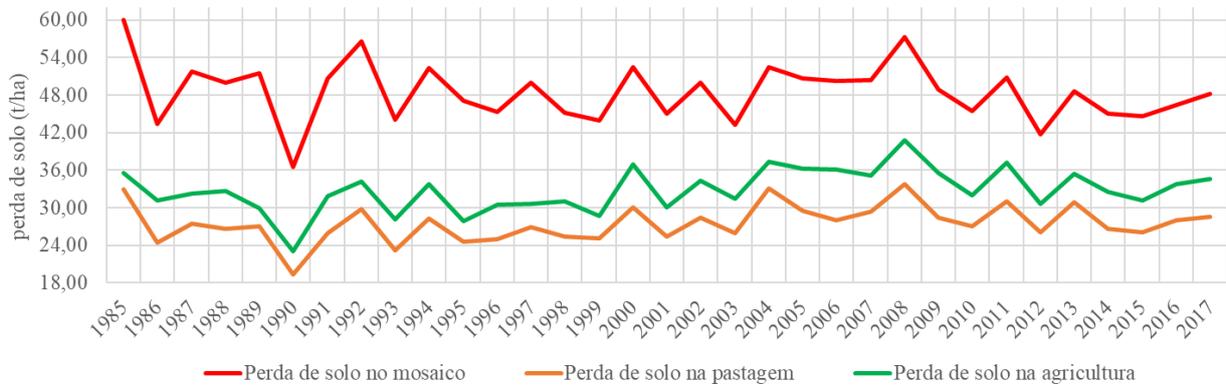


Figura 25. Perda de solo nas feições mosaico, pastagem e agricultura, entre 1985 e 2017.

As Figuras 26 e 27 mostram um comportamento atípico em relação às perdas de solo ocorridas nas pastagens e o tamanho da área ocupada por este uso, bem como em relação ao relevo onde estas se encontram. Nota-se na Figura 26 que mesmo havendo um período onde a pastagem perde área para outros usos a perda de solo tende a crescer, principalmente a partir de meados do ano 2004, quando a área começa de fato diminuir e as perdas começam a crescer.

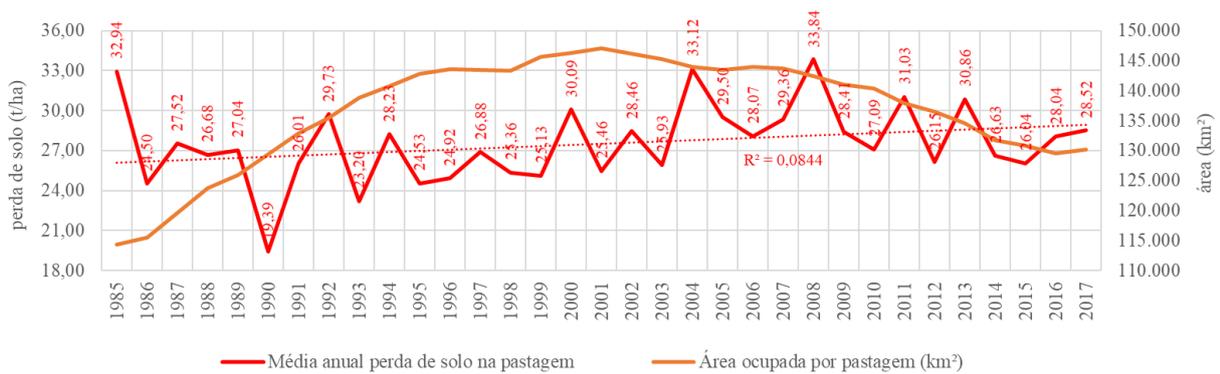


Figura 26. Perda de solo na pastagem X área ocupada pela pastagem, entre 1985 e 2017.

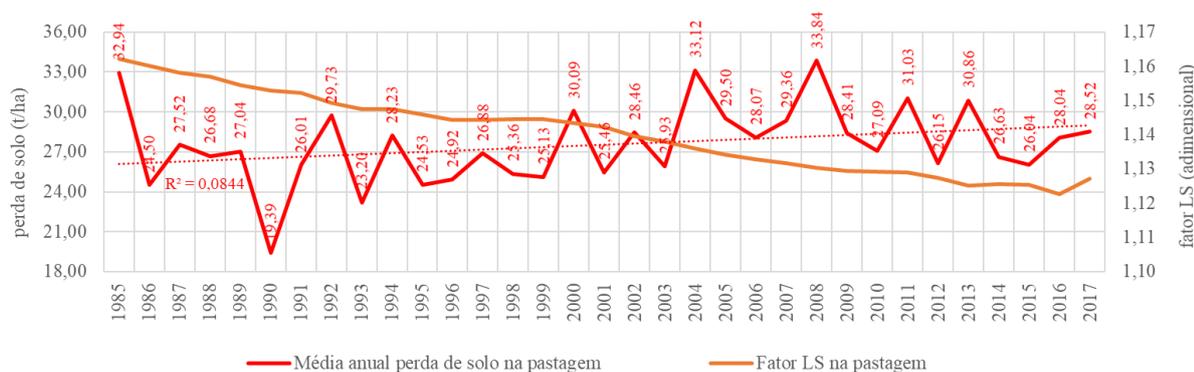


Figura 27. Perda de solo na pastagem X fator LS nas áreas de pastagem, entre 1985 e 2017.

Fato semelhante ocorre em relação ao relevo ocupado por estas áreas. Na Figura 27, a partir do ano de 2003 enquanto a média do fator LS diminui nas áreas onde ocorrem pastagens, a perda de solo continua aumentando. De fato, ambas as curvas apresentam comportamento antagônico, pois o fator LS vem decrescendo sistematicamente ao longo dos anos enquanto a perda de solo apresenta tendência de crescimento em todo o período.

Na Figura 28 são exibidos dois gráficos que revelam que historicamente a maior parte da pastagem se situa em áreas de Latossolos, registrando uma média histórica do período de 82.245,37 km² (60,54% de ocorrência), seguindo por áreas de Cambissolo, com média de 18.170,17 km² (13,34% da área), depois por Argissolos, com 15.814,90 km² (11,65% de ocorrência), seguido por Plintossolos, com 9.661,48 km² (7,06% da área), Neossolos, com 8.294,65 km² (6,08% de ocorrência), seguidos por solos com menores ocorrências, como os Nitossolos, Gleissolos, Planossolos, Organossolos e por último os Chernossolos. Embora em declínio nos últimos anos, nota-se predomínio histórico de áreas de Latossolo, que em 2017 passam a ocorrerem em 54,19% da área.

As Figuras 29 e 30 relacionam os dados de erosão na pastagem à sua ocorrência nos diferentes tipos de solos ao longo dos anos analisados; na Tabela 14 do Anexo IV é possível visualizar os valores.

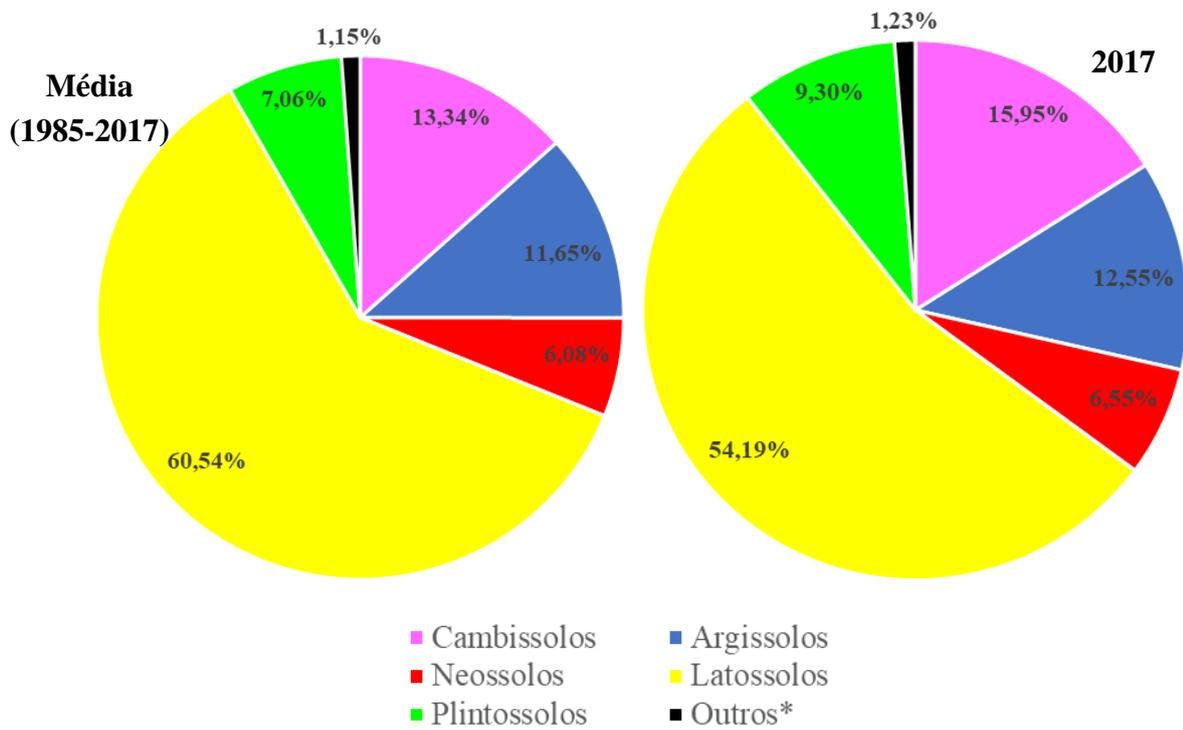


Figura 28. Ocorrência das principais classes de solo que ocorrem nas pastagens, representando a média histórica do período analisado e posteriormente a média anual de 2017.

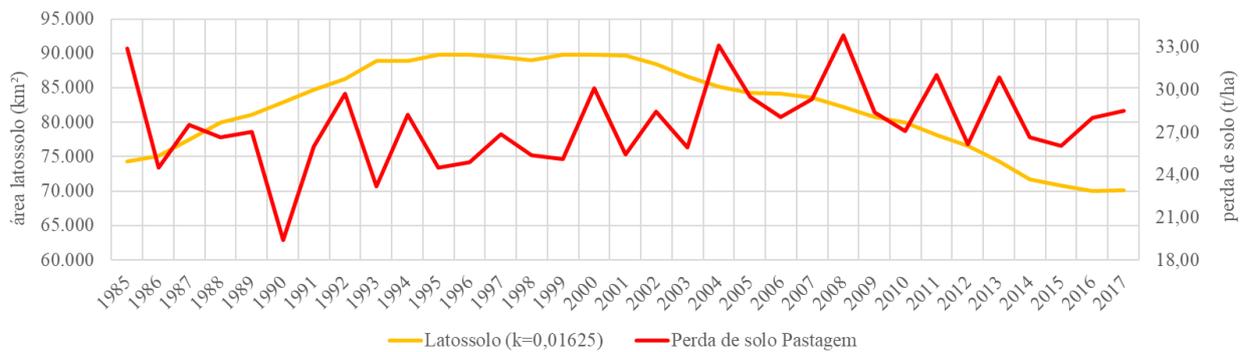


Figura 29. Perda de solo na pastagem X área de LATOSSOLO ocupada pela pastagem, entre 1985 e 2017.

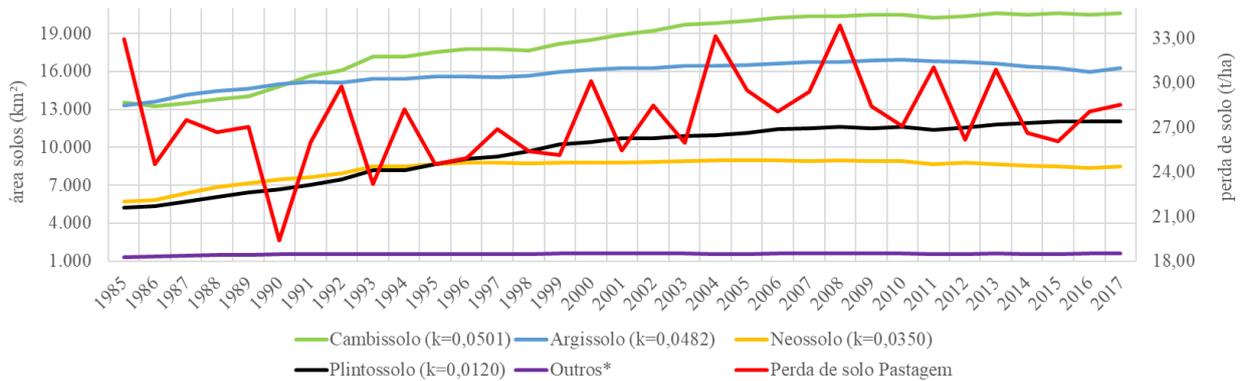


Figura 30. Perda de solo na pastagem X área de OUTROS SOLOS ocupada pela pastagem, entre 1985 e 2017.

A Figura 29 revela que até a metade do período analisado, aproximadamente no ano de 2000, a pastagem vinha expandindo sua ocupação sobre áreas de Latossolo, condicionando perdas de solo mais amenas quando comparadas à segunda metade do período analisado, quando as pastagens começaram a “ceder” suas áreas de Latossolos para outras culturas agrícolas, aumentando significativamente as perdas de solo. Isso se deve ao fato do Latossolo ser um tipo de solo que apresenta de moderada a leve susceptibilidade à erosão (LIMA et al., 2007), devido principalmente à sua boa estruturação, permeabilidade e posição no relevo, situando-se na maioria das vezes em áreas planas com pouca declividade.

Por outro lado, enquanto a pastagem vem diminuindo em áreas de Latossolos, solos como Cambissolos, Argissolos e mesmo Neossolos passam a ganhar maior expressão nestas culturas como visto na Figura 30, e a medida em que estas áreas crescem, consequentemente os valores de perda de solo nas pastagens passam a crescer concomitantemente devido ao fato destes solos apresentarem maiores valores de erodibilidade (K) quando comparados aos Latossolos.

Considerando a expressividade da ocorrência dos Latossolos no estado de Goiás e suas adequadas características físico-químicas às atividades agrícolas, de acordo com a Figura 31 percebe-se que historicamente 95,29% da produção agrícola foi feita sobre estes solos, e que em 2017, levando em conta a totalidade das áreas agrícolas, o valor de ocorrência destas áreas agrícolas sobre Latossolos foi de 91,43%. Houve portanto um aumento de lavouras sobre todos os outros tipos de solos, conforme visto na Figura 31. As áreas de Cambissolos foram as que sofreram maiores taxas de expansão, proporcionalmente, quando historicamente elas representavam 1,78% da produção agrícola, e em 2017 ocorriam em 3,30% das lavouras do Estado. A Tabela 15 do Anexo V apresenta os dados de ocupação (área, em km²) e o percentual de área ocupada por cada classe de solo com atividades agrícolas.

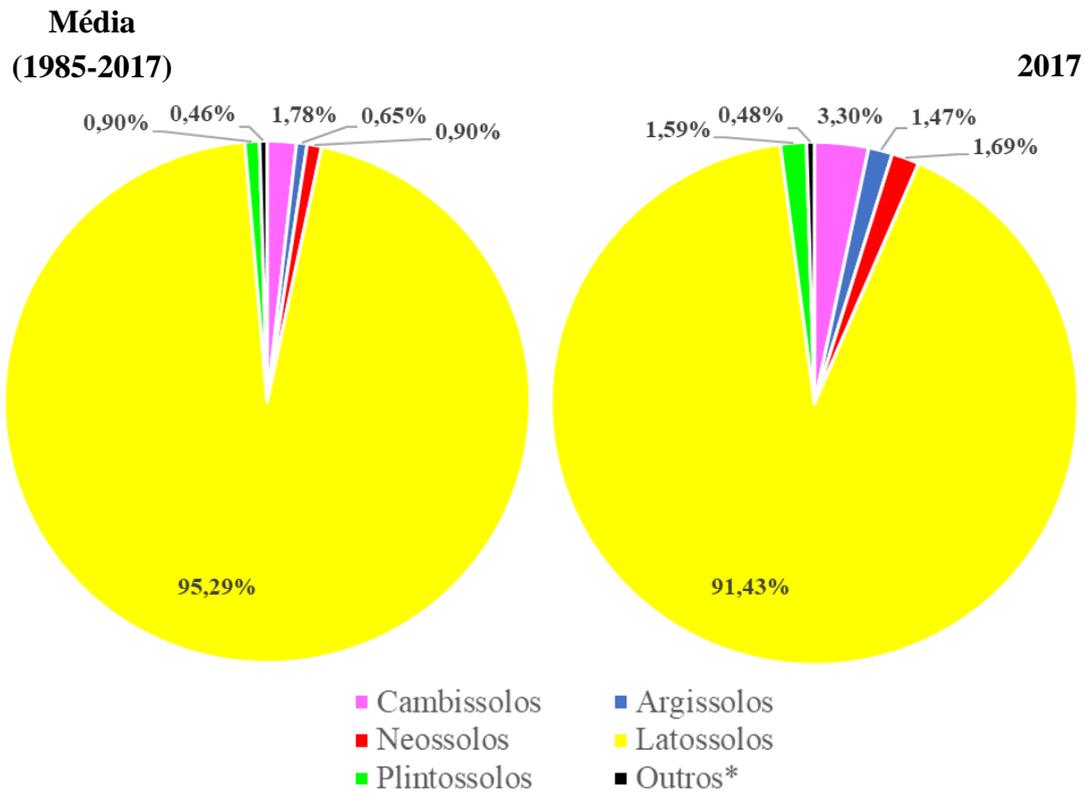


Figura 31. Ocorrência das principais classes de solo que ocorrem na agricultura, representando a média histórica do período analisado e posteriormente a média anual de 2017.

Na Figura 32 constata-se que há uma relação entre quantidade de área ocupada por agricultura e as taxas de erosão do solo registrada nessas localidades. Em termos gerais, quanto mais a agricultura ganha espaço e converte outras áreas para esta forma de uso do solo maiores são as perdas de solo nestas áreas na maioria dos anos analisados.

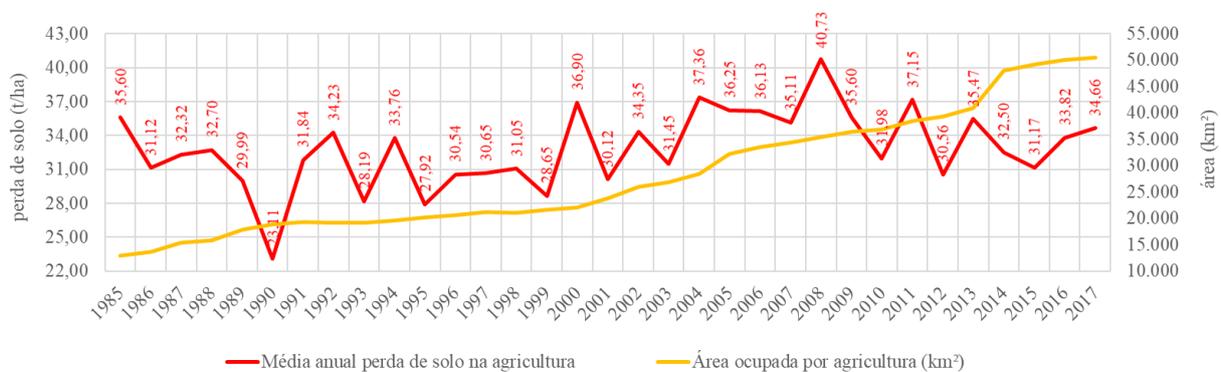


Figura 32. Perda de solo na agricultura X área ocupada por agricultura, entre 1985 e 2017.

6.4 CONCLUSÕES

Observa-se que houve uma grande expansão das atividades agropecuárias no Estado de Goiás, ocasionando mudanças significativas no uso e ocupação do solo em todo o território goiano. As áreas de agricultura aumentaram 11,04% de 1985 à 2017, expandindo-se principalmente sobre as áreas de pastagem, quando foram convertidas 23.221,37 km² de pastagem para agricultura entre 1985 à 2017. Relativamente poucas áreas verdes nativas contribuíram para a expansão da agricultura, totalizando 10.049,15 km² de áreas convertidas. Por outro lado as áreas de pastagem apresentaram um crescimento até meados de 2001, e após este referido ano, começou a apresentar queda de área, fechando o período analisado com aumento de 4,45%. Nota-se portanto um padrão nas mudanças de uso e ocupação do solo, quando áreas de vegetação nativa são convertidas primeiramente em pastagens, e posteriormente estas áreas de pastagens são convertidas em áreas de agricultura.

Ao passo em que áreas verdes nativas diminuíram e áreas de atividades agropecuárias aumentaram, notou-se um aumento nos valores médios do fator CP (utilizado para se estimar as perdas de solo de uma localidade), ocasionando um aumento nas taxas médias de erosão do solo. As alterações nos valores da erosividade da chuva ao longo do período analisado também foi fator preponderante que causou alterações nas perdas de solo entre os anos. Com períodos de chuvas menos intensas em alguns anos, observou-se que as taxas médias de erosão também foram mais amenas nestes anos, porém observou-se que historicamente essas perdas tenderam a crescer, sobretudo devido ao avanço da agropecuária e ao aumento no valor do fator CP. Assim, a média de perda de solo em todo o estado de Goiás foi de 17,95 Mg/ha entre os anos de 1985 e 2017, com o maior valor sendo observado em 2008 (22,59 Mg/ha), e o menos valor observado em 1990 (12,07 Mg/ha).

6.5 REFERÊNCIAS

ALMEIDA, R. Comparação entre bases de dados para mapeamento e modelagem em bacias hidrográficas. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás (UFG), Goiânia, GO, 2015.

AQUINO, C. M. S. & OLIVEIRA. Estimativa do fator erodibilidade (K) das associações de solos do estado Piauí descritas em Jacomine (1986). *Revista Geotemas*, v.7, n.1, p.26-36, 2017.

ARAÚJO, Y. R.; SOUZA, C. A.; ARAÚJO NETO, J. R.; RIBEIRO FILHO, J. C.; LIMA, J. W. C. Perda de nutriente e custo da erosão em microbacia no semiárido brasileiro. *Revista geonorte*, Edição Especial 5, v.7, n.26, p.206-219, 2016.

BERTONI, J. & LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 7 ed., São Paulo: Icone, 2010. 355p.

CABRAL, J. B. P.; BECEGATO, V. A.; SCOPEL, I.; LOPES, R. M. Estudo da erosividade e espacialização dos dados com técnicas de geoprocessamento na carta topográfica de Morrinhos – Goiás/Brasil para o período de 1971 a 2000. *Geofocus (Articulos)*, v.5, p.1-18, 2005.

CASAROLI, D.; RODRIGUES, T. R.; MARTINS, A. P. B.; EVANGELISTA, A. W. P.; JÚNIOR, J. A. Padrões de chuva e de evapotranspiração em Goiânia, GO. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 33, n. 2, p. 247-256, 2018.

CORRECHEL, V. Avaliação de índices de erodibilidade do solo através da técnica da análise da redistribuição do “fallout” do ¹³⁷Cs. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo USP), Piracicaba, SP, 2003.

COSTA, D. P.; SANTOS, J. J.; CHAVES, J. M.; ROCHA, W. J. S. F.; VASCONCELOS, R. N. Novas tecnologias e sensoriamento remoto: aplicação de uma oficina didática para a disseminação das potencialidades dos produtos e ferramentas do MapBiomass. *Sustainability, Agri, Food and Environmental Research*, v.6, n.3, p.36-46, 2018.

DECHEN, S. C. F.; TELLES, T. S.; GUIMARÃES, M. F.; de MARIA, I. C. Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. *Bragantia*, v.74, n.2, p.224-233, 2015.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa do Solo. Sistema brasileiro de classificação de solos. 5ª.ed. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 2018. 356p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Súmula da 10. Reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro, 83p. 1979.

FERREIRA, N. C.; DANTAS, T. M.; LIMA, Y. C. R. Avaliação da Erosividade da chuva nos municípios goianos entre 1998 e 2017. *Revista Eletrônica de Engenharia Civil*, v. 20, n. 10, 2018.

FERREIRA, M. E.; FERREIRA JR., L. G.; MIZIARA, F.; SOARES-FILHO, B. S. Modeling landscape dynamics in the central Brazilian savanna biome: future scenarios and perspectives for conservation. *Journal of Land Use Science*, v.8, n.4, p.403-421, 2012.

FUNK, C.; PETERSON, P.; LANDSFELD, M.; PEDREROS, D.; VERDIN, J.; SHUKLA, S.; HUSAK, G.; ROWLAND, J.; HARRISON, L.; HOELL, A.; MICHAELSEN, J. The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. *Scientific Data*, v.2, 2015.

GALDINO, S. Distribuição espacial da erosividade da chuva no Estado de Goiás e no Distrito Federal. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento – EMBRAPA*, v. 29, 2015.

GÓMEZ, J. Estimativa de erosão pela Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e transferência de sedimentos para todo território Brasileiro. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo (USP), Piracicaba, SP, 2012.

GOSCH, M. S.; FERREIRA, M. E.; NETO, M. A. B. A antropização dos assentamentos rurais nas microrregiões do Estado de Goiás, Bioma Cerrado. *Espaço & Geografia*, v.20, n.1, p.227-243, 2017.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual Técnico da vegetação brasileira. 2ed. Rio de Janeiro, 271p. 2012.

LOPES, V. C.; FERREIRA, L. G.; MIZIARA, F. Dinâmica do uso da terra na agropecuária: a informação sob a perspectiva do método. __ (CT05 - Gestão Territorial e Cadastro Técnico Multifinalitário)__, 2016.

LIMA, G. S. A. Cenários sobre a perda de solos na região metropolitana de Goiânia, e alternativas para mitigação. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás (UFG), Goiânia, GO, 2018.

LIMA, J. E. F. W.; SILVA, E. M.; EID, N. J.; MARTINS, E. S.; KOIDE, S.; REATTO, A. Desenvolvimento e verificação de métodos indiretos para a estimativa da erodibilidade dos solos da Bacia Experimental do Alto Rio Jardim - DF. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v.8, n.2, p.23-36, 2007.

LIU, R.; WEIWANG, J.; SHI, J.; CHEN, Y.; SUN, C.; ZHANG, P.; SHEN, Z. Runoff characteristics and nutrient loss mechanism from plain farmland under simulated rainfall conditions. *Science of the Total Environment*, v.468, n.469, p.1069–1077, 2014.

MANNIGEL, A. R.; CARVALHO, M. P.; MORETI, D.; MEDEIROS, L. R. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum*, v.24, n.5, p.1335-1340, 2002.

MAPBIOMAS, 2017a. Cerrado biome (ATBD_R-Agricultura-e-Floresta-Plantada-Colecao2-02-05-2017_en). Disponível em < https://storage.googleapis.com/mapbiomas/base-dados/metodologia/colecao-3_0/Cerrado-Appendix-ATBD-Colec%CC%A7a%CC%83o-3-V1.pdf > Acessado em 15/12/2018.

MAPBIOMAS, 2017b. Agriculture & Planted Forests (ATBD_R-Agricultura-e-Floresta-Plantada-Colecao2-02-05-2017_en). Disponível em <https://storage.googleapis.com/mapbiomas/base-de-dados/metodologia/colecao-3_0/1-ATBD-Collection-3-version-1.pdf> Acessado em 15/12/2018.

MITASOVA, H.; BROWN, W. M.; HOHMANN, M.; WARREN, S., 2001. Using soil erosion modeling for improved conservation planning: A GIS-based tutorial [online]. Disponível em: <https://web.archive.org/web/20150126144801/http://www4.ncsu.edu/~hmitaso/gmslab/reports/CerIErosionTutorial/denix/site_map.htm>. Acessado em 10/12/2018.

MORAIS, R. C. S. & SALES, M. C. L. Estimativa do potencial natural de erosão dos solos da Bacia Hidrográfica do Alto Gurguéia, Piauí-Brasil, com uso de Sistema de Informação Geográfica. *Caderno de Geografia*, v.27, n.1, p.84-105, 2017.

MORAIS, L. F. B.; SILVA, V.; NASCHENVENG, T. M. C.; HARDOIN, P. C.; ALMEIDA, J. E. L.; WEBER, O. L. S.; BOEL, E.; DURIGON, V. Índice EI30 de chuva e sua relação com o coeficiente de chuva do sudoeste de Mato Grosso. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.15, p.339-344, 1991.

NASCIMENTO, D. T. F.; ROMÃO, P. A.; SALES, M. M. Erosividade e erodibilidade ao longo de dutovia cortando os estados de Minas Gerais e Goiás – Brasil. *Ateliê Geográfico*, v.12, n.1, p.97-117, 2018.

NASCIMENTO, D. T. F. Mapeamento de erosividade do estado de Goiás e do Distrito Federal a partir de estimativas de precipitação por satélite. In: *XII SBCG*, 12, Goiânia- GO, 2016, p.1793-1804.

NEVES, A. K.; KORTING, T. S.; FONSECA, L. M.; QUEIROZ, G. R.; VINHAS, L.; FERREIRA, K. R.; ESCADA, M. I. S. TerraClass x MapBiomass: Comparative assessment of legend and mapping agreement analysis. In: *XVIII GEOINFO*, 18, Salvador- BA, 2017, p.295-300.

OLIVEIRA, P. R. S.; WENDLAND, E.; NEARING, M. A. Rainfall erosivity in Brazil: A review. *Catena*, v.100, p.139-147, 2012.

PENA, D. S. Zoneamento agroclimático do pinhão-manso (*Jatropha curcas* L.) para o Estado de Goiás. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás (UFG), Goiânia, GO, 2013.

ROCHA, G. F.; FERREIRA, L. G.; FERREIRA, N. C.; FERREIRA, M. E. Detecção de desmatamentos no Bioma Cerrado entre 2002 e 2009: Padrões, Tendências e Impactos. *Revista Brasileira de Cartografia*, v.63, p.341-349, 2011.

ROSA, M. R. Comparação e análise de diferentes metodologias de mapeamento da cobertura florestal da Mata Atlântica. *Boletim Paulista de Geografia*, v.95, p.25-34, 2016.

SILVA, A. M. Rainfall erosivity map for Brazil. *Catena*, v.57, n.3, p.251- 259, 2004.

SILVA, A. M. & ALVARES, C. A. Levantamento de informações e estruturação de um banco de dados sobre a erodibilidade de classes de solos no estado de São Paulo. *Geociências*, v. 24, n.1, p.33-41, 2005.

SILVA, D. C. S.; FILHO, J. L. A.; SALES, J. C. A.; LOURENÇO, R. W. Identificação de áreas com perda de solo acima do tolerável usando NDVI para o cálculo do fator C da USLE. *Ra' e GA: Espaço Geográfico em Análise*, v.42, p.77-85, 2017.

SILVA, M. L. N.; FREITAS, P. L.; BLANCANEUX, P.; CURI, N. Índices de erosividade das chuvas da região de Goiânia, GO. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 32, n.10, p.997-985, 1997.

SIMÕES, H. D. G. Modelação Espacial da Erosão Hídrica do Solo: Aplicação da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS). Dissertação (Mestrado) – Instituto Politécnico de Castelo Branco, Castelo Branco, Portugal, 2013.

STRASSBURG, B. B.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; ... & SOARES-FILHO, B. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, v.1, n.99, p.1-3, 2017.

6.6 ANEXO I

Tabela 11. Quadro de áreas MapBiomias 3.

CLASSE	Vegetação densa		Cerrado		Silvicultura		Pastagem		Agricultura	
CÓDIGO MAPBIOMAS	3		4, 12, 13		9		15		19, 20, 25	
VALOR CP	0,00004		0,01		0,0001		0,1		0,2	
	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²
1985	21,52	73.197,25	29,43	100.130,80	0,02	69,21	33,62	114.380,57	3,80	12.934,43
1986	21,84	74.302,69	28,53	97.038,62	0,02	71,77	33,94	115.453,56	4,00	13.617,20
1987	21,69	73.789,96	28,53	97.045,68	0,03	110,27	35,15	119.583,91	4,52	15.380,37
1988	20,95	71.253,71	28,40	96.616,60	0,03	107,35	36,36	123.677,55	4,66	15.840,82
1989	20,88	71.018,74	27,70	94.219,52	0,03	116,23	37,01	125.894,71	5,23	17.803,88
1990	20,78	70.676,52	26,99	91.823,20	0,03	110,57	38,04	129.403,24	5,56	18.913,88
1991	20,47	69.619,40	27,00	91.844,08	0,04	126,37	39,06	132.869,48	5,68	19.319,31
1992	19,95	67.856,66	26,96	91.712,67	0,04	138,40	39,83	135.485,78	5,61	19.098,61
1993	19,82	67.439,85	26,29	89.422,24	0,04	139,42	40,81	138.820,67	5,64	19.192,18
1994	19,42	66.057,66	26,18	89.053,27	0,04	146,69	41,39	140.782,84	5,77	19.617,13
1995	18,76	63.828,08	25,80	87.753,40	0,04	151,83	41,99	142.837,23	5,91	20.117,07
1996	18,56	63.135,00	26,02	88.498,91	0,05	178,28	42,23	143.644,12	6,05	20.588,64
1997	17,87	60.775,81	26,09	88.762,84	0,05	179,51	42,17	143.461,69	6,23	21.190,47
1998	17,89	60.848,86	26,01	88.468,13	0,05	170,03	42,14	143.355,63	6,20	21.105,68
1999	17,73	60.313,47	25,19	85.693,73	0,05	184,05	42,82	145.667,09	6,35	21.598,87
2000	17,44	59.322,80	25,37	86.293,71	0,05	176,77	43,01	146.321,59	6,47	22.012,67
2001	17,25	58.695,11	24,82	84.448,71	0,05	165,04	43,23	147.073,58	7,02	23.863,90
2002	16,99	57.794,13	25,13	85.495,13	0,05	162,95	42,97	146.173,41	7,62	25.923,31

2003	16,70	56.805,40	24,72	84.103,34	0,05	165,90	42,69	145.236,97	7,89	26.826,31
2004	16,37	55.696,66	24,78	84.281,60	0,05	164,49	42,31	143.930,76	8,37	28.473,44
2005	16,37	55.685,51	24,32	82.732,03	0,05	160,15	42,16	143.406,62	9,47	32.220,76
2006	16,30	55.443,27	24,27	82.557,35	0,05	186,42	42,33	144.006,51	9,86	33.537,44
2007	16,39	55.761,57	24,11	82.025,31	0,07	233,77	42,25	143.709,26	10,12	34.412,03
2008	16,36	55.653,24	24,30	82.655,91	0,08	263,97	41,87	142.434,79	10,40	35.376,83
2009	16,39	55.746,50	23,80	80.964,41	0,10	342,48	41,47	141.063,91	10,71	36.447,21
2010	16,30	55.458,27	23,60	80.285,94	0,13	441,64	41,27	140.390,73	10,84	36.875,52
2011	16,16	54.978,31	24,05	81.799,53	0,16	539,90	40,53	137.870,02	11,30	38.454,37
2012	16,18	55.036,47	23,46	79.793,15	0,21	725,68	40,14	136.531,91	11,57	39.367,18
2013	16,30	55.451,55	23,20	78.911,58	0,25	852,83	39,54	134.519,01	12,01	40.865,93
2014	16,31	55.492,18	23,30	79.251,93	0,26	874,24	38,70	131.662,35	14,12	48.045,96
2015	16,19	55.066,65	22,95	78.063,64	0,28	947,93	38,46	130.833,13	14,48	49.242,37
2016	16,30	55.442,39	23,36	79.473,03	0,29	1.002,40	38,07	129.490,57	14,71	50.035,52
2017	16,69	56.760,00	22,11	75.211,91	0,31	1.039,79	38,26	130.151,48	14,84	50.489,87
<i>MÉDIA</i>	<i>18,03</i>	<i>61.345,57</i>	<i>25,36</i>	<i>86.255,51</i>	<i>0,09</i>	<i>316,56</i>	<i>40,18</i>	<i>136.670,44</i>	<i>8,27</i>	<i>28.145,13</i>

Tabela 11. Quadro de áreas MapbBiomias 3 (Continuação).

CLASSE	Urbano		Rochas		Mineração		Água		Mosaico	
CÓDIGO MAPBIOMAS	24		29		30		33		21	
VALOR CP	0		0		1		0		0,15	
	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²
1985	0,20	681,68	0,02	58,54	0,00	3,17	0,55	1.880,52	10,83	36.842,48
1986	0,19	653,39	0,02	61,19	0,00	2,83	0,55	1.865,38	10,91	37.111,88
1987	0,20	669,41	0,02	59,25	0,00	2,32	0,55	1.874,95	9,31	31.662,49

1988	0,20	694,73	0,02	58,87	0,00	3,68	0,57	1.938,19	8,82	29.986,73
1989	0,20	667,69	0,02	63,11	0,00	3,14	0,56	1.899,66	8,38	28.491,59
1990	0,20	692,98	0,02	54,23	0,00	3,52	0,59	2.012,29	7,79	26.487,93
1991	0,20	694,20	0,01	47,77	0,00	2,43	0,59	2.005,61	6,95	23.649,50
1992	0,21	730,39	0,02	56,25	0,00	1,83	0,58	1.956,23	6,80	23.141,15
1993	0,22	740,21	0,01	46,74	0,00	3,15	0,59	2.001,05	6,58	22.372,65
1994	0,22	746,70	0,02	64,29	0,00	3,24	0,59	1.997,03	6,38	21.709,07
1995	0,21	711,78	0,02	59,16	0,00	4,02	0,55	1.868,50	6,72	22.846,71
1996	0,23	767,23	0,02	61,13	0,00	4,05	0,54	1.840,18	6,31	21.460,26
1997	0,24	830,02	0,02	70,64	0,00	4,14	0,80	2.736,30	6,52	22.166,21
1998	0,24	806,84	0,02	66,78	0,00	6,65	0,86	2.921,02	6,59	22.428,25
1999	0,23	793,17	0,02	74,13	0,00	7,49	0,85	2.894,56	6,75	22.951,43
2000	0,25	858,45	0,02	62,36	0,00	7,33	0,91	3.081,41	6,48	22.040,73
2001	0,27	931,29	0,02	60,75	0,00	6,96	0,86	2.924,84	6,47	22.007,53
2002	0,27	933,90	0,02	55,31	0,00	9,36	0,92	3.115,82	6,03	20.514,39
2003	0,27	912,74	0,02	62,28	0,00	7,10	0,93	3.172,61	6,73	22.884,99
2004	0,25	859,93	0,02	58,78	0,00	9,14	1,02	3.454,82	6,83	23.247,83
2005	0,26	882,30	0,02	59,53	0,00	13,40	1,05	3.581,21	6,30	21.436,11
2006	0,28	948,32	0,02	61,68	0,00	11,84	1,09	3.706,19	5,80	19.718,44
2007	0,29	995,20	0,02	58,36	0,00	16,30	1,12	3.797,35	5,63	19.168,40
2008	0,29	970,81	0,02	61,74	0,01	19,28	1,08	3.667,66	5,61	19.073,54
2009	0,31	1.063,92	0,02	65,46	0,00	12,57	1,08	3.690,51	6,11	20.780,58
2010	0,31	1.062,14	0,02	63,43	0,01	18,36	1,17	3.969,96	6,35	21.611,88
2011	0,33	1.108,82	0,02	73,34	0,01	23,02	1,28	4.346,62	6,17	20.983,89
2012	0,33	1.107,98	0,02	60,96	0,01	33,45	1,24	4.212,00	6,85	23.308,82
2013	0,34	1.172,74	0,02	65,99	0,01	35,56	1,21	4.123,52	7,11	24.178,52

2014	0,37	1.263,60	0,02	63,66	0,01	32,95	1,17	3.993,56	5,73	19.496,73
2015	0,38	1.296,76	0,02	73,42	0,01	28,91	1,14	3.877,55	6,10	20.746,77
2016	0,38	1.288,27	0,02	58,99	0,01	32,01	1,09	3.722,86	5,77	19.630,88
2017	0,38	1.291,37	0,02	64,31	0,01	40,39	1,03	3.487,59	6,36	21.640,21
<i>MÉDIA</i>	<i>0,27</i>	<i>903,91</i>	<i>0,02</i>	<i>61,59</i>	<i>0,00</i>	<i>12,53</i>	<i>0,87</i>	<i>2.958,11</i>	<i>6,91</i>	<i>23.508,44</i>

6.7 ANEXO II

Tabela 12. Matriz de transição de áreas (em km²) entre os anos de 1985 e 2017.

1985 - 2017	Vegetação densa	Cerrado	Silvicultura	Pastagem	Agricultura	Mosaico	Urbano	Vazio	Rocha	Mineração	Água
Vegetação densa	39.277,26	11.045,79	124,98	15.795,21	2.633,45	3.407,97	18,93	0,01	5,87	4,57	880,83
Cerrado	10.140,81	48.829,68	289,77	28.034,24	7.415,70	4.625,84	125,63	0,01	8,94	21,04	636,16
Silvicultura	10,22	1,73	31,89	2,01	15,32	7,85	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19
Pastagem	4.270,13	6.795,34	461,56	71.189,90	23.221,37	7.740,88	350,25	0,00	0,01	8,17	341,06
Agricultura	25,52	24,76	15,40	727,29	11.617,86	491,01	27,69	0,00	0,00	0,03	4,81
Mosaico	2.925,79	8.421,32	116,13	14.268,62	5.577,95	5.154,89	158,12	0,00	0,02	5,39	212,99
Urbano	1,54	14,94	0,04	20,53	1,18	32,27	610,38	0,00	0,00	0,13	0,66
Vazio	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01	0,00	0,00
Rocha	1,56	7,33	0,00	0,00	0,14	0,03	0,00	0,00	49,40	0,00	0,05
Mineração	0,06	1,00	0,00	0,11	0,00	0,30	0,13	0,00	0,00	1,00	0,58
Água	105,76	68,12	0,01	111,09	6,45	178,57	0,22	0,00	0,05	0,06	1.410,16

6.8 ANEXO III

Tabela 13. Matriz de correlação de perda de solo entre os anos analisados.

Ano	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
1985	1	0,75	0,75	0,73	0,70	0,69	0,69	0,67	0,67	0,67	0,65	0,65	0,64	0,64	0,63	0,64
1986	0,75	1	0,80	0,79	0,73	0,73	0,73	0,70	0,70	0,69	0,67	0,67	0,66	0,66	0,65	0,66
1987	0,75	0,80	1	0,81	0,80	0,77	0,74	0,72	0,71	0,71	0,69	0,68	0,68	0,67	0,66	0,66
1988	0,73	0,79	0,81	1	0,82	0,81	0,78	0,75	0,75	0,73	0,71	0,70	0,69	0,69	0,68	0,68
1989	0,70	0,73	0,80	0,82	1	0,82	0,81	0,77	0,75	0,74	0,72	0,71	0,70	0,69	0,68	0,68
1990	0,69	0,73	0,77	0,81	0,82	1	0,82	0,81	0,78	0,76	0,73	0,73	0,71	0,71	0,70	0,70
1991	0,69	0,73	0,74	0,78	0,81	0,82	1	0,83	0,83	0,78	0,76	0,74	0,73	0,72	0,71	0,71
1992	0,67	0,70	0,72	0,75	0,77	0,81	0,83	1	0,84	0,82	0,78	0,76	0,75	0,73	0,71	0,72
1993	0,67	0,70	0,71	0,75	0,75	0,78	0,83	0,84	1	0,84	0,82	0,79	0,77	0,76	0,74	0,74
1994	0,67	0,69	0,71	0,73	0,74	0,76	0,78	0,82	0,84	1	0,83	0,82	0,79	0,77	0,75	0,75
1995	0,65	0,67	0,69	0,71	0,72	0,73	0,76	0,78	0,82	0,83	1	0,84	0,82	0,79	0,77	0,76
1996	0,65	0,67	0,68	0,70	0,71	0,73	0,74	0,76	0,79	0,82	0,84	1	0,84	0,83	0,79	0,79
1997	0,64	0,66	0,68	0,69	0,70	0,71	0,73	0,75	0,77	0,79	0,82	0,84	1	0,84	0,82	0,80
1998	0,64	0,66	0,67	0,69	0,69	0,71	0,72	0,73	0,76	0,77	0,79	0,83	0,84	1	0,84	0,83
1999	0,63	0,65	0,66	0,68	0,68	0,70	0,71	0,71	0,74	0,75	0,77	0,79	0,82	0,84	1	0,84
2000	0,64	0,66	0,66	0,68	0,68	0,70	0,71	0,72	0,74	0,75	0,76	0,79	0,80	0,83	0,84	1
2001	0,63	0,65	0,65	0,67	0,67	0,69	0,70	0,71	0,73	0,74	0,75	0,77	0,78	0,80	0,83	0,86
2002	0,63	0,65	0,66	0,67	0,67	0,69	0,70	0,71	0,73	0,74	0,74	0,76	0,78	0,79	0,80	0,86
2003	0,62	0,65	0,65	0,66	0,66	0,67	0,69	0,70	0,72	0,73	0,73	0,75	0,76	0,77	0,78	0,82
2004	0,62	0,63	0,64	0,66	0,66	0,67	0,68	0,69	0,71	0,72	0,73	0,74	0,76	0,76	0,77	0,80

2005	0,62	0,64	0,64	0,65	0,65	0,67	0,68	0,69	0,71	0,72	0,72	0,74	0,75	0,76	0,76	0,80
2006	0,61	0,64	0,64	0,66	0,65	0,67	0,68	0,68	0,70	0,71	0,72	0,73	0,74	0,75	0,75	0,79
2007	0,62	0,64	0,64	0,65	0,65	0,67	0,68	0,68	0,70	0,71	0,71	0,73	0,74	0,75	0,75	0,78
2008	0,61	0,63	0,63	0,64	0,64	0,65	0,67	0,68	0,69	0,70	0,70	0,72	0,73	0,74	0,74	0,77
2009	0,61	0,63	0,63	0,65	0,64	0,66	0,67	0,67	0,69	0,70	0,70	0,72	0,72	0,74	0,74	0,77
2010	0,61	0,63	0,63	0,65	0,64	0,66	0,67	0,67	0,69	0,70	0,70	0,72	0,72	0,74	0,74	0,76
2011	0,61	0,63	0,63	0,64	0,64	0,66	0,67	0,67	0,69	0,70	0,70	0,72	0,72	0,73	0,73	0,76
2012	0,60	0,61	0,62	0,63	0,63	0,64	0,65	0,66	0,67	0,68	0,69	0,70	0,71	0,72	0,72	0,74
2013	0,60	0,61	0,62	0,63	0,63	0,64	0,65	0,66	0,67	0,68	0,69	0,70	0,71	0,72	0,72	0,74
2014	0,590	0,61	0,62	0,63	0,63	0,64	0,65	0,65	0,67	0,67	0,68	0,70	0,70	0,71	0,71	0,74
2015	0,59	0,62	0,61	0,63	0,62	0,64	0,65	0,65	0,67	0,67	0,68	0,69	0,69	0,71	0,71	0,73
2016	0,59	0,61	0,61	0,62	0,62	0,63	0,64	0,64	0,66	0,67	0,67	0,68	0,69	0,70	0,70	0,73
2017	0,59	0,61	0,61	0,63	0,62	0,63	0,64	0,65	0,66	0,67	0,67	0,69	0,69	0,70	0,70	0,73

Tabela 13. Matriz de correlação de perda de solo entre os anos analisados (continuação)

Ano	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
1985	0,63	0,63	0,62	0,62	0,62	0,61	0,62	0,61	0,61	0,61	0,61	0,60	0,60	0,590	0,59	0,590	0,59
1986	0,65	0,65	0,65	0,63	0,64	0,64	0,64	0,63	0,63	0,63	0,63	0,61	0,61	0,61	0,62	0,61	0,61
1987	0,65	0,66	0,65	0,64	0,64	0,64	0,64	0,63	0,63	0,63	0,63	0,62	0,62	0,62	0,61	0,61	0,61
1988	0,67	0,67	0,66	0,66	0,65	0,66	0,65	0,64	0,65	0,65	0,64	0,63	0,63	0,63	0,63	0,62	0,63
1989	0,67	0,67	0,66	0,66	0,65	0,65	0,65	0,64	0,64	0,64	0,64	0,63	0,63	0,63	0,62	0,62	0,62
1990	0,69	0,69	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,65	0,66	0,66	0,66	0,64	0,64	0,64	0,64	0,63	0,63
1991	0,70	0,70	0,69	0,68	0,68	0,68	0,68	0,67	0,67	0,67	0,67	0,65	0,65	0,65	0,65	0,64	0,64
1992	0,71	0,71	0,70	0,69	0,69	0,68	0,68	0,68	0,67	0,67	0,67	0,66	0,66	0,65	0,65	0,64	0,65

1993	0,73	0,73	0,72	0,71	0,71	0,70	0,70	0,69	0,69	0,69	0,69	0,67	0,67	0,67	0,67	0,66	0,66
1994	0,74	0,74	0,73	0,72	0,72	0,71	0,71	0,70	0,70	0,70	0,70	0,68	0,68	0,67	0,67	0,67	0,67
1995	0,75	0,74	0,73	0,73	0,72	0,72	0,71	0,70	0,70	0,70	0,70	0,69	0,69	0,68	0,68	0,67	0,67
1996	0,77	0,76	0,75	0,74	0,74	0,73	0,73	0,72	0,72	0,72	0,72	0,70	0,70	0,70	0,69	0,68	0,69
1997	0,78	0,78	0,76	0,76	0,75	0,74	0,74	0,73	0,72	0,72	0,72	0,71	0,71	0,70	0,69	0,69	0,69
1998	0,80	0,79	0,77	0,76	0,76	0,75	0,75	0,74	0,74	0,74	0,73	0,72	0,72	0,71	0,71	0,70	0,70
1999	0,83	0,80	0,78	0,77	0,76	0,75	0,75	0,74	0,74	0,74	0,73	0,72	0,72	0,71	0,71	0,70	0,70
2000	0,86	0,86	0,82	0,80	0,80	0,79	0,78	0,77	0,77	0,76	0,76	0,74	0,74	0,74	0,73	0,73	0,73
2001	1	0,87	0,85	0,82	0,80	0,80	0,79	0,77	0,77	0,77	0,76	0,75	0,75	0,74	0,74	0,73	0,73
2002	0,87	1	0,87	0,86	0,83	0,82	0,81	0,80	0,79	0,78	0,78	0,76	0,76	0,76	0,75	0,74	0,74
2003	0,85	0,87	1	0,87	0,87	0,84	0,83	0,81	0,80	0,79	0,79	0,77	0,77	0,76	0,76	0,75	0,75
2004	0,82	0,86	0,87	1	0,88	0,86	0,84	0,83	0,81	0,80	0,80	0,79	0,78	0,77	0,76	0,76	0,75
2005	0,80	0,83	0,87	0,88	1	0,89	0,87	0,85	0,83	0,82	0,81	0,80	0,79	0,79	0,77	0,77	0,76
2006	0,80	0,82	0,84	0,86	0,89	1	0,89	0,87	0,85	0,84	0,83	0,81	0,80	0,80	0,78	0,77	0,77
2007	0,79	0,81	0,83	0,84	0,87	0,89	1	0,89	0,88	0,85	0,84	0,82	0,81	0,80	0,79	0,78	0,78
2008	0,77	0,80	0,81	0,83	0,85	0,87	0,89	1	0,88	0,87	0,85	0,83	0,82	0,81	0,79	0,79	0,78
2009	0,77	0,79	0,80	0,81	0,83	0,85	0,88	0,88	1	0,89	0,88	0,84	0,83	0,82	0,80	0,79	0,79
2010	0,77	0,78	0,79	0,80	0,82	0,84	0,85	0,87	0,89	1	0,89	0,87	0,85	0,83	0,82	0,80	0,80
2011	0,76	0,78	0,79	0,80	0,81	0,83	0,84	0,85	0,88	0,89	1	0,88	0,87	0,85	0,82	0,81	0,81
2012	0,75	0,76	0,77	0,79	0,80	0,81	0,82	0,83	0,84	0,87	0,88	1	0,89	0,87	0,83	0,82	0,81
2013	0,75	0,76	0,77	0,78	0,79	0,80	0,81	0,82	0,83	0,85	0,87	0,89	1	0,90	0,86	0,84	0,83
2014	0,74	0,76	0,76	0,77	0,79	0,80	0,80	0,81	0,82	0,83	0,85	0,87	0,90	1	0,89	0,86	0,85
2015	0,74	0,75	0,76	0,76	0,77	0,78	0,79	0,79	0,80	0,82	0,82	0,83	0,86	0,89	1	0,86	0,86

2016	0,73	0,74	0,75	0,76	0,77	0,77	0,78	0,79	0,79	0,80	0,81	0,82	0,84	0,86	0,86	1	0,87
2017	0,73	0,74	0,75	0,75	0,76	0,77	0,78	0,78	0,79	0,80	0,81	0,81	0,83	0,85	0,86	0,87	1

6.9 ANEXO IV

Tabela 14. Proporção da ocorrência de cada solo na classe pastagem, entre 1985 e 2017.

Solo Ocorrência	Organossolos		Cambissolos		Argissolos		Gleissolos		Neossolos		Chernossolos	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
1985	10,96	0,01%	13.527,33	11,89%	13.335,00	11,72%	385,09	0,34%	5.692,45	5,01%	1,02	0,00%
1986	12,14	0,01%	13.280,76	11,57%	13.603,47	11,85%	380,92	0,33%	5.837,70	5,08%	1,03	0,00%
1987	15,49	0,01%	13.510,05	11,36%	14.144,23	11,89%	412,05	0,35%	6.381,10	5,37%	0,91	0,00%
1988	19,09	0,02%	13.824,67	11,24%	14.450,63	11,75%	430,84	0,35%	6.868,47	5,58%	1,02	0,00%
1989	20,90	0,02%	14.051,77	11,22%	14.642,61	11,69%	436,36	0,35%	7.162,70	5,72%	1,16	0,00%
1990	20,84	0,02%	14.806,45	11,50%	14.991,83	11,65%	447,07	0,35%	7.486,10	5,82%	1,06	0,00%
1991	20,63	0,02%	15.693,92	11,88%	15.187,56	11,49%	460,04	0,35%	7.669,22	5,80%	1,10	0,00%
1992	19,05	0,01%	16.077,81	11,93%	15.135,54	11,23%	471,52	0,35%	7.952,13	5,90%	1,22	0,00%
1993	17,08	0,01%	17.147,54	12,25%	15.428,86	11,02%	487,09	0,35%	8.490,10	6,06%	1,25	0,00%
1994	17,08	0,01%	17.147,54	12,25%	15.428,86	11,02%	487,09	0,35%	8.490,10	6,06%	1,25	0,00%
1995	14,95	0,01%	17.530,91	12,34%	15.592,27	10,98%	503,76	0,35%	8.654,20	6,09%	1,47	0,00%
1996	15,33	0,01%	17.781,23	12,45%	15.609,36	10,93%	514,12	0,36%	8.762,74	6,13%	1,50	0,00%
1997	14,94	0,01%	17.773,76	12,46%	15.572,81	10,91%	521,86	0,37%	8.784,00	6,16%	1,50	0,00%
1998	13,87	0,01%	17.682,70	12,40%	15.670,40	10,99%	548,68	0,38%	8.709,46	6,11%	1,46	0,00%
1999	15,80	0,01%	18.183,97	12,55%	15.979,67	11,03%	570,67	0,39%	8.763,23	6,05%	1,48	0,00%
2000	15,37	0,01%	18.483,70	12,70%	16.148,43	11,10%	575,16	0,40%	8.816,28	6,06%	1,45	0,00%
2001	14,97	0,01%	18.899,17	12,92%	16.283,83	11,13%	594,18	0,41%	8.770,24	6,00%	1,59	0,00%
2002	14,20	0,01%	19.211,84	13,22%	16.285,42	11,20%	587,10	0,40%	8.839,01	6,08%	1,71	0,00%
2003	12,12	0,01%	19.700,97	13,64%	16.423,09	11,37%	605,94	0,42%	8.930,88	6,18%	1,77	0,00%
2004	10,77	0,01%	19.820,81	13,85%	16.424,40	11,47%	610,22	0,43%	8.968,05	6,27%	1,75	0,00%
2005	10,34	0,01%	20.032,13	14,04%	16.495,93	11,57%	610,44	0,43%	8.991,47	6,30%	1,69	0,00%
2006	9,61	0,01%	20.269,06	14,15%	16.631,95	11,61%	619,96	0,43%	8.982,77	6,27%	1,89	0,00%

2007	9,06	0,01%	20.341,39	14,23%	16.743,95	11,71%	633,91	0,44%	8.921,03	6,24%	2,04	0,00%
2008	8,59	0,01%	20.389,99	14,39%	16.768,96	11,84%	625,57	0,44%	8.953,44	6,32%	2,24	0,00%
2009	8,39	0,01%	20.501,32	14,61%	16.850,70	12,01%	613,96	0,44%	8.890,03	6,34%	2,30	0,00%
2010	8,39	0,01%	20.474,61	14,66%	16.940,03	12,13%	609,95	0,44%	8.892,65	6,37%	2,30	0,00%
2011	8,54	0,01%	20.270,88	14,78%	16.833,83	12,28%	597,14	0,44%	8.682,03	6,33%	2,34	0,00%
2012	9,18	0,01%	20.366,07	15,00%	16.756,73	12,34%	600,66	0,44%	8.780,28	6,47%	2,12	0,00%
2013	8,64	0,01%	20.588,26	15,39%	16.598,86	12,41%	605,15	0,45%	8.687,64	6,49%	1,90	0,00%
2014	7,42	0,01%	20.517,39	15,67%	16.417,57	12,54%	604,22	0,46%	8.535,52	6,52%	1,67	0,00%
2015	7,38	0,01%	20.634,78	15,86%	16.280,02	12,51%	611,27	0,47%	8.512,95	6,54%	1,48	0,00%
2016	7,98	0,01%	20.458,37	15,89%	15.994,15	12,42%	630,95	0,49%	8.385,96	6,51%	1,58	0,00%
2017	8,74	0,01%	20.634,51	15,95%	16.240,64	12,55%	634,96	0,49%	8.479,49	6,55%	1,44	0,00%
MÉDIA	12,96	0,00	18.170,17	0,13	15.814,90	0,12	546,30	0,00	8.294,65	0,06	1,57	0,00

Tabela 14. Proporção da ocorrência de cada solo na classe pastagem, entre 1985 e 2017 (Continuação).

Solo Ocorrência	Nitossolos		Latosolos		Plintossolos		Planossolos	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
1985	912,14	0,80%	74.353,50	65,38%	5.251,61	4,62%	9,04	0,01%
1986	958,65	0,84%	75.099,76	65,41%	5.367,67	4,68%	9,18	0,01%
1987	1.004,60	0,84%	77.455,33	65,13%	5.738,74	4,83%	11,17	0,01%
1988	1.044,53	0,85%	80.012,84	65,05%	6.073,50	4,94%	12,01	0,01%
1989	1.041,31	0,83%	81.133,59	64,80%	6.446,72	5,15%	12,26	0,01%
1990	1.049,78	0,82%	82.927,04	64,43%	6.695,58	5,20%	12,00	0,01%
1991	1.044,05	0,79%	84.737,09	64,12%	7.048,29	5,33%	12,69	0,01%
1992	1.037,58	0,77%	86.315,76	64,05%	7.459,01	5,54%	13,10	0,01%
1993	1.034,17	0,74%	88.893,08	63,49%	8.210,25	5,86%	15,03	0,01%
1994	1.034,17	0,74%	88.893,08	63,49%	8.210,25	5,86%	15,03	0,01%
1995	1.025,19	0,72%	89.774,44	63,19%	8.659,97	6,10%	15,16	0,01%
1996	1.006,33	0,70%	89.825,03	62,87%	9.061,81	6,34%	15,02	0,01%
1997	996,54	0,70%	89.466,90	62,70%	9.290,23	6,51%	14,54	0,01%
1998	983,45	0,69%	89.026,44	62,44%	9.666,37	6,78%	14,30	0,01%
1999	1.001,83	0,69%	89.856,83	62,03%	10.209,04	7,05%	14,27	0,01%
2000	995,07	0,68%	89.765,56	61,69%	10.419,48	7,16%	14,19	0,01%
2001	973,86	0,67%	89.721,12	61,35%	10.714,61	7,33%	13,96	0,01%
2002	989,06	0,68%	88.461,74	60,85%	10.719,07	7,37%	14,30	0,01%
2003	963,10	0,67%	86.637,75	59,98%	10.923,75	7,56%	14,40	0,01%
2004	943,61	0,66%	85.157,94	59,49%	10.985,98	7,67%	14,43	0,01%
2005	941,75	0,66%	84.223,26	59,05%	11.136,01	7,81%	14,56	0,01%
2006	957,49	0,67%	84.127,55	58,74%	11.437,12	7,99%	14,36	0,01%
2007	966,03	0,68%	83.617,08	58,50%	11.516,80	8,06%	13,82	0,01%
2008	945,76	0,67%	82.182,63	58,01%	11.607,58	8,19%	13,55	0,01%
2009	964,74	0,69%	80.786,16	57,58%	11.504,39	8,20%	13,83	0,01%
2010	963,31	0,69%	79.944,57	57,25%	11.604,95	8,31%	13,70	0,01%
2011	955,18	0,70%	78.173,48	57,01%	11.411,35	8,32%	13,53	0,01%
2012	953,24	0,70%	76.528,10	56,35%	11.592,09	8,54%	13,48	0,01%
2013	955,89	0,71%	74.311,49	55,54%	11.811,54	8,83%	13,36	0,01%
2014	938,38	0,72%	71.763,39	54,81%	11.904,84	9,09%	13,20	0,01%
2015	926,48	0,71%	70.810,53	54,43%	12.052,52	9,26%	13,02	0,01%
2016	940,16	0,73%	69.996,26	54,36%	12.057,68	9,36%	13,11	0,01%
2017	933,85	0,72%	70.117,71	54,19%	12.040,04	9,30%	13,24	0,01%
MÉDIA	981,25	0,01	82.245,37	0,61	9.661,48	0,07	13,42	0,00

6.10 ANEXO V

Tabela 15. Área e percentual de ocupação dos solos com atividade agrícola, de 1985 a 2017.

Area km ²	Organossolos		Cambissolos		Argissolos		Gleissolos		Neossolos		Chernossolos		Nitossolos		Latosolos		Plintossolos		Planossolos		Outros*	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%														
1985	5,28	0,04%	80,86	0,63%	33,66	0,26%	27,41	0,21%	52,87	0,41%	0,00	0,00%	10,87	0,08%	12.667,48	97,99%	46,99	0,36%	0,00	0,00%	43,56	0,34%
1986	5,29	0,04%	92,48	0,68%	40,23	0,30%	27,70	0,20%	57,71	0,42%	0,00	0,00%	11,67	0,09%	13.315,66	97,84%	51,02	0,37%	0,00	0,00%	44,67	0,33%
1987	5,58	0,04%	115,90	0,75%	54,01	0,35%	33,57	0,22%	75,00	0,49%	0,00	0,00%	13,37	0,09%	14.999,91	97,58%	72,00	0,47%	0,00	0,00%	52,52	0,34%
1988	6,11	0,04%	119,96	0,76%	50,41	0,32%	34,29	0,22%	75,82	0,48%	0,00	0,00%	14,88	0,09%	15.461,84	97,65%	68,54	0,43%	0,00	0,00%	55,28	0,35%
1989	8,08	0,05%	153,05	0,86%	62,32	0,35%	38,93	0,22%	95,29	0,54%	0,00	0,00%	18,89	0,11%	17.326,28	97,36%	91,65	0,51%	0,00	0,00%	65,90	0,37%
1990	10,28	0,05%	171,51	0,91%	69,60	0,37%	45,36	0,24%	106,87	0,57%	0,00	0,00%	22,26	0,12%	18.375,68	97,20%	101,31	0,54%	0,00	0,00%	77,90	0,41%
1991	10,58	0,05%	189,16	0,98%	75,24	0,39%	45,47	0,24%	110,47	0,57%	0,02	0,00%	23,89	0,12%	18.739,40	97,04%	114,15	0,59%	0,00	0,00%	79,96	0,41%
1992	10,67	0,06%	195,26	1,02%	73,04	0,38%	45,17	0,24%	107,61	0,56%	0,02	0,00%	22,49	0,12%	18.516,84	97,00%	116,94	0,61%	0,00	0,00%	78,36	0,41%
1993	13,04	0,07%	204,05	1,06%	71,01	0,37%	46,12	0,24%	109,71	0,57%	0,03	0,00%	20,31	0,11%	18.584,99	96,88%	131,25	0,68%	0,01	0,00%	79,52	0,41%
1994	16,76	0,09%	212,46	1,08%	73,84	0,38%	47,38	0,24%	116,86	0,60%	0,00	0,00%	20,71	0,11%	18.980,32	96,81%	135,38	0,69%	0,01	0,00%	84,86	0,43%
1995	17,27	0,09%	228,72	1,14%	84,09	0,42%	52,43	0,26%	123,12	0,61%	0,02	0,00%	23,11	0,11%	19.434,58	96,66%	139,14	0,69%	0,01	0,00%	92,83	0,46%
1996	18,83	0,09%	250,26	1,22%	102,28	0,50%	57,12	0,28%	135,06	0,66%	0,02	0,00%	25,68	0,12%	19.832,33	96,39%	144,18	0,70%	0,01	0,00%	101,67	0,49%
1997	19,18	0,09%	278,64	1,32%	113,70	0,54%	59,77	0,28%	140,77	0,66%	0,02	0,00%	24,87	0,12%	20.382,01	96,24%	156,25	0,74%	0,01	0,00%	103,85	0,49%
1998	19,02	0,09%	287,86	1,36%	112,82	0,53%	60,33	0,29%	137,73	0,65%	0,00	0,00%	21,99	0,10%	20.291,50	96,20%	159,14	0,75%	0,00	0,00%	101,33	0,48%
1999	17,65	0,08%	297,05	1,38%	111,26	0,52%	66,99	0,31%	137,50	0,64%	0,00	0,00%	19,93	0,09%	20.770,46	96,22%	159,41	0,74%	0,00	0,00%	104,57	0,48%
2000	18,22	0,08%	315,22	1,43%	109,67	0,50%	69,72	0,32%	136,84	0,62%	0,00	0,00%	19,49	0,09%	21.159,20	96,18%	167,84	0,76%	0,00	0,00%	107,43	0,49%
2001	18,23	0,08%	370,80	1,55%	120,48	0,51%	73,89	0,31%	162,33	0,68%	0,00	0,00%	22,88	0,10%	22.892,67	95,98%	179,47	0,75%	0,00	0,00%	115,00	0,48%
2002	18,69	0,07%	454,85	1,76%	136,75	0,53%	78,15	0,30%	203,28	0,78%	0,00	0,00%	25,92	0,10%	24.768,44	95,59%	221,00	0,85%	0,00	0,00%	122,76	0,47%
2003	19,04	0,07%	490,57	1,83%	142,52	0,53%	78,85	0,29%	212,81	0,79%	0,00	0,00%	29,21	0,11%	25.605,25	95,49%	230,09	0,86%	0,00	0,00%	127,09	0,47%
2004	20,58	0,07%	556,33	1,95%	151,39	0,53%	81,61	0,29%	250,83	0,88%	0,00	0,00%	32,21	0,11%	27.096,68	95,21%	266,71	0,94%	0,00	0,00%	134,40	0,47%
2005	22,19	0,07%	725,39	2,25%	191,73	0,60%	92,40	0,29%	347,60	1,08%	0,00	0,00%	43,21	0,13%	30.451,44	94,55%	328,98	1,02%	0,00	0,00%	157,79	0,49%
2006	22,56	0,07%	775,61	2,31%	224,22	0,67%	94,86	0,28%	397,22	1,18%	0,00	0,00%	51,00	0,15%	31.599,81	94,27%	353,35	1,05%	0,00	0,00%	168,42	0,50%
2007	22,87	0,07%	831,02	2,42%	250,83	0,73%	97,80	0,28%	417,39	1,21%	0,00	0,00%	57,90	0,17%	32.328,27	93,99%	384,54	1,12%	0,00	0,00%	178,56	0,52%
2008	23,03	0,07%	868,21	2,46%	278,18	0,79%	100,08	0,28%	431,01	1,22%	0,00	0,00%	63,96	0,18%	33.181,42	93,85%	407,46	1,15%	0,00	0,00%	187,07	0,53%

2009	23,47	0,06%	896,10	2,46%	306,32	0,84%	103,81	0,28%	439,74	1,21%	0,00	0,00%	67,68	0,19%	34.156,77	93,77%	426,71	1,17%	0,00	0,00%	194,96	0,54%
2010	23,43	0,06%	897,97	2,44%	315,72	0,86%	102,79	0,28%	436,64	1,18%	0,00	0,00%	69,59	0,19%	34.563,53	93,79%	437,68	1,19%	0,01	0,00%	195,81	0,53%
2011	23,54	0,06%	968,15	2,52%	376,00	0,98%	105,84	0,28%	495,77	1,29%	0,00	0,00%	73,69	0,19%	35.911,82	93,45%	471,05	1,23%	0,01	0,00%	203,08	0,53%
2012	22,96	0,06%	1.031,55	2,62%	354,37	0,90%	105,31	0,27%	467,65	1,19%	0,00	0,00%	71,72	0,18%	36.799,42	93,54%	480,50	1,22%	0,01	0,00%	200,00	0,51%
2013	22,65	0,06%	1.090,19	2,67%	381,21	0,93%	105,29	0,26%	489,27	1,20%	0,00	0,00%	71,46	0,17%	38.172,98	93,47%	502,31	1,23%	0,01	0,00%	199,40	0,49%
2014	25,02	0,05%	1.545,63	3,22%	649,76	1,35%	121,65	0,25%	751,59	1,57%	0,00	0,00%	86,16	0,18%	44.069,23	91,77%	757,20	1,58%	0,17	0,00%	233,00	0,49%
2015	25,60	0,05%	1.579,45	3,21%	684,92	1,39%	124,00	0,25%	810,19	1,65%	0,00	0,00%	86,41	0,18%	45.127,19	91,69%	765,06	1,55%	0,18	0,00%	236,19	0,48%
2016	25,88	0,05%	1.629,43	3,26%	721,40	1,44%	127,77	0,26%	848,91	1,70%	0,00	0,00%	87,61	0,18%	45.763,92	91,51%	796,88	1,59%	0,18	0,00%	241,44	0,48%
2017	25,32	0,05%	1.667,40	3,30%	741,38	1,47%	128,65	0,25%	855,31	1,69%	0,00	0,00%	89,31	0,18%	46.139,96	91,43%	804,00	1,59%	0,17	0,00%	243,46	0,48%
MÉDIA	17,78	0,06%	593,06	1,78%	220,13	0,65%	75,17	0,26%	295,05	0,90%	0,00	0,00%	40,74	0,13%	26.589,92	95,29%	292,98	0,90%	0,02	0,00%	133,72	0,46%

7 CONCLUSÕES GERAIS

Diante o exposto, percebe-se que no estado de Goiás é observado um elevado grau de antropização das áreas nativas, havendo predomínio de áreas de pastagens e de culturas agrícolas. É notado um padrão de conversão dessas áreas, quando às áreas com vegetação nativa são convertidas para áreas de pastagens, e posteriormente essas áreas de pastagens são convertidas para agricultura, ocorrendo poucas mudanças no sentido inverso; é observado que menos de 10% de áreas com pastagens e agricultura foram regeneradas para áreas com vegetação densa e/ou cerrado entre 1985 e 2017. Áreas de agricultura, por sua vez, expandiram-se 290% de 1985 a 2017. Usos de menores ocorrência, como as áreas de silvicultura e mineração também sofreram uma forte expansão no período analisado, tendo as florestas plantas expandindo-se em 1400% e os empreendimentos mineiros crescendo em 1172%. Com períodos de chuvas menos intensas em alguns anos, observou-se que as taxas médias de erosão também foram mais amenas nestes anos, porém observou-se que historicamente essas perdas tenderam a crescer, sobretudo devido ao avanço da agropecuária e ao aumento no valor do fator CP. Portanto, a média histórica de perda de solo para o estado de Goiás é de 17,95 Mg/ha, valor classificado como Médio.

Mesmo ocorrendo em menores proporções quando comparados às pastagens, as áreas agrícolas exprimem um maior potencial de perda de solo quando comparado aos outros usos, incluindo pastagens, indicando que áreas agrícolas condicionam maiores taxas de perda de solo no estado de Goiás.

Também foi observado que houve diferença significativa (porém baixa) da precipitação anual e da erosividade nos 33 anos analisados, tendo a equação de Morais et al. (1991) encontrado os maiores valores de erosividade, e as equações de Silva et al. (1997) e Lombardi Neto e Moldenhauer (1992) encontrado valores semelhantes e inferiores à equação de Morais et al. (1991).

A respeito dos métodos de predição de área cultivada, foi encontrado alta correlação entre os dados do MapBiomass e os dados provenientes do PAM-IBGE, indicando que os valores de ocorrência das culturas anuais estão em concordância entre os dois métodos analisados.