



**Universidade Federal do Tocantins
Campus Universitário de Gurupi
Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais**

ENICLÉIA NUNES DE SOUSA BARROS

**ESTIMATIVA DA EROÇÃO HÍDRICA NAS BACIAS
HIDROGRÁFICAS DOS RIOS LONTRA E MANUEL ALVES
PEQUENO, TO**

**GURUPI - TO
2017**



**Universidade Federal do Tocantins
Campus Universitário de Gurupi
Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais**

ENICLÉIA NUNES DE SOUSA BARROS

**ESTIMATIVA DA EROÇÃO HÍDRICA NAS BACIAS
HIDROGRÁFICAS DOS RIOS LONTRA E MANUEL ALVES
PEQUENO, TO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais e Ambientais da Universidade Federal do Tocantins como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais e Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Ribeiro Viola

Co-orientador: Prof. Dr. Carlos Rogério de Mello

**GURUPI - TO
2017**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins

- B277e Barros, Enicléia Nunes de Sousa.
Estimativa da erosão hídrica nas bacias hidrográficas dos rios Lontra e Manuel Alves Pequeno, TO. / Enicléia Nunes de Sousa Barros. – Gurupi, TO, 2017.
69 f.
- Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal do Tocantins – Câmpus Universitário de Gurupi - Curso de Pós-Graduação (Mestrado) em Ciências Florestais e Ambientais, 2017.
Orientador: Marcelo Ribeiro Viola
Coorientador: Carlos Rogério de Mello
1. Perda de Solo. 2. Conservação do Solo. 3. Manejo de Bacia Hidrográfica. 4. RUSLE. I. Título
- CDD 628**

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).



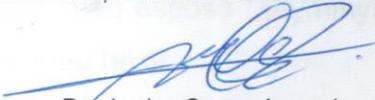
Defesa nº 039/2017

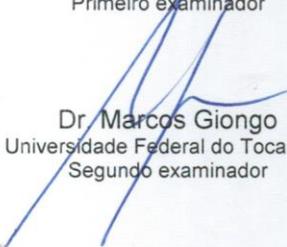
ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE ENICLÉIA NUNES DE SOUSA BARROS, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS E AMBIENTAIS DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS.

Aos 25 dias do mês de março do ano de 2017, às 09 horas, na sala 01, do edifício CeMAF, do Campus de Gurupi, da Universidade Federal do Tocantins - UFT, reuniu-se a Comissão Examinadora da Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: Prof. Orientador Dr. MARCELO RIBEIRO VIOLA da Universidade Federal de Lavras, Prof Dr JUNIOR CESAR AVANZI da Universidade Federal de Lavras e Prof Dr MARCOS GIONGO da Universidade Federal do Tocantins, sob a presidência do primeiro, a fim de proceder a arguição pública da DISSERTAÇÃO DE MESTRADO de ENICLÉIA NUNES DE SOUSA BARROS, intitulada "**Estimativa da erosão hídrica nas bacias hidrográficas dos rios Lontra e Manuel Alves Pequeno, TO**". Após a exposição, a discente foi arguida oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo parecer favorável à aprovação, com as devidas ressalvas e correções apontadas pela banca examinadora, habilitando-a ao título de Mestre em Ciências Florestais e Ambientais.

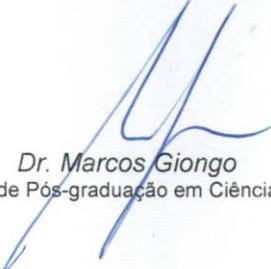
Nada mais havendo a tratar, foi lavrada a presente ata, que, após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.


Dr. Marcelo Ribeiro Viola
Universidade Federal de Lavras
Orientador e presidente da banca examinadora


Dr. Junior Cesar Avanzi
Universidade Federal de Lavras
Primeiro examinador


Dr. Marcos Giongo
Universidade Federal do Tocantins
Segundo examinador

Gurupi, 25 de março de 2017.


Dr. Marcos Giongo
Coordenador do Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais e Ambientais

DEDICATÓRIA E AGRADECIMENTO

Dedico este trabalho ao meu pai Augustinho Nunes de Sousa (in memoriam) pelo amor, cuidado e incentivo dispensados a mim ao longo de 22 belos anos que passamos juntos.

Agradeço a Deus por sempre me dar força e ânimo para nunca desistir dos desafios e oportunidades.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e ambientais, pelo apoio à minha participação no mestrado.

Ao meu orientador, professor Dr. Marcelo Ribeiro Viola, pelo apoio, amizade e compreensão, além de sua dedicação e competência nas revisões e sugestões, questões fundamentais à conclusão deste trabalho.

Aos professores Drs. Carlos Rogério (Co-orientador) e Junior Cesar, e mestrandas Jéssica Assaid, que destinaram parte do seu precioso tempo para participarem dessa pesquisa.

À todos os professores do mestrado que contribuíram direta ou indiretamente com a minha formação.

Aos colegas de turma, pela amizade e presteza em todos os momentos.

À família, em especial, meu esposo Djeymmyson pelo incentivo, e à minha mãe Rosa, pelas orações em meu favor.

RESUMO

A erosão hídrica constitui um dos principais processos de degradação do solo, com impactos que vão desde a redução da produtividade até a diminuição dos recursos naturais existentes. Nesse sentido, o presente trabalho objetivou avaliar o efeito das alterações no uso do solo, de 1990 a 2007, aplicando o modelo RUSLE para estimar espacialmente o comportamento da erosão do solo para as bacias hidrográficas dos rios Lontra e Manuel Alves Pequeno-TO. A erosão hídrica na bacia do rio Lontra, no ano de 2007, variou de “suave” (51,3%), na região central da bacia, onde o relevo é plano e o uso do solo predominante é mata nativa, a “extremamente alta” (24,6%), na faixa que vai do norte ao oeste, com uso do solo predominante pela pecuária e relevo mais declivoso. Na bacia do rio Manuel Alves pequeno, no mesmo período, a classe de erosão denominada suave” (52%) está distribuída ao longo da bacia, devido à maior parte dos solos apresentar baixa erodibilidade e com a maior parte da área cobertas pelo cerrado, já a classe “extremamente alta” (6,7%), nas porções norte e oeste ocorreu devido ao uso do solo pela pecuária, e na porção leste devido à maior declividade. A avaliação temporal da perda de solo evidenciou que não houve variações significativas no período estudado, contudo, na bacia do rio Lontra, de 2000 a 2007, ocorreu uma redução 0,3% da classe “extremamente alta”, devido ao avanço do cerrado sobre a pecuária, enquanto que na bacia do rio Manuel Alves Pequeno, de 1990 a 2007, houve o aumento gradual da taxa de erosão, com a soma das classes “alta”, “muito alta” e “extremamente alta” passando de 25% para 26,4%, justificado pelo crescimento das atividades pastoris nessa bacia. Os pontos críticos de maior susceptibilidades à erosão, encontrados nesse trabalho, constituem-se ferramentas fundamentais para a tomada de decisões associadas ao manejo, conservação e planejamento do uso do solo.

Palavras-chave: perda de solo; conservação do solo; manejo de bacia hidrográfica, RUSLE

ABSTRACT

The hydraulic erosion is one of the main processes of soil degradation. It brings about impacts which range from productivity reduction to existing natural resources decrease. This way, the present work had the objective to evaluate the effects of the alternations in soil use from 1990 to 2007, applying RUSLE model to estimate the soil erosion behavior in space to the hydrographic basins of the Lontra River and Manuel Alves Pequeno River – TO. The hydraulic erosion of the Lontra River basin in 2007 ranged from “light” (51,3%), in the basin central region, where the land is flat and the predominant soil is native wood, to “extremely high” (24,6%) from north to west with land use predominantly by livestock and bending soil surface. In the Manuel Alves Pequeno River basin, in the same period, the erosion classified as “light” (52%) is distributed along the basin, due to most of the soil presents low erosion properties and most of the land is covered by cerrado. As for the “extremely high” (6,7%) in the north and west, it occurred due to the land being used by livestock and in the east, due to being more bending. The seasonal evaluation of the soil loss evidenced that there were no significant variations while carrying out these studies. However, in the Lontra River basin, from 2000 to 2007, there was a reduction of 0,3% in the “extremely high” class due to the advance of the cerrado over the cattle ranch, while in the Manuel Alves Pequeno River basin, from 1990 to 2007, there was a gradual increase on the erosion level, with the addition of the “high”, “very high” and “extremely high” classes, ranging from 25% to 26,4%, explained by the growth of pastoral activities in this basin. The critical points with higher soil susceptibility to erosion, found in this work, become fundamental tools to make decisions associated to the management preservation and planning the soil use.

Keywords: soil loss; soil preservation; hydrographic basin management; RUSLE

SUMÁRIO

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | INTRODUÇÃO | 7 |
| 2 | REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 10 |
| 2.1 | CLASSES DE SOLOS..... | 10 |
| 2.2 | EROSÃO HÍDRICA | 11 |
| 2.3 | MODELOS DE PREDIÇÃO DE PERDA DE SOLO..... | 13 |
| 2.3.1 | <i>RUSLE</i> | 16 |
| 2.4 | USO DO SIG EM MODELAGEM DE EROSIÃO HÍDRICA | 23 |
| 2.5 | APLICAÇÕES DE MODELAGEM DA EROSIÃO HÍDRICA EM BACIAS BRASILEIRAS | 25 |
| 3 | MATERIAL E MÉTODOS | 29 |
| 3.1 | ÁREA DE ESTUDO | 29 |
| 3.1.1 | <i>Bacia Hidrográfica do rio Lontra</i> | 29 |
| 3.1.2 | <i>Bacia Hidrográfica do rio Manoel Alves Pequeno</i> | 30 |
| 3.2 | CÁLCULO DA EROSIÃO HÍDRICA..... | 30 |
| 3.2.1 | <i>Fator R - Erosividade da chuva</i> | 31 |
| 3.2.2 | <i>Fator K - Erodibilidade do solo</i> | 32 |
| 3.2.3 | <i>Fator LS – Topográfico</i> | 35 |
| 3.2.4 | <i>Fatores C e P - Cobertura e manejo do solo e Práticas conservacionistas</i> | 37 |
| 4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO | 43 |
| 4.1 | FATOR R..... | 43 |
| 4.2 | FATOR K..... | 44 |
| 4.3 | FATOR LS | 46 |
| 4.4 | FATOR CP..... | 49 |
| 4.5 | DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA TAXA DE EROSIÃO MÉDIA ANUAL | 51 |
| 5 | CONCLUSÕES | 58 |
| 6 | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 59 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| TABELA 1: CLASSES PARA INTERPRETAÇÃO DOS VALORES ANUAIS DE EROSIVIDADE (FATOR R)..... | 18 |
| TABELA 2: PORCENTAGEM DE OCORRÊNCIA DAS CLASSES DE SOLO NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS LONTRA E MANUEL ALVES PEQUENO..... | 34 |
| TABELA 3: CLASSES DE SOLO E VALORES DO FATOR K ADOTADOS NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS LONTRA E MANUEL ALVES PEQUENO..... | 34 |
| TABELA 4: DISTRIBUIÇÃO DAS CLASSES DE DECLIVIDADE PARA AS BACIAS DOS RIOS LONTRA E MANUEL ALVES PEQUENO, SEGUNDO CLASSIFICAÇÃO DA EMBRAPA (1979)..... | 37 |
| TABELA 5: EVOLUÇÃO DA ÁREA DAS CLASSES DE USO DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO LONTRA..... | 40 |
| TABELA 6: EVOLUÇÃO DA ÁREA DAS CLASSES DE USO DO SOLO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MANUEL ALVES PEQUENO..... | 40 |
| TABELA 7: VALORES DO FATOR C PARA AS CONDIÇÕES DE COBERTURA E USO DO SOLO ENCONTRADAS NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS LONTRA E MANUEL ALVES PEQUENO E RESPECTIVAS FONTES..... | 42 |
| TABELA 8: PERCENTUAL DE OCORRÊNCIA DAS FAIXAS DE VALORES DO FATOR LS NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS LONTRA E MANUEL ALVES PEQUENO..... | 48 |
| TABELA 9: PERDA DE SOLO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO LONTRA E CLASSES QUALITATIVAS DE ACORDO COM A CLASSIFICAÇÃO PROPOSTA POR AVANZI ET AL. (2013)..... | 52 |
| TABELA 10: PERDA DE SOLO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MANUEL ALVES PEQUENO E CLASSES QUALITATIVAS DE ACORDO COM A CLASSIFICAÇÃO PROPOSTA POR AVANZI ET AL. (2013)..... | 55 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|--------------------------------------|
| FIGURA 1: LOCALIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TOCANTINS-ARAGUAIA NO TERRITÓRIO BRASILEIRO COM DESTAQUE PARA A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO LONTRA, BIOMAS E HIDROGRAFIA | 29 |
| FIGURA 2: LOCALIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TOCANTINS-ARAGUAIA NO TERRITÓRIO BRASILEIRO COM DESTAQUE PARA A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MANUEL ALVES PEQUENO, BIOMA E HIDROGRAFIA | 30 |
| FIGURA 3: MAPAS DO FATOR R ($MJ\ MM\ HA^{-1}\ H^{-1}\ ANO^{-1}$) NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS LONTRA (A) E MANOEL ALVES PEQUENO (B) GERADOS PELA METODOLOGIA KRIGAGEM COM REGRESSÃO (FONTE: MELLO ET AL., 2013) | 32 |
| FIGURA 4: MAPAS DE SOLOS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS LONTRA (A) E MANOEL ALVES PEQUENO (B) (FONTE: SEPLANTO, 2012)..... | 33 |
| FIGURA 5: MODELO DIGITAL DE ELEVAÇÃO ASTER E MAPA DE DECLIVIDADE DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS LONTRA (A E B) E MANOEL ALVES PEQUENO (C E D)..... | 36 |
| FIGURA 6: MAPAS DE USO DO SOLO NOS ANOS 1990 (A), 2000 (B) E 2007 (C) DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO LONTRA, TO | 38 |
| FIGURA 7: MAPAS DE USO DO SOLO NOS ANOS 1990 (A), 2000 (B) E 2007 (C) DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MANUEL ALVES PEQUENO, TO | 39 |
| FIGURA 8: MAPAS DE ERODIBILIDADE DOS SOLOS ($T\ H\ MJ^{-1}\ MM^{-1}$) DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS LONTRA (A) E MANOEL ALVES PEQUENO (B)..... | ERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO. |
| FIGURA 9: MAPAS DO FATOR TOPOGRÁFICO (ADIMENSIONAL) DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS LONTRA (A) E MANOEL ALVES PEQUENO (B) | 47 |
| FIGURA 10: MAPA DA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA TAXA DE EROSIÃO MÉDIA ANUAL ($MG\ HA^{-1}\ ANO^{-1}$) NO PERÍODO DE 1990 (A), 2000 (B), E 2007 (C), NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO LONTRA | 51 |
| FIGURA 11: MAPA DA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA TAXA DE EROSIÃO MÉDIA ANUAL ($MG\ HA^{-1}\ ANO^{-1}$) NO PERÍODO DE 1990 (A), 2000 (B), E 2007 (C), NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MANUEL ALVES PEQUENO | 54 |

1 INTRODUÇÃO

O solo constitui um recurso ambiental de fundamental relevância, sendo responsável dentre outras funções, pela produção de alimentos e tamponamento de impactos ambientais. Contudo, a degradação acelerada do solo causa a perda de suas funções ecossistêmicas. Nesse sentido, a conservação e restauração do solo constituem-se em um dos grandes desafios da modernidade (NEEDELMAN, 2013).

Segundo Telles et al. (2011) a erosão do solo causa a perda significativa de atributos físicos, químicos e biológicos do mesmo. Além disso, também representa perdas econômicas consideráveis, tendo em vista os gastos com a sua mitigação. Grandes extensões de áreas utilizadas para a agricultura podem se tornar improdutivas se o processo erosivo não estiver em níveis controláveis (HIGGITT, 1991). A Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO, 2001) aponta que aproximadamente 500 milhões de toneladas de solos são erodidos, por ano, no Brasil. E ainda que o país, juntamente com a Argentina, Bolívia, Chile e Paraguai, apresentam o equivalente a 200 milhões de hectares de terras degradadas na América do Sul.

No Brasil, um dos maiores problemas causados pela erosão hídrica é a perda da produtividade do solo. Grande parte dos agricultores ainda não aderiu às técnicas adequadas de manejo e conservação do solo, por isso, o processo erosivo tem sido bastante elevado.

O crescimento populacional ocorrido nas últimas décadas culminou em um aumento considerável da demanda por commodities agrícolas, especialmente em áreas do Cerrado do Brasil central, o que por sua vez intensifica o uso do solo pela pecuária e, conseqüentemente, promove alterações da cobertura vegetal, contribuindo para o processo da erosão hídrica (MARTINELLI; FILOSO, 2008).

Segundo Aquino et al. (2007), o conhecimento prévio do potencial erosivo do solo de determinada área pode direcionar as ações humanas de conservação, por meio do uso e manejo sustentável dos recursos naturais existentes. Nesse sentido a medição do processo de erosão do solo auxilia no gerenciamento dessas áreas, por meio de uma adequada alocação de recursos voltados à redução da erosão, recuperando a fertilidade do solo e identificando áreas para conservação e pesquisa (BONILLA et al., 2010).

Os métodos diretos de determinação da erosão hídrica, através de chuvas simulada ou naturais, requerem bastante tempo empreendido na obtenção dos dados e por isso geram um custo elevado, além disso é necessária rigorosa padronização nos procedimentos de medida em campo. Nessa perspectiva, modelos matemáticos hidrossedimentológicos que estimam a erosão visam diminuir estas limitações.

Existem vários modelos associados à erosão hídrica, dentre os quais destacam-se: Equação Universal de Perda de Solos (USLE), desenvolvida na década de 1950; sua versão modificada MUSLE, que surgiu em 1975 com a substituição do fator erosividade da chuva por fatores associados ao escoamento; a RUSLE, sua versão revisada, com alterações no fator topográfico e na consideração da relação entre erosão em sulco e em entressulcos. O modelo Watershed Erosion Simulation Program (WESP), desenvolvido em 1987 que trabalha a erosão em função da interação entre o impacto das gotas de chuva e o fluxo superficial gerado, e o Water Erosion Prediction Project (WEPP) que aborda o conceito de erosão nos sulcos e entre sulcos de forma baseada no processo; dentre outros (Mello et al., 2016).

A Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) foi desenvolvida no final do século XX, e consiste em uma adaptação da Universal Soil Loss Equation (USLE) (WISCHMEIER; SMITH, 1956). É um modelo amplamente aplicado no Brasil, no que se refere à estimativa da erosão e aos efeitos de diferentes práticas de manejo do solo, principalmente por causa da simplicidade de sua formulação (RENARD et al., 1997; BARRETO; BARROS; SPAROVEK, 2008; WANG; HAPUARACHCHI; ISHIDAIRA, 2009).

Os estudos de modelagem da erosão hídrica consideram as alterações da cobertura vegetal, decorrente da expansão pecuária, por meio de análises multitemporais do uso do solo. Essas análises servem como ferramenta para avaliar os impactos causados, ao longo do tempo, pelo transporte de sedimentos (JORDAN et al., 2005; ALATORRE; BEGUERÍA; VICENTE-SERRANO, 2011), principalmente em áreas próximas a corpos d'água naturais e artificiais (BAKKER et al., 2008). O uso do solo no estado do Tocantins vem sendo alterado nos últimos anos em razão da expansão da fronteira agrícola brasileira, especialmente sobre os biomas Cerrado e Amazônia.

A Bacia Hidrográfica do Rio Lontra (BHL) está localizada na região norte do estado do Tocantins, considerada uma das principais sub-bacias de drenagem do rio Araguaia (VIOLA et al., 2012). Conta com uma população de aproximadamente

187.000 (cento e oitenta e sete mil) habitantes, com a maior parte residindo no município de Araguaína (IBGE, 2015). A economia dessa região gira em torno, principalmente, de atividades pecuárias, mas também possui um forte comércio e indústria. Atualmente conta com a presença de 3 Frigoríficos de referência nacional. A região é considerada como um grande polo produtivo, pois conta com a presença de fazendas de pequeno, médio e grande porte focadas em atividades pastoris, acelerando seu desenvolvimento econômico.

A Bacia Hidrográfica do Rio Manoel Alves Pequeno (BMA) está localizada na região centro-norte do estado do Tocantins e constitui um dos principais afluentes à margem direita do rio Tocantins (FEITOSA; IOST, 2011). Essa região conta com pouco mais de 7.400 habitantes, residentes no município de Itacajá e na aldeia indígena Kraô. A economia é voltada principalmente para a pecuária, mas há também o cultivo do milho, arroz, feijão, dentre outras culturas. Trata-se de uma região com grandes paisagens naturais, ainda pouco explorada, atraindo turistas de todas as regiões do país.

Nessa perspectiva, este estudo visou avaliar o efeito do uso do solo, entre 1990 e 2007, nas estimativas da erosão hídrica a partir da modelagem com a Equação Universal de Perdas de Solo Revisada (RUSLE) em ambiente SIG, para as bacias hidrográficas dos rios Lontra e Manuel Alves Pequeno, importantes afluentes dos rios Araguaia e Tocantins, respectivamente, localizadas na região centro-norte do estado do Tocantins.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Classes de Solos

A classificação de um determinado solo é realizada por meio da avaliação dos atributos físicos, químicos, mineralógicos e morfológicos do perfil que o representam. Outros aspectos também são analisados, tais como: aspectos ambientais do local de origem do perfil, sendo eles o clima, vegetação, relevo, condições hídricas, características externas ao solo e relações solo-paisagem (EMBRAPA, 2006).

De modo geral, os Argissolos por apresentar movimentação da argila do horizonte superficial para o horizonte B; essa movimentação gera o acúmulo de argila nestes horizontes, culminando no entupimento dos poros, dificultando a permeabilidade da água e aumentando o volume de escoamento superficial (EMBRAPA, 2006). Segundo Salomão (1999) os Argissolos Vermelho Amarelos são solos que possuem minerais com baixa resistência ao intemperismo, não são hidromórficos e possuem textura classificada como arenosa a muito argilosa. Trata-se de solos profundamente drenados, contudo sujeitos ao surgimento de ravinas e voçorocas, principalmente quando manejados inadequadamente.

Os Neossolos Quartzarênicos são considerados solos pobres e ácidos, com textura arenosa e profundos; nesse solo, a permeabilidade permite grande capacidade de infiltração do escoamento superficial, contudo, devido ao baixo teor de argila, não há coesão entre as partículas, contribuindo com o processo erosivo (SALOMÃO, 1999; EMBRAPA, 2006). Os Neossolos Litólicos são solos comuns em áreas de maior declividade, trata-se de solos pouco desenvolvidos, rasos, sem a presença do lençol freático e próximo a rochas. Possuem baixa capacidade de armazenamento da água, mas possibilita a concentração do escoamento superficial; susceptíveis ao surgimento de ravinas, porém não de voçorocas (SALOMÃO, 1999).

Os Plintossolos são solos geralmente localizados em regiões de várzeas, áreas de terrenos planos ou suavemente ondulados; pertencem a classe dos solos hidromórficos. Além disso, contam com significativo teor de argila, entre 62 e 86%, e silte variando entre 12 e 22% (EMBRAPA, 2006; MARINHO, 2003). Os Plintossolos considerados de melhor drenagem, compostos por petroplintita no perfil, ocorrem em sua maioria na região central do Brasil, dentre os estados principais encontra-se o Tocantins (EMBRAPA, 2006).

Os Latossolos são solos profundos, constituídos por material mineral, resultado de um avançado processo de intemperismo, e por isso muito evoluídos, fortemente ácidos e classificados como fortemente a bem drenados. São geralmente encontrados em topos de áreas planas, de textura argilosa ou textura média com horizonte B latossólico (EMBRAPA, 2006).

Os Cambissolos compreendem solos constituídos por material mineral, com evolução variando entre moderada a incipiente, apresentando textura argilosa. Alguns fatores contribuem para que as características deste solo variem tanto de um local para outro, dentre eles destacam-se a heterogeneidade do material de origem, formas de relevo e condições climáticas. Possui classes variando entre fortemente até imperfeitamente drenados, são solos que podem apresentar-se de rasos a profundos, e de alta a baixa saturação por bases e atividade química da fração argila (SALOMÃO, 1999; EMBRAPA, 2006).

2.2 Erosão Hídrica

Segundo Simões e Coiado (2003), a erosão natural constitui um conjunto de processos, por meio do qual o material terroso ou rochoso é desgastado, desagregado e removido de determinado lugar da superfície terrestre. Como consequência disso, têm-se as mudanças na superfície da terra, que de forma geral, tendo em vista grandes períodos de tempo, pode-se dizer que atuam de forma lenta e contínua. Em contrapartida, a erosão acelerada, é compreendida como processo de desprendimento e arraste acelerado das partículas do solo, advindos principalmente da ação do homem sobre o solo (BRAGA, 2005; BERTONI, LOMBARDI NETO, 2010).

A erosão hídrica é entendida como o processo de desgaste da superfície da terra pela ação direta da água, que por sua vez destaca e remove o solo ou seu material geológico de um ponto de origem da superfície terrestre e o deposita em outro (SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA – SSSA, 2008). Para Dunne e Leopold (1978) o volume de escoamento determina o potencial erosivo e depende de fatores, tais como: quantidade e intensidade de precipitação, infiltrabilidade do solo e capacidade de retenção do fluxo de água na superfície do solo.

Entende-se que os processos de erosão e sedimentação podem representar graves problemas em uma bacia hidrográfica. Em relação à agricultura, a erosão remove a camada superficial do solo, reduzindo a fertilidade do mesmo, o que representa perda significativa na produtividade, pois retira nutrientes e matéria

orgânica do solo. No que diz respeito aos corpos d'água, o sedimento transportado prejudica a qualidade das águas superficiais, além de servir como veículo a poluentes adsorvidos. Quando a capacidade de transporte dos corpos receptores é insuficiente, os sedimentos são depositados em canais de irrigação, rios, estuários, reservatórios, portos, o que por sua vez reduz a capacidade das estruturas hidráulicas (PAIVA, 2003).

Nas condições de clima tropical, a erosão mais importante é a denominada hídrica, por que os índices pluviométricos são mais elevados nessas regiões em detrimento das outras do planeta. Nesse sentido, verifica-se que o processo erosivo pode ser ainda mais intenso nas regiões de clima tropical devido à concentração de chuvas em determinado período ou estação do ano (BERTONI, LOMBARDI NETO, 2010).

No Brasil, os primeiros estudos sobre erosão começaram em 1950, com o objetivo inicial de prever o assoreamento em reservatórios. Com o passar dos anos, esses estudos focaram mais as regiões mais populosas do centro-sul do país, devido principalmente à inadequada ação antrópica sobre o uso do solo, o que pode ocasionar a erosão, o transporte de sedimentos nos cursos d'água e o assoreamento dos rios, lagos e reservatórios (CARVALHO, 1994).

Segundo Tucci (2007), da mesma forma como é possível diferenciar os principais componentes do ciclo hidrológico, também é possível identificar os processos que regem o deslocamento de partículas sólidas que, em conjunto constituem o ciclo hidrossedimentológico. Esses processos são denominados como desagregação, transporte, e depósito.

Segundo Christofolletti (1981) no percurso de um rio, a maior atividade do processo erosivo encontra-se nas cabeceiras, regiões com maior declividade e velocidade da água, onde ocorre o desprendimento do maior volume de materiais; porém, espera-se que a declividade, juntamente com os sedimentos transportados, vá diminuindo gradativamente nas porções do médio e baixo curso d'água, e vá se configurando a disposição dos sedimentos. Nesse sentido, a calha do rio é alargada devido ao aumento de sedimentos nas porções mais baixas.

Para Ranzini e Lima (2002) é de extrema importância a definição do uso e manejo florestal do solo considerando a avaliação da erosão hídrica, requerendo, inicialmente, o estudo das características hidrológicas da bacia, que envolve o clima, geomorfologia, solo, vegetação, deflúvio e evapotranspiração (CARDOSO et al., 2006;

TONELLO et al., 2006). O conhecimento do processo hidrossedimentológico em uma bacia hidrográfica é de fundamental importância, pois através deste é possível fazer uma adequada gestão dos recursos hídricos, além de nortear as tomadas de decisões em relação às atividades humanas (LIMA, SINGH, 2002).

Entre as consequências da erosão hídrica destaca-se o assoreamento de reservatórios, onde o transporte das partículas de solo pela água sobre a superfície, aumentado pela ausência de obstáculos, conduzem à deposição dos sedimentos em regiões mais baixas e de menor declividade, provocando o assoreamento nos leitos dos rios, barragens e baixadas (VEIGA; AMADO, 1991).

A erosão hídrica também provoca a perda expressiva de áreas agriculturáveis de determinadas regiões que, por suas próprias características, apresentam maior susceptibilidade ao processo erosivo. A degradação do solo pelo arraste das partículas menores e mais ricas em nutrientes gera a diminuição da fertilidade, e por consequência, diminui por um lado a produtividade e aumenta por outro a demanda por fertilizantes e corretivos agrícolas. Além disso, a erosão hídrica provoca a redução da espessura do solo, diminuindo a capacidade de retenção e redistribuição da água, contribuindo para a geração de um maior volume de escoamento superficial e conseqüentemente, maior erosão (SANTOS et al. 2010).

2.3 Modelos de Predição de Perda de Solo

Os modelos de predição de perda de solo são considerados uma representação simplificada da realidade, e estão baseados em hipóteses sobre a estrutura ou comportamento de um sistema físico (RODRIGUES, 2005).

Segundo Rodríguez e Suárez (2010), os estudos relacionados à erosão hídrica tiveram início no século XX nos Estados Unidos da América (EUA), onde se desenvolviam, por um lado uma Política de Uso da Terra, e por outro, sociedades de conservação do solo. Esses estudos preocupavam-se apenas com a descrição qualitativa dos principais fatores que compunham o processo erosivo, contudo este é considerado um período de expressivo desenvolvimento experimental e aquisição de dados (SILVA; PRUSKI, 2006; AMORIM 2009).

A partir do desenvolvimento das pesquisas voltadas à erosão, realizadas na década de 1940, no Cinturão do Milho, no Meio-Oeste americano, surgiram as primeiras equações empíricas de determinação da perda de solo em declives, como

por exemplo, os estudos realizados por Smith (1941); Browning, Parish e Glass (1947) e Zingg (1950)

No ano de 1936, Cook desenvolveu um modelo de erosão que considerava os seguintes fatores: erodibilidade do solo; erosividade da chuva e cobertura vegetal (COOK, 1936). Partindo desse ponto, foram agregando novos fatores a esse modelo, como por exemplo, fator topográfico (ZINGG, 1940), práticas conservacionistas (SMITH, 1941) e cobertura do solo (BROWNING; CLASS, 1947).

Na década de 1950, foi desenvolvida a equação denominada Universal Soil Loss Equation (USLE), posteriormente, essa equação foi revisada e atualizada por Wischmeier e Smith (1978). Este modelo de predição de perda de solo inspirou vários outros e tem sido bastante utilizado para pequenas bacias hidrográficas, principalmente por necessitar de poucas informações (PAIVA, 2003). No Brasil os primeiros trabalhos realizados com a utilização da modelagem USLE foram executados por Bertoni; Lombardi Neto e Benatti (1959).

Em 1975 Williams apresenta uma modificação da USLE, a denominada Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE), utilizada na estimativa da contribuição dos sedimentos na escala de bacias hidrográficas, por meio de eventos individuais. Consiste em um modelo empírico, cujo fator erosividade da chuva, utilizado na USLE, é substituído pelo fator de escoamento (SADEGHIE et al., 2007; SILVA et al., 2011).

Existe ainda a versão revisada da USLE, chamada de Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), que tem sido bastante utilizada por pesquisadores, pois trata-se de um modelo da melhoria de alguns procedimentos do da USLE, devido a considerar algumas alterações, para efeito de cálculo, dos fatores topográficos L e S (DURÃES, 2013).

O Agricultural Non-Point Source Pollution Model (AGNPS) é um modelo proposto por Kwong (1995), acoplado a um Sistema de Informação Geográfica (SIG), e que possibilita verificar processos erosivos e estimativas de perda de solo em bacias hidrográficas. Esse modelo identificou as áreas com potencial risco de produção de sedimentos, e propôs o controle da erosão através da aplicação de adequadas técnicas de manejo e conservação dos solos.

Lopes em 1987 propôs o modelo Watershed Erosion Simulation Program (WESP), que considera a erosão por meio do impacto das gotas de chuva e pelo fluxo superficial. Esses fatores são considerados não permanentes e variados. Além disso,

esse modelo utiliza a componente hidráulica do modelo Kinematic Runoff and Erosion Model (KINEROS) e as técnicas de modelagem do projeto Water Erosion Prediction Project (WEPP) (DURÃES, 2013).

O Water Erosion Prediction Project (WEPP) foi desenvolvido nos Estados Unidos da América (FLANAGAN e NEARING, 1995). Esse modelo resultou de um pacote tecnológico para estimativas das perdas de solo baseado nos princípios físicos do processo de erosão (LAFLEN et al., 1991).

O WEPP é um modelo dinâmico de simulação que trabalha com os conceitos de erosão entressulcos e nos sulcos. Por ser um modelo semi determinístico faz o uso de equações da teoria de infiltração, física do solo, hidráulica, fisiologia vegetal e mecânica da erosão (LANE; NEARING, 1989). Esse modelo tem sua aplicação em encostas e bacias hidrográficas (FLANAGAN; LIVINGSTON, 2007) e simula processos de infiltração, escoamento superficial direto, crescimento de vegetação, decomposição de resíduos, práticas culturais e hidráulica de escoamento (DURÃES, 2013)

O European Soil Erosion Model (EUROSEM) constitui outro modelo de predição da erosão, onde por meio da equação de balanço de massa é capaz de computar o transporte, a erosão e a deposição dos sedimentos sobre a superfície, por meio da queda direta da chuva, da drenagem pelas folhas e do escoamento pelo caule (MORGAN et al., 1998).

Outro modelo utilizado na predição da erosão é o Limburg Soil Erosion Model (LISEM), desenvolvido pelo Departamento de Geografia Física da Universidade de Utrecht e pela Divisão de Física do Solo do Centro Winand Staring (Wegeningen), localizados na Holanda (DE ROO et al., 1996). Nos estudos realizados com esse modelo na Holanda, Alemanha, Austrália, África do Sul, China, França, dentre outros, o objetivo principal foi planejar e simular o uso e ocupação dos solos, visando à conservação do mesmo e mitigando os impactos ambientais. A disseminação da utilização desse modelo se deve, principalmente, ao fato de se tratar de um método fisicamente fundamentado nos processos de interceptação da água da chuva pelo dossel da vegetação, no armazenamento superficial da água, na infiltração da água no solo e também no escoamento superficial direto, por apresentar seus resultados geograficamente distribuídos e estar totalmente inserido em um ambiente SIG (GOMES et al., 2008).

Modelos como o Soil and Water Assessment Tool (SWAT) e KINEROS são considerados completamente capazes de simular os processos erosivos e transporte de sedimentos em escalas maiores, de bacias hidrográficas, contudo necessitam de mais dados de entrada para poderem simular efetivamente os eventos, sendo estes contínuos ou isolados (DURÃES, 2013).

Finalmente, afirma-se que seja qual for o modelo adotado para determinado estudo, seja empírico ou baseado nos processos, deve-se sempre primar por dados que permitam uma posterior validação do modelo adotado, com dados gerados de um minucioso monitoramento.

2.3.1 RUSLE

A Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) trata-se de um modelo empírico, utilizado para estimar a perda de solo em longo prazo. Esse modelo foi desenvolvido a partir da equação universal da perda de solo (Universal Soil Loss Equation – USLE) com a integração de novas técnicas e dados, visando aprimorar a acurácia do modelo (Renard et al., 1997).

A RUSLE é um modelo extremamente dependente de sistemas computacionais. Suas principais vantagens sobre a USLE são as seguintes: utilização de algoritmos na execução dos cálculos; trabalha com erodibilidade sazonal; dispõe de novos algoritmos para os cálculos do comprimento da vertente e da declividade; possui diversas formas de calcular o fator topográfico e define subfatores para os cálculos dos termos de uso da terra tendo em vista o uso anterior da terra, a cobertura e a rugosidade do solo (CECCHIA, 2005).

Segundo Durães (2013) a RUSLE define a perda de solo pela erosão como medida de quantidade de sedimentos produzidos e transportados no declive, dessa forma expõe corretamente a tendência das taxas de erosão, contribuindo com as aplicações das práticas de manejo.

Nessa perspectiva, a RUSLE, de modo geral, é um modelo indicado para a predição da erosão hídrica em bacias hidrográficas, pois os modelos físicos não são capazes de gerar resultados satisfatórios com pequenas quantidade de dados de entrada, tornando-se onerosos e inviáveis para grandes áreas. Esse modelo trabalha com as mesmas variáveis que a USLE, contudo produz resultados mais satisfatórios, utilizando o suporte do SIG, principalmente na caracterização do fator topográfico (LS) (DURÃES, 2013). É expresso pela seguinte Equação 1:

$$A = R * K * LS * C * P \text{ (Equação 1)}$$

Em que:

A = perda de solo média anual, em $Mg \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$;

R = fator erosividade da chuva, em $MJ \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$;

K = fator erodibilidade do solo, em $Mg \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$;

LS = fator topográfico, adimensional;

C = fator uso e manejo do solo, adimensional;

P = fator práticas conservacionistas, adimensional.

2.3.1.1 Fator R

O Fator R representa o potencial natural da chuva em provocar a erosão do solo (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Estudos realizados por Wischmeier e Smith (1960) evidenciaram que a determinação da influência da chuva sobre o processo erosivo consiste no produto da energia cinética total da chuva pela intensidade máxima, em um período de trinta minutos consecutivos. Essa interação é denominada Índice de Erosividade padrão (EI_{30}), compreendido por alguns autores como o índice que melhor expressa o potencial erosivo da chuva.

O cálculo do EI_{30} está representado na Equação 2:

$$EI_{30} = E_c \times I_{30} \text{ (Equação 2)}$$

Em que:

EI_{30} = índice de erosividade padrão em $MJ \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$;

E_c = energia cinética da chuva em $MJ \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$;

I_{30} = intensidade máxima da chuva em 30 minutos, $MJ \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$;

Os valores de I_{30} são obtidos através de pluviógrafos, já os valores de E_c são calculados pela Equação 3, segundo Foster et al. (1981):

$$E_c = 0,119 + 0,0873 \log I \text{ (Equação 3)}$$

Em que:

I = Intensidade da chuva em $mm \text{ h}^{-1}$.

Para a aplicação da RUSLE é necessário utilizar as médias dos valores anuais de EI_{30} , oriundos de um longo período de tempo, de no mínimo vinte anos consecutivos, tendo em vista as chuvas maiores que 10 mm, ou mesmo as menores, desde que proporcionem significativa perda de solo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2010).

Devido às dificuldades na obtenção de dados pluviográficos, por causa da escassez dos mesmos, principalmente em países em desenvolvimento, diversos autores utilizam dados pluviométricos para a estimativa do EI_{30} . Os dados de pluviômetros apresentam maior abundância quando comparados aos dados de pluviógrafos. Com esse advento, associa-se o valor médio do Fator R ao índice de Fournier Modificado (RC), cujo cálculo tem por base dados de precipitação média mensal e anual (RENARD; FREMUND, 1994), a partir de equações empíricas que descrevem a relação entre o Fator R e o RC.

Silva (2007) com o objetivo de facilitar a interpretação dos valores de erosividade apresentou uma classificação dos níveis de erosividade, apresentados na tabela 1:

Tabela 1: Classes para interpretação dos valores anuais de erosividade (Fator R)

| Erosividade (MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹) | Classes de Erosividade |
|--|-------------------------------|
| $R \leq 2.452$ | Erosividade baixa |
| $2.452 < R \leq 4.905$ | Erosividade média |
| $4.905 < R \leq 7.357$ | Erosividade média-forte |
| $7.357 < R \leq 9.810$ | Erosividade forte |
| $R > 9.810$ | Erosividade muito forte |

Fonte: Foster et al. (1981).

Ainda de acordo com Silva et al. (2007), uma das formas de expressar os estudos inerentes a erosividade da chuva é por meio da utilização dos denominados mapas isoerodentes. O mapa isoerodente é uma ferramenta de grande importância na aquisição de informação sobre o potencial de erosão das chuvas em regiões onde não é possível realizar estudos específicos. Nessa perspectiva, Wischmeier e Smith (1978) mapearam a erosividade da chuva, para os Estados Unidos da América, Mello et al. (2007) mapearam a erosividade mensal e anual no estado de Minas Gerais,

Bertoni e Lombardi Neto (2010) elaboraram o mapa isoerodente do potencial erosivo da chuva para o estado de São Paulo, Silva (2004) e Mello et al. (2013) mapearam a erosividade da chuva para todo o território brasileiro, e Viola et al., 2014 para o estado do Tocantins.

2.3.1.2 Fator K

A erodibilidade do solo, Fator K, é compreendida como sendo a susceptibilidade ao destacamento e transporte de sedimentos pela ação erosiva das gotas de chuva, podendo variar conforme a classe de solo e características físicas do mesmo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2010; HUDSON, 1995).

Segundo Silva et al. (2000) o Fator K pode ser determinado basicamente de três formas: a primeira dá-se em condições de campo, sob chuva natural, necessitando de longas séries temporais para a obtenção dos dados; a segunda também é em condições de campo, contudo sob chuva simulada, para diferentes solos com várias repetições; ambas as formas são pelo método direto, e a terceira por meio de equação de regressão múltipla, cujas variáveis são atributos químicos, físicos e mineralógicos do solo, denominado método indireto. O terceiro método é bastante utilizado pelos estudiosos, tendo em vista as dificuldades de se obter dados em campo, através do método direto de experimentação (LANZA, 2011; LIMA, 2007; MARQUES et al. 1997).

No Brasil, em virtude do seu amplo território, existe uma grande dificuldade na determinação do Fator K da forma preconizada pela USLE, ou seja, sob chuva natural ou simulada em parcelas experimentais e com um longo período de tempo de coleta de dados (MARQUES et al., 1997), sendo muitas vezes inviável, pois são caros e demorados (SILVA et al., 2000). Nessa perspectiva, mesmo com toda essa dificuldade, existe no Brasil um número considerável de solos com valores do Fator K obtidos por métodos diretos (MARQUES et al., 1997; BERTOL et al., 2007; EDUARDO et al., 2013; MARTINS et al., 2010). Por outro lado, devido a essas dificuldades, vários autores têm adotado modelos indiretos, direcionados ou adaptados para o território brasileiro (LOMBARDI NETO; BERTONI, 1975; DENARDIN, 1990; LIMA et al., 1990; CHAVES, 1994; MARQUES et al., 1997; SILVA et al., 1997).

A determinação da erodibilidade do solo, por si só, não fornece dados suficientes ao gestor a respeito da localização e do tamanho da área com características de solo favoráveis à utilização agrícola. Por isso, sugere-se a

especialização dos resultados encontrados, por meio do uso de tecnologias de geoprocessamento associados a sistemas de informação geográfica (SIG's), facilitando o manuseio do banco de dados, as análises e a especialização dos resultados (SCOPEL, SILVA, 2001).

2.3.1.3 Fator LS

O processo erosivo pode se intensificar com o aumento do comprimento de rampa e do grau de declividade, pois nessas condições o fluxo de água na superfície ganha mais velocidade (OLIVEIRA et al., 2013). Nesse sentido, depreende-se que a intensidade da erosão hídrica pode variar bastante, tendo em vista o comprimento da rampa (L) percorrida pela água e o grau de declividade (S). Esses dois fatores são estudados separadamente, contudo, para efeito de aplicação na RUSLE, são analisados conjuntamente, denominado fator topográfico (LS) (FUJIHARA, 2012).

Segundo Wischmeier e Smith (1978) o Fator L é atribuído através da relação entre a perda de solo de um comprimento de rampa pré-estabelecido, de 22,1m e um comprimento de rampa qualquer, em condições iguais de precipitação, solo e práticas de uso e manejo. Por outro lado, o Fator S é considerado como sendo a relação entre um declive de 9% e um declive qualquer, em condições iguais às do Fator L (WISCHMEIER; SMITH, 1965).

O Fator Topográfico é fácil de ser determinado em escalas experimentais, contudo, no que se refere à escala de bacias hidrográficas, ou mesmo global, existe grandes dificuldades na obtenção desse fator, principalmente pela falta de recursos humanos e de tempo (GÓMEZ, 2012).

De acordo com Oliveira et al. (2013), as limitações no cálculo do Fatos LS por modelos empíricos, para bacias hidrográficas, podem ser superados por meio da utilização de modelos semi-empíricos e conceituais. Esses modelos são baseados no Modelo Digital de Elevação (MDE), onde o Fator L, comprimento de rampa, é substituído pela área de contribuição à montante para cada célula (pixel), o que permite definir a drenagem, tendo em vista os fluxos de direção e acumulação do escoamento superficial (DESMET; GOVERS, 1996; ZHOU; LIU 2002). Esse método de obtenção do fator topográfico estima o processo erosivo de forma mais precisa em relevos de geometrias consideradas complexas (OLIVEIRA et al., 2013).

Por meio da utilização do MDE para o cálculo do Fator Topográfico é possível obter o comprimento de rampa e a declividade de forma distribuída em toda a bacia

hidrográfica. Nessa perspectiva, Hui et al. (2010) com o objetivo de superar as limitações do cálculo do Fator LS em escalas de bacias hidrográficas, utilizaram em seus estudos de um procedimento baseado no MDE, desenvolvido nos EUA por Van Remortel, Maichele e Hickey (2004), de tal forma que para cada *grid* de célula haveria um valor de LS específico (DURÃES, 2013).

2.3.1.4 Fator C

O Fator C, denominado fator de uso e manejo do solo, é determinado considerando a cobertura vegetal, pois esta dissipa a energia cinética das gotas de chuva antes do impacto direto na superfície do solo. Esse fator é determinado por meio da relação entre as taxas de perda de solo de uma área com cobertura e manejo determinado e outra área, nas mesmas condições, porém sem cobertura (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

A cobertura vegetal é considerada um dos melhores mecanismos de prevenção do processo erosivo, pois esta atua na atenuação da energia cinética das gotas de chuva (Fator R), além de reduzir o efeito do escoamento superficial decorrentes do relevo (Fator LS); contudo a função protetora da cobertura vegetal é de complexa avaliação (WISCHMEIER; SMITH, 1978). O Fator C é determinado pela equações 4 (Renard et al., 1997); que está em função da equação 5, contendo 5 variáveis que consideram a influência das vegetações e manejos, conforme trabalhos desenvolvidos por Laflen et al. (1985).

$$C = \frac{\sum_j^i SLR \cdot EI_{30}}{\sum_j^i EI_{30}} \text{ (Equação 4)}$$

Em que:

SLR = Perda de solo para uma condição estabelecida; sendo igual a:

$$SLR = PLU \cdot CC \cdot SC \cdot SR \cdot SM \text{ (Equação 5)}$$

Em que:

PLU: Uso anterior da terra;

CC: Cobertura do solo pelas copas;

SC: Cobertura superficial do solo por plantas, ou resíduos, em contato direto;

SR: Rugosidade superficial do solo;

SM: Umidade do solo.

A quantificação de cada uma dessas variáveis é apresentada no Agricultural Handbook nº 703 (RENARD et al., 1997). Existem limitações na utilização das equações originais, pois é necessário dispor de uma extensa base de dados, de aquisição complexa, e custos elevados para áreas sem dados. Segundo Silva et al. (2007), devido à obtenção do Fator C ser onerosa e morosa, normalmente é utilizado, para esse fator, valores disponíveis na literatura.

Em termos de grandes áreas, como bacias hidrográficas, onde não existem condições para a obtenção do Fator C pelo método empírico, conforme proposto pela USLE/RUSLE, os valores obtidos pela literatura constituem-se importantes ferramentas. Outro método, que também pode auxiliar nesse processo é a identificação do uso do solo em áreas complexas por meio do sensoriamento remoto associado ao SIG, contudo, esse método é moroso para grandes extensões de solo (YUAN et al., 2005).

2.3.1.5 Fator P

O Fator P da equação universal de perda de solo, denominado fator práticas conservacionistas, pode ser entendido como a relação da perda de solo de culturas com determinada prática conservacionista e culturas plantadas no sentido do declive (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

O fator práticas conservacionistas varia de 0 a 1. Esse fator mostra como as práticas de manejo (plantio em contorno, em faixas, terraceamento, entre outras), juntamente com as características da superfície, são usadas para reduzir a erosão hídrica (OLIVEIRA, 2011).

O Fator P, dentre todos os fatores da equação de perda de solo, é o mais carente de estudos na literatura. A determinação de seus valores pelo método empírico é moroso e oneroso. Por esse motivo, diversos trabalhos associam o Fator P ao C (BAHADUR, 2009).

2.3.1.6 Desempenho do modelo

A Equação Universal de Perda de Solo tem sido amplamente utilizada na estimativa espacial da perda de solo e na determinação do potencial erosivo de determinada região. Isso é possível devido à capacidade de aplicação da referida equação compatibilizada a um SIG. Nesse sentido, o modelo constitui uma ferramenta

relevante no que se refere ao planejamento e tomada de decisão para o uso e conservação do solo; por isso vem sendo estudado e melhorado nos últimos anos.

Segundo Fernández (1996) a USLE apresenta limitações quanto ao cálculo do fator topográfico (LS). Estudos utilizando esse modelo se limitam a áreas de no máximo 300 m de comprimento de vertente e com aproximadamente 20% de declividade, inviabilizando sua aplicação em nível de bacias hidrográficas. Porém, os fatores da USLE associados ao SIG possibilitam a espacialização dos resultados. Nesse sentido, essa associação facilita a aquisição do fator topográfico, obtido por meio da derivação de um modelo digital de elevação (MDE). Segundo Hickey et al. (2005) a RUSLE foi projetada para a determinação da erosão potencial do solo principalmente em regiões agrícolas; os dados obtidos por meio do modelo em regiões não-agrícolas podem ser inconsistentes. Além disso, a USLE apresenta limitações quanto à não predição do local de deposição dos sedimentos erodidos, além de ser incapaz de quantificar a perda de solo causada por processos erosivos mais avançados, que é o caso de voçorocas (ALCÂNTARA, SOUZA, 2010). O fato de se tratar de um modelo de base empírica também é visto como desvantagem, pois desconsidera tempestades e eventos climáticos irregulares, os quais podem representar valores de erosão acima do previsto (ARAUJO et al., 2010).

A interação da USLE com o SIG proporcionou ao modelo maior confiabilidade nos dados obtidos, além de maior simplicidade e rapidez na estimativa do processo erosivo. É um modelo capaz de obter as perdas de solo oriundas da atual ocupação do solo, e ainda é capaz de simular as perdas em cenários futuros de uso e ocupação do solo, possibilitando o planejamento de ações voltadas à conservação. Porém, ainda existem grandes limitações a esse modelo, como por exemplo, a base empírica que limita sua aplicação e a falta de predição do local de deposição dos sedimentos, limitando sua aplicação a regiões onde essa informação não seja necessária (AMORIM et al., 2009).

2.4 Uso do SIG em Modelagem de Erosão Hídrica

O SIG pode ser definido como um sistema informatizado capaz de armazenar e analisar informações georreferenciadas por meio de projeções e sistemas de coordenadas, além disso, relaciona essas informações com uma base de dados não espaciais (CAMARA et al., 2001; STAR; ESTES, 1990).

No que se refere à aplicação do SIG em modelagem de erosão hídrica verifica-se que o mesmo pode ser utilizado para representar espacialmente a erosão. Nesse sentido, as vantagens de sua utilização vão desde o processamento de extensas bases de dados, até a capacidade de visualização da distribuição espacial dos resultados da área estudada ou apenas de um ponto específico (ALATORRE; BEGUERIA, 2009).

Com o uso do SIG, é possível monitorar a cobertura vegetal e as variações no uso do solo a partir da elaboração de mapas que apresentem dados qualitativos, por exemplo, solo, e quantitativos, como precipitação e relevo, além de dados ambientais disponíveis, para contribuir com o estabelecimento de planos integrados de conservação dos recursos hidrossedimentológicos (BENHADJ et al., 2006; COELHO, 2007; IRVEN; TOPALOG; UYGUR, 2007; JU; GOPAL; KOLACZYK, 2005; PANDEY; CHOWDARY; MAL, 2007; ROGAN; DONGMEL, 2004).

Segundo Durães (2013) o SIG, em modelos de erosão, viabiliza a utilização de dados como mapas digitais de uso do solo, vegetação, clima e pedologia, dentre outros, todos compondo os chamados planos de informações. Nesse sentido, a estrutura espacial oferecida pelo SIG norteia as tomadas de decisões, visando o uso sustentável dos recursos naturais, e gerencia as ações antrópicas sobre esses recursos.

Machado (2002) afirma que a integração entre SIG e modelos pode ocorrer de três formas: na primeira, ambos são desenvolvidos separadamente, o modelo extrai os dados do SIG, via transferência de arquivos, este formato não aproveita todas as vantagens do SIG; na segunda, o modelo é configurado com as ferramentas do SIG, com troca de dados realizada automaticamente, sendo que, neste formato encontram-se a maioria dos modelos hidrológicos atuais; e por fim, a terceira forma de integração entre SIG e modelos é onde ambos são incorporados um ao outro, requerendo grande esforço de programação, utilizado principalmente em modelos mais simples.

Segundo Bloise et al. (2001) com o avanço tecnológico do geoprocessamento, houve um progressivo desenvolvimento nos modelos preditivos de perda de solo. Esses modelos foram sendo adaptados, com a substituição de valores médios por valores distribuídos, por meio de valores específicos para cada unidade de área (pixel).

A utilização do SIG em modelagem de erosão se deu por volta da década de 1990 a partir do conceito de que o mesmo é capaz de representar e modelar as características geográficas, onde ocorrem os processos erosivos, tornando-se uma ferramenta fundamental (KIM, 2006). Desde esse período, vários estudos foram realizados utilizando o SIG na aplicação de modelos empíricos USLE e RUSLE, com resultados geograficamente distribuídos.

2.5 Aplicações de modelagem da erosão hídrica em bacias brasileiras

Beskow et al. (2009) aplicou a USLE associada ao PCRaster GIS com a finalidade de estimar o percentual de perda de solo da bacia do Rio Grande a montante do reservatório da Usina Hidrelétrica de Itutinga/Camargos, localizada em Minas Gerais. Nesse sentido, cerca de 53% da área da referida bacia apresentou uma perda média anual de solo inferior a $5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, além disso, evidenciou-se que 49% da área total da bacia apresentou perda de solo superior ao tolerável, indicando zonas críticas de processo erosivo.

Na predição da perda de solo na Fazenda Canchim – SP, Silva et al. (2010) utilizou técnicas de geoprocessamento associados à USLE 2D. A região estudada era composta, em sua maior parte, por pastagem; tendo também uma pequena parte com a cultura da cana-de-açúcar, milho e eucalipto; ainda possuía mata Nativa e Cerrado/Cerradão. Nesse trabalho observou-se que a mata Nativa apresentou menor valor de erosão, sendo de $0,39 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; por outro lado, o maior valor foi encontrado nas culturas de cana e milho, de $32,50 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $42 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ respectivamente. Esses resultados mostram-se satisfatórios, tendo em vista que as culturas de milho e cana possuem menor cobertura vegetal; além da influência dos tipos de solo e declividade da área de estudo.

A erodibilidade do solo constitui uma das variáveis que compõe a RUSLE. Castro et al. (2011) realizaram um trabalho para a determinação da erodibilidade de solos do cerrado goiano, analisando os seguintes fatores: textura, densidade específica do solo e das partículas, porosidade e curva de retenção de umidade. Desse estudo observou-se que o Neossolo Quartzarênico (RQ) apresentou maior susceptibilidade à erosão hídrica, quando comparado aos outros solos estudados, notadamente o Argissolo Vermelho eutrófico (PVe), Latossolo Vermelho acriférrico (LVwf) e Nitossolo Vermelho eutrófico (NVef). Os autores afirmam que o Neossolo

Quartzarênico possui menor taxa de coesão entre as partículas e alta concentração de fração areia, e isso pode estar relacionado a uma maior erodibilidade.

Marinho Filho (2014) realizou um estudo do potencial natural de erosão na bacia hidrográfica do rio Formoso por meio da Equação Universal de Perda de Solo, ressaltando que nessa bacia há o encontro do bioma Cerrado com a Mata Atlântica. Dentre os resultados encontrados, verificou-se que o potencial natural de erosão dos solos na referida bacia apresentou média de $1.200 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, considerado bastante elevado.

No estudo realizado por Costa et al. (2013) na bacia hidrográfica de São José, localizada em Cariri, Ceará, foi estimada a erosão do solo de forma distribuída ao longo de toda a bacia. A metodologia utilizada foi a aplicação da USLE integrada ao GIS, através do Modelo Digital de Elevação. Nesta bacia, o bioma cerrado estava presente em aproximadamente $3,66 \text{ km}^2$, o que equivale à $8,97\%$ da área total. Por meio da USLE foram estimadas as perdas de solo, além disso foram gerados mapas dos fatores R, K, LS e C. Os resultados indicaram que a maior erosividade encontrava-se na encosta da chapada, em torno de $1.804 \text{ MJ mm h ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, devido ao nível mais elevado de precipitação registrado neste local, além disso evidenciou-se que áreas de vegetação desprotegidas e áreas de encostas com declive elevado estão mais propícias ao processo erosivo.

Na pesquisa realizada por Oliveira et al. (2015) utilizando a USLE para estimar o potencial natural de erosão e as perdas de solo na bacia do Ribeirão Lavapés, no município de Botucatu-SP, onde a vegetação era composta por cerrado e floresta estacional semidecidual, os resultados encontrados permitiram afirmar que, em relação ao potencial natural de erosão, a área estudada não apresentou grandes problemas, com $76,6\%$ de sua área apresentando “fraco” potencial natural de erosão, com valores variando de 0 e $400 \text{ Mg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Sobre a estimativa de perda de solo, o resultado não foi diferente, cerca de $76,1\%$ do total da área estudada apresentam de “suave” à “moderada” perdas de solo, com valores variando de 0 e $10 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Barbosa et al. (2015) aplicaram a USLE associada aos softwares QGIS, gvSIG e LS-TOOLS para o mapeamento e análise qualitativa da vulnerabilidade ao processo erosivo do Município de Paraíso das Águas – MS, onde aproximadamente 48% da área estudada era composta por fitofisionomias do bioma Cerrado. Os valores encontrados para perdas médias anuais variaram de 0 a $1.307,32 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, sendo que $91,94\%$ do território possui a classificação da erosão de nula a alta, por

terem taxas abaixo de $15 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Segundo os referidos autores, as características do relevo (fator LS) são consideradas as principais responsáveis pelas variações na dinâmica erosiva.

Olivetti et al. (2014) aplicaram a modelagem RUSLE associada a análises multitemporais do uso/cobertura do solo com o objetivo de verificar o efeito das alterações do uso do solo no processo erosivo. O período de 1986 a 2011 foi avaliado, sendo que, para cada ano mapeado, foram comparadas as médias de perda de solo. Os resultados permitem evidenciar que as alterações no uso do solo tem implicações relevantes no processo erosivo. Observou-se que as áreas com perda de solo acima da TPS (Tolerância de Perda de Solo) aumentaram de 7,9%, em 1986, para 8,4%, em 2011. Nesse sentido, os autores afirmam que tal crescimento deve-se à diminuição das áreas de pastagens e de mata nativa, por um lado, e ao aumento das áreas de solo exposto e de cultivos de café, milho e cana-de-açúcar, por outro. A taxa média de perda de solo foi em torno de $2,4$ a $2,6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e as áreas que apresentaram perda de solo acima do limite de Tolerância de Perda de Solo foram aproximadamente 8,0%. Estudo realizado por Silva et al. (2016) com o objetivo de avaliar as perdas de solo devido à erosão hídrica em plantios de eucalipto, floresta nativa e solo descoberto, nos anos 2001 e 2004, em uma sub-bacia hidrográfica localizada em Eldorado do Sul – RS, observou-se que as perdas médias anuais de solo foram de $0,81 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no ano de 2004 e de $0,12 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em 2001, valores bem distantes do limite de tolerância, que para esse caso é de $12,9 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Outra conclusão desse experimento foi que para os plantios de eucaliptos, a partir do quinto ano de implantação, tem um comportamento semelhante ao da floresta nativa no que diz respeito à erosão hídrica.

O trabalho realizado por Souza et al. (2012) avaliou o desempenho de três equações de perda de solo (MUSLE, USLE e PNE) muito utilizadas no meio científico, em um pequeno trecho do rio da Prata, de $118,50 \text{ km}^2$, através do cruzamento de pontos de erosões visíveis em imagem de satélite World View com os modelos gerados. O modelo considerado melhor nessa primeira fase do experimento foi utilizado na estimativa da erosão laminar na referida bacia. Visualmente, os modelos MUSLE e a USLE apresentaram melhor resultado, contudo para título desse trabalho, foi adotado o modelo USLE, devido essa equação ser empregada frequentemente em estudos com bacias hidrográficas extensas, tendo em vista que a MUSLE é um modelo proposto para pequenas e médias bacias. Os resultados evidenciam que

aproximadamente 95% da bacia apresentou baixa perda de solo, em torno de 10 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

3.1.1 *Bacia Hidrográfica do rio Lontra*

A Bacia Hidrográfica do rio Lontra está localizada na região norte do estado do Tocantins, é uma das principais sub-bacias do rio Araguaia, com área de drenagem de aproximadamente 3.870 km². O clima predominante dessa região é o sub-úmido, com deficiência de água moderada no inverno, megatérmico (SOUSA, 2016). A temperatura média anual é de 25 °C, com precipitação média anual de 1.852 mm (SEMADES, 2011; VIOLA et al., 2012). A figura 1 mostra a bacia hidrográfica do Tocantins-Araguaia inserida no contexto brasileiro, evidenciando a bacia hidrográfica do rio Lontra, juntamente com os biomas brasileiros existentes nessa bacia, conforme IBGE (2004).

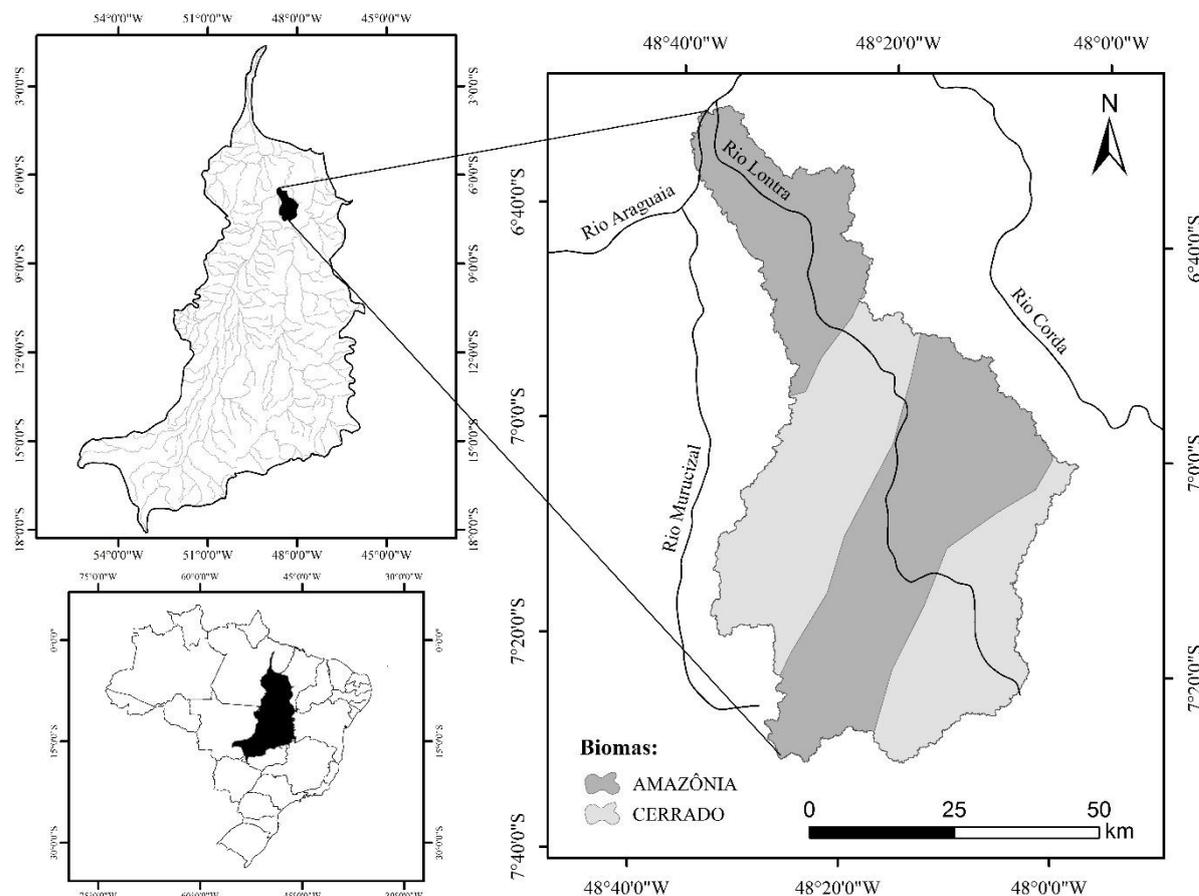


Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do rio Tocantins-Araguaia no território brasileiro com destaque para a bacia hidrográfica do rio Lontra, biomas e hidrografia

3.1.2 *Bacia Hidrográfica do rio Manoel Alves Pequeno*

A Bacia Hidrográfica do Rio Manoel Alves Pequeno está localizada na região centro-norte do estado do Tocantins, e constitui um dos principais afluentes da margem direita do Rio Tocantins, com área de drenagem de aproximadamente 2.500 km². A precipitação média anual dessa bacia é de 1.571 mm, com valores que variam entre 1.475 mm e 1.865mm. Os meses que apresentam maiores valores de precipitação são dezembro e abril (FEITOSA; IOST, 2011). A figura 2 mostra a localização da Bacia Hidrográfica do Rio Manoel Alves Pequeno no contexto da Bacia Hidrográfica do Tocantins-Araguaia.

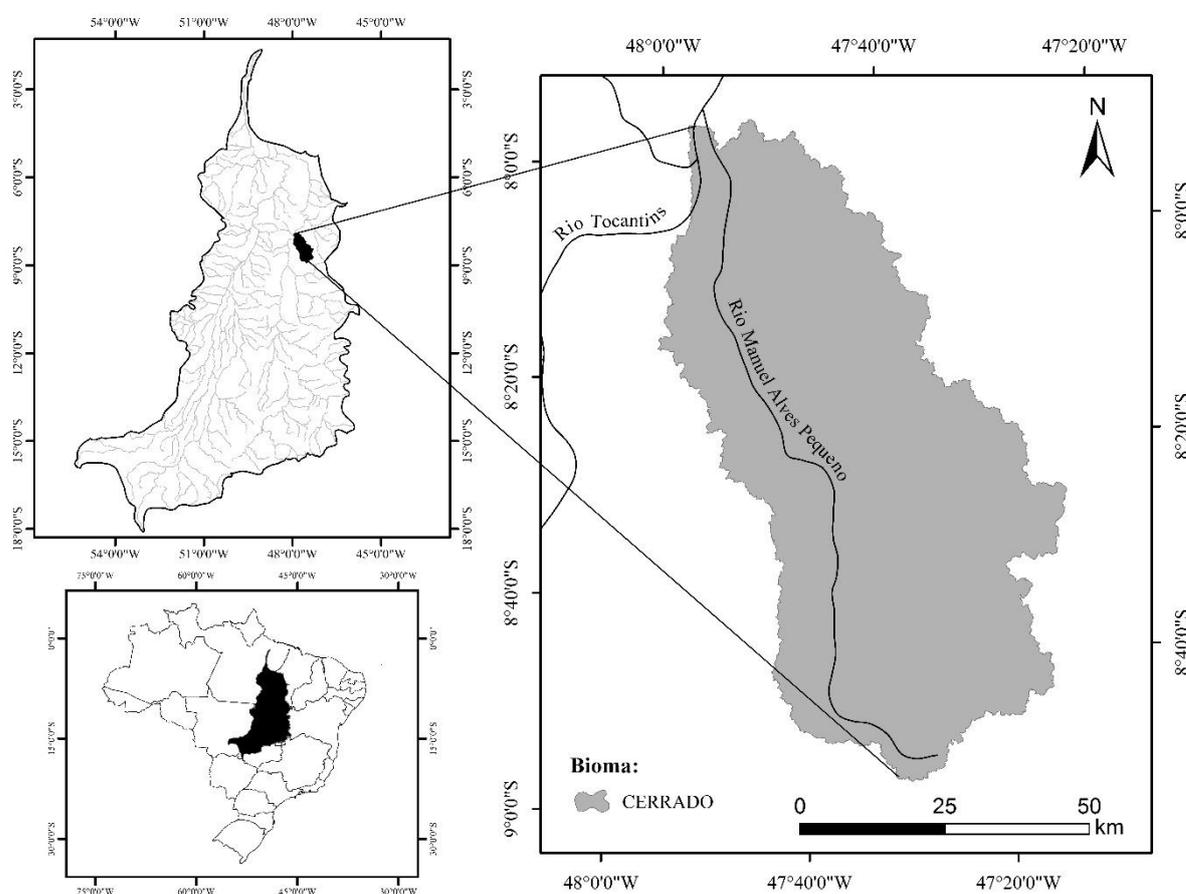


Figura 2: Localização da bacia hidrográfica do rio Tocantins-Araguaia no território brasileiro com destaque para a bacia hidrográfica do rio Manuel Alves Pequeno, bioma e hidrografia

3.2 Cálculo da erosão hídrica

No presente estudo cada fator foi desenvolvido individualmente, com a produção de mapas em formato raster. A resolução espacial utilizada foi de 30 metros, combinados pixel a pixel, por meio do processo de aplicação de álgebra de mapas

(BONILLA et al., 2010; OZSOY et al., 2012; BESKOW et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2015; DURÃES, MELLO, 2016). A RUSLE é expressa pela seguinte Equação (Renard et al., 1997):

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \text{ (Equação 1)}$$

Onde, A é a perda de solo média anual, em Mg ha⁻¹ ano⁻¹; R é o fator de erosividade da chuva, em MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹; K é o fator de erodibilidade do solo, em Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹; LS é o fator topográfico, adimensional; C é o fator de uso e manejo do solo, adimensional; e P é o fator de práticas conservacionistas, adimensional.

3.2.1 Fator R - Erosividade da chuva

O Fator R ou erosividade média da chuva, consiste do potencial natural médio anual da chuva em causar erosão do solo. Sua obtenção é baseada no cálculo da erosividade da chuva evento a evento (EI₃₀), cuja definição consiste do produto da energia cinética total da chuva com sua intensidade máxima em 30 minutos (Wischmeier e Smith, 1978). Devido à baixa disponibilidade, tanto espacial quanto temporal, de séries históricas de precipitações, normalmente oriundas de pluviogramas, uma alternativa para estimar a erosividade média das chuvas para um período mais extenso (mensal ou anual) é por meio de equações que relacionam o valor médio do Fator R a algum índice de fácil disponibilidade, baseado na precipitação média mensal ou anual ou no Índice Modificado de Fournier (RC), cujo cálculo tem por base dados de precipitação média mensal e anual (RENARD; FREMUND, 1994). Estes dados são abundantes no Sistema de Informações Hidrológicas (Hidroweb) da Agência Nacional de Águas (ANA) para todo o Brasil, com séries tão longas quanto 15 anos ou mais extensas.

Contudo, neste trabalho, para a determinação do Fator R, foi utilizado o modelo multivariado proposto por Mello et al. (2013), que calcula este fator para as regiões brasileiras com base em regressão linear múltipla, em função da latitude (LA), longitude (LO) e altitude (A), extraídas do modelo digital de elevação (MDE). A Equação 6 apresenta o referido modelo para a região Centro-Norte do Brasil.

$$EI_{30} = 69,908 + 2713,076.LA + 1940,569.LO + 0,0008671.A^2 - 141,233.LA^2 + 16,5387.LO^2 + 46,014.LO^2.A - 3,39.10^{-7}.LO^2.A^2 + 0,1905.LO^2.LA^2 + 0,00262.LA^2.LO^3$$

(Equação 6)

Posteriormente à geração do modelo, Mello et al. (2013) aplicaram a metodologia krigagem com regressão para gerar mapas do Fator R. Nesta metodologia de mapeamento, inicialmente foi gerado um mapa raster obtido pela aplicação do modelo estatístico para calcular o Fator R pixel a pixel. A krigagem foi então aplicada para modelar o resíduo do modelo estatístico (erro), e por fim, a metodologia krigagem com regressão consiste da remoção do resíduo modelado pela krigagem ordinária do mapa inicial gerado pelo modelo estatístico. A figura 3 apresenta os mapas do Fator R utilizados no presente estudo.

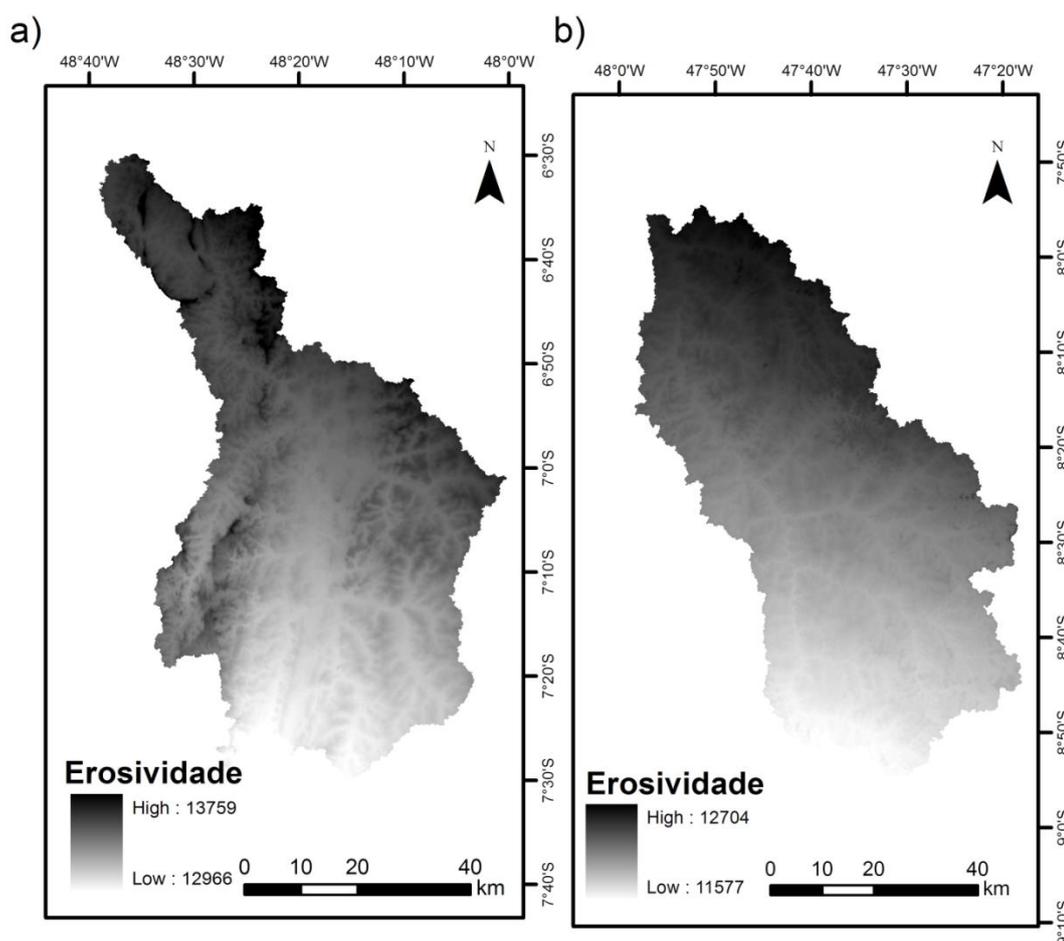


Figura 3: Mapas do fator R ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) nas bacias hidrográficas dos rios Lontra (a) e Manoel Alves Pequeno (b) gerados pela metodologia krigagem com regressão (Fonte: Mello et al., 2013)

3.2.2 Fator K - Erodibilidade do solo

A erodibilidade do solo, conhecida como Fator K, caracteriza a susceptibilidade à desagregação e transporte das partículas de solo causados principalmente pela ação erosiva das gotas de chuva, podendo variar conforme a

classe de solo e características físicas do mesmo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2010; HUDSON, 1995).

Neste estudo, foi utilizado o mapa de solos disponibilizado pelo Atlas do Tocantins, desenvolvido pela Secretaria do Planejamento e Orçamento (SEPLAN-TO, 2012). A figura 4 mostra os recortes do mapa de solos para BHL e BMA.

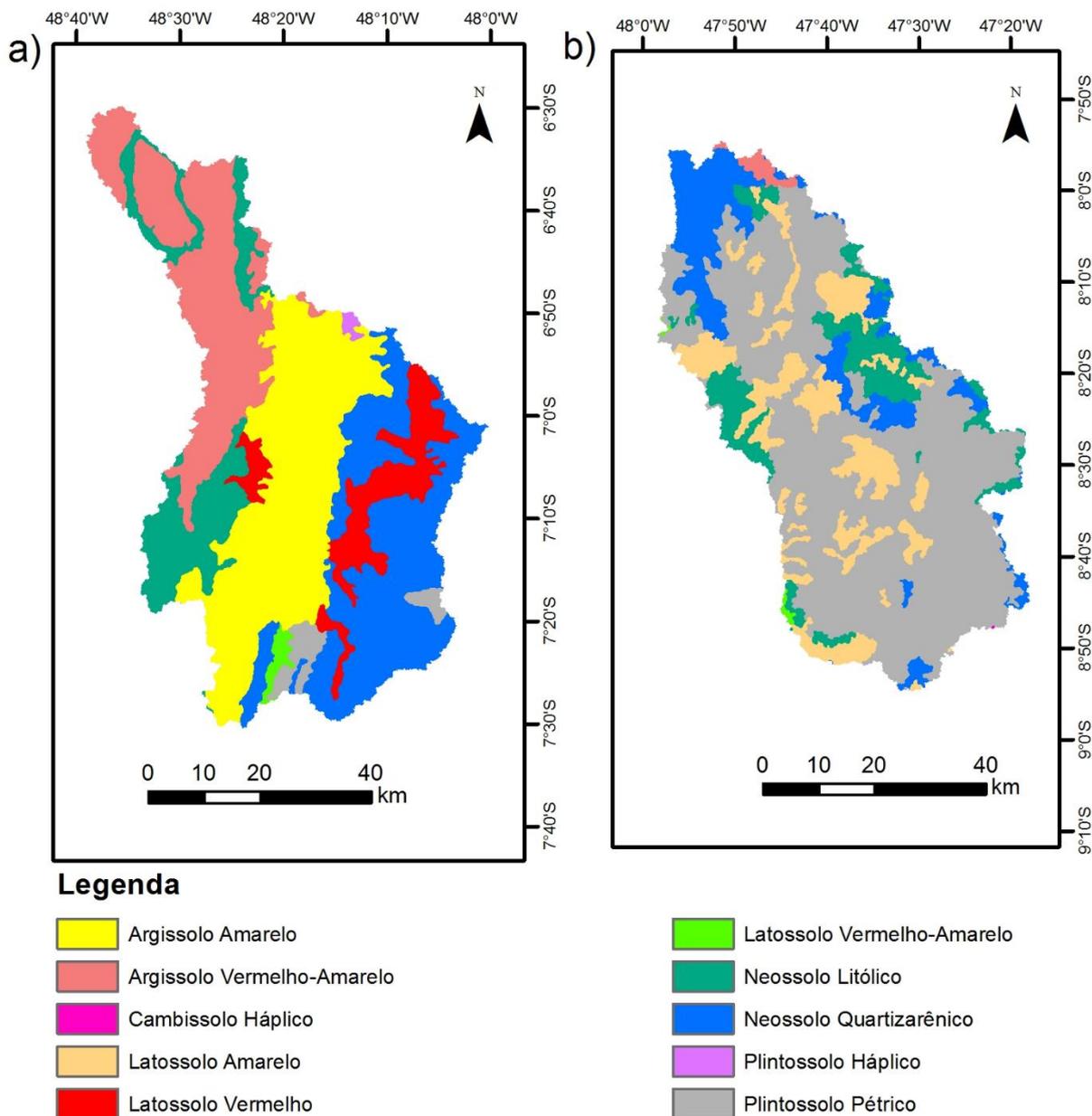


Figura 4: Mapas de solos das bacias hidrográficas dos rios Lontra (a) e Manoel Alves Pequeno (b) (Adaptado de SEPLAN-TO, 2012)

Na tabela 2 encontram-se os valores referentes à porcentagem de ocorrência dos diferentes tipos de solos existentes nas bacias estudadas.

Tabela 2: Porcentagem de ocorrência das classes de solo nas bacias hidrográficas dos rios Lontra e Manuel Alves Pequeno

| Lontra | | Manuel Alves Pequeno | |
|----------------------------|----------|----------------------------|----------|
| Solo | Área (%) | Solo | Área (%) |
| Argissolo Amarelo | 29,78 | Plintossolo Pétrico | 59,91 |
| Neossolo Quartzarênico | 24,51 | Latossolo Amarelo | 15,87 |
| Argissolo Vermelho-Amarelo | 21,63 | Neossolo Quartzarênico | 12,92 |
| Neossolo Litólico | 11,67 | Neossolo Litólico | 10,18 |
| Latossolo Vermelho | 8,97 | Argissolo Vermelho-Amarelo | 0,9 |
| Plintossolo Pétrico | 2,31 | Latossolo Vermelho-Amarelo | 0,21 |
| Latossolo Vermelho-Amarelo | 0,8 | Cambissolo Háplico | 0,01 |
| Plintossolo Háplico | 0,33 | | |

Na tabela 3 constam os valores do Fator K adotados para cada classe de solo. Esses valores foram extraídos de diferentes literaturas que estudaram os mesmos tipos de solos em questão, e que se localizam relativamente próximo às áreas de estudo, conforme está apresentado na tabela 3.

Tabela 3: Classes de solo e valores do Fator K adotados nas bacias hidrográficas dos rios Lontra e Manuel Alves Pequeno

| TIPO DE SOLO | K (Mg.h.MJ ⁻¹ .mm ⁻¹) | FONTE |
|----------------------------|--|-----------------------|
| Neossolo Litólico | 0,057 | Oliveira et al., 2014 |
| Argissolo amarelo | 0,045 | Sá et al., 2004 |
| Cambissolo Háplico | 0,0355 | Silva et al., 2009 |
| Argissolo Vermelho-Amarelo | 0,032 | Sá et al., 2004 |
| Neossolo Quartzarênico | 0,031 | Carvalho, 2014 |
| Plintossolo Háplico | 0,03 | Baldissera, 2005 |
| Latossolo Vermelho-Amarelo | 0,019 | Carvalho, 2014 |
| Latossolo Vermelho | 0,018 | Carvalho, 2014 |
| Latossolo Amarelo | 0,017 | Carvalho, 2014 |
| Plintossolo Pétrico | 0,0092 | Herrera, 2013 |

3.2.3 Fator LS – Topográfico

A taxa de erosão hídrica pode ser mais elevada quanto maior for o comprimento da rampa (L) percorrida pela água e o grau de declividade (S). Para efeitos de cálculo, o Fator L é obtido através da relação entre a perda de solo de um comprimento de rampa conhecido, que para a parcela padrão é de 22,1 m, e um comprimento de rampa qualquer, em condições iguais de precipitação, solo e práticas de uso e manejo. Já o Fator S é obtido através da relação entre um declive de 9% e um declive qualquer, em condições iguais às do Fator L (WISCHMEIER; SMITH, 1965).

No presente estudo, foi utilizada a metodologia proposta por Moore e Burch (1986) e Engel (2003), na qual, para a estimativa do Fator LS, utiliza-se o modelo digital de elevação (MDE) combinado a procedimentos de cálculos matriciais em mapas no formato raster em ambiente SIG. Este método também foi aplicado por Durães e Mello (2014), sendo representado pela seguinte equação:

$$LS = \left(FA \cdot \left(\frac{CS}{22,13} \right) \right)^{0,4} \cdot \left(\frac{\text{sen}(S)}{0,0896} \right)^{1,3} \quad (\text{Equação 7})$$

Em que:

FA: Fluxo acumulado ou área de contribuição, em metros;

CS: Resolução espacial do pixel, em metros;

S: declive em radianos, calculado para cada célula.

No cálculo do fator LS, foi considerado um balanço médio entre erosão nos sulcos e em entressulcos (Renard et al., 1997) para o expoente da equação. O MDE utilizado para as bacias dos rios Lontra e Manoel Alves Pequeno (Figura 5), foi o ASTER (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer*), disponibilizado pelo website do USGS (*United States Geological Survey*) <https://earthexplorer.usgs.gov/> com resolução espacial de 30 metros. A tabela 4 apresenta a distribuição percentual da área das bacias em função de sua declividade.

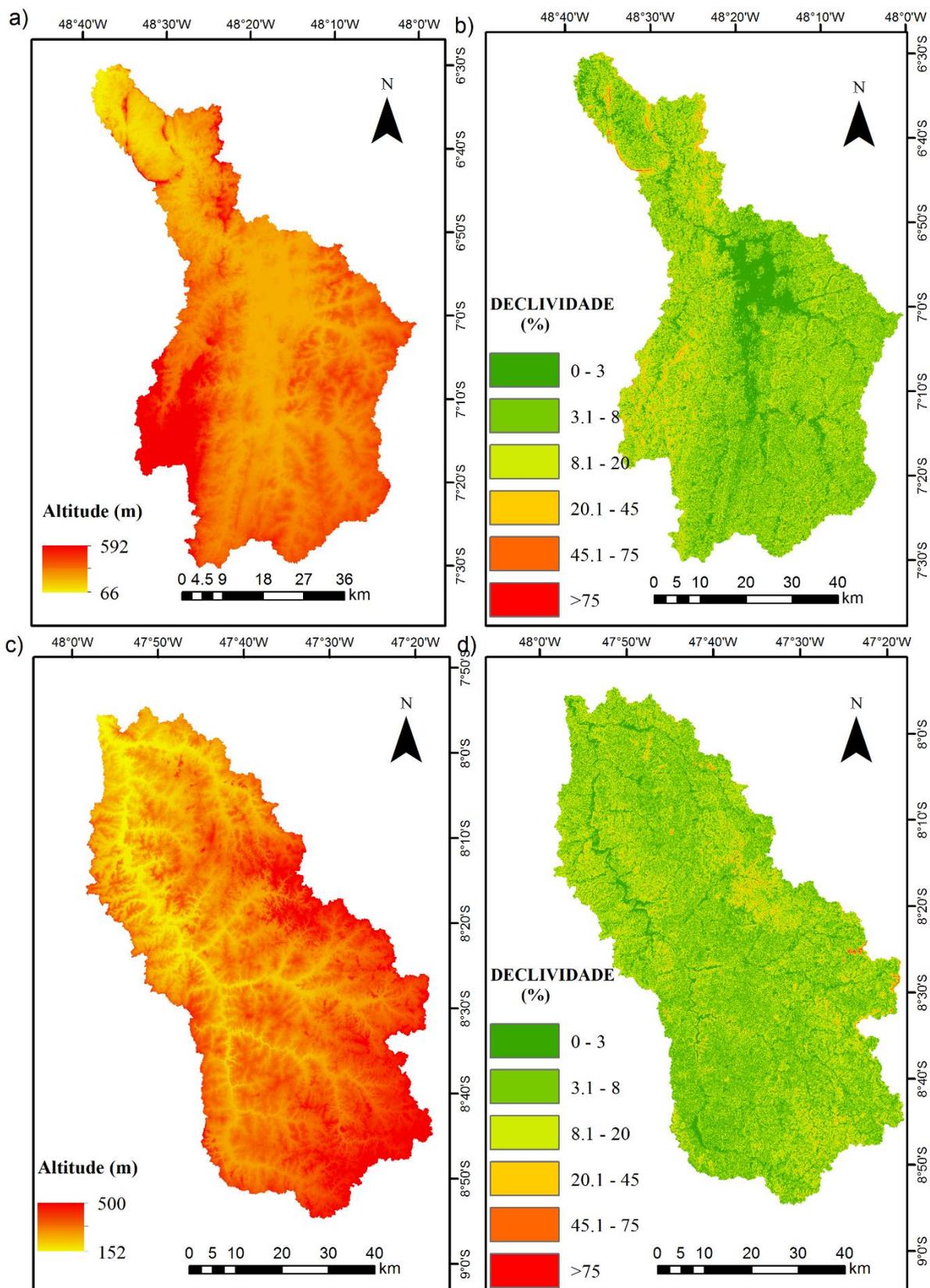


Figura 5: Modelo digital de elevação ASTER e mapa de declividade das bacias hidrográficas dos rios Lontra (a e b) e Manoel Alves Pequeno (c e d)

Tabela 4: Distribuição das classes de declividade para as bacias dos rios Lontra e Manuel Alves Pequeno, segundo classificação da EMBRAPA (1979)

| Declividade | Relevo | Lontra | | Manuel Alves Pequeno | |
|-------------|------------------|-------------------------|------|-------------------------|------|
| | | Área (km ²) | (%) | Área (km ²) | (%) |
| 0-3 | Plano | 1.013,6 | 26,4 | 991,2 | 22,2 |
| 3-8 | Suave-ondulado | 1.252,5 | 32,6 | 1.702,2 | 38,1 |
| 8-20 | Ondulado | 1.355,1 | 35,3 | 1.559,4 | 34,9 |
| 20-45 | Forte-ondulado | 208,1 | 5,4 | 207,6 | 4,6 |
| 45-75 | Montanhoso | 7,9 | 0,2 | 5,3 | 0,1 |
| >75 | Forte-montanhoso | 0,7 | 0,0 | 0,9 | 0,0 |
| Total | | 3.837,8 | 100 | 4.466,5 | 100 |

3.2.4 Fatores C e P - Cobertura e manejo do solo e Práticas conservacionistas

O fator de cobertura e manejo do solo (C) é determinado por meio da relação entre as perdas de solo ocorridas em uma área com cobertura e manejo específicos e outra área, nas mesmas condições de classe de solo, declividade e erosividade da chuva, porém sem cobertura (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Esse fator pode variar de 0 a 1, sendo que quando os valores se aproximam de 1, significam áreas desprovidas de cobertura vegetal e maior vulnerabilidade à erosão hídrica.

As figuras 6 e 7 mostram os mapas da evolução histórica das alterações na vegetação e uso do solo, com base em imagens dos anos de 1990, 2000 e 2007, nas Bacias Hidrográficas dos rios Lontra e Manuel Alves Pequeno, respectivamente.

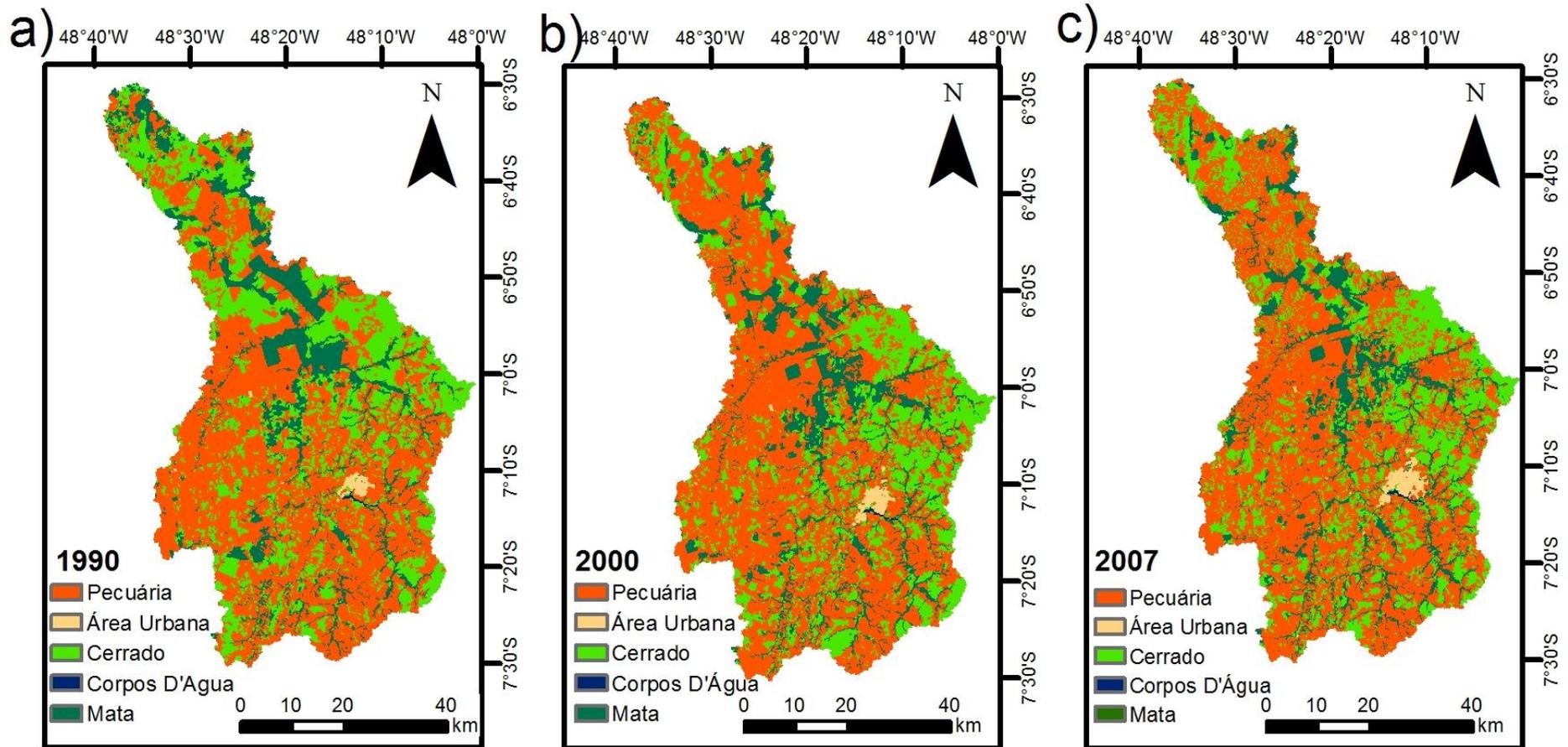


Figura 6: Mapas de uso do solo nos anos 1990 (a), 2000 (b) e 2007 (c) da Bacia Hidrográfica do rio Lontra, TO

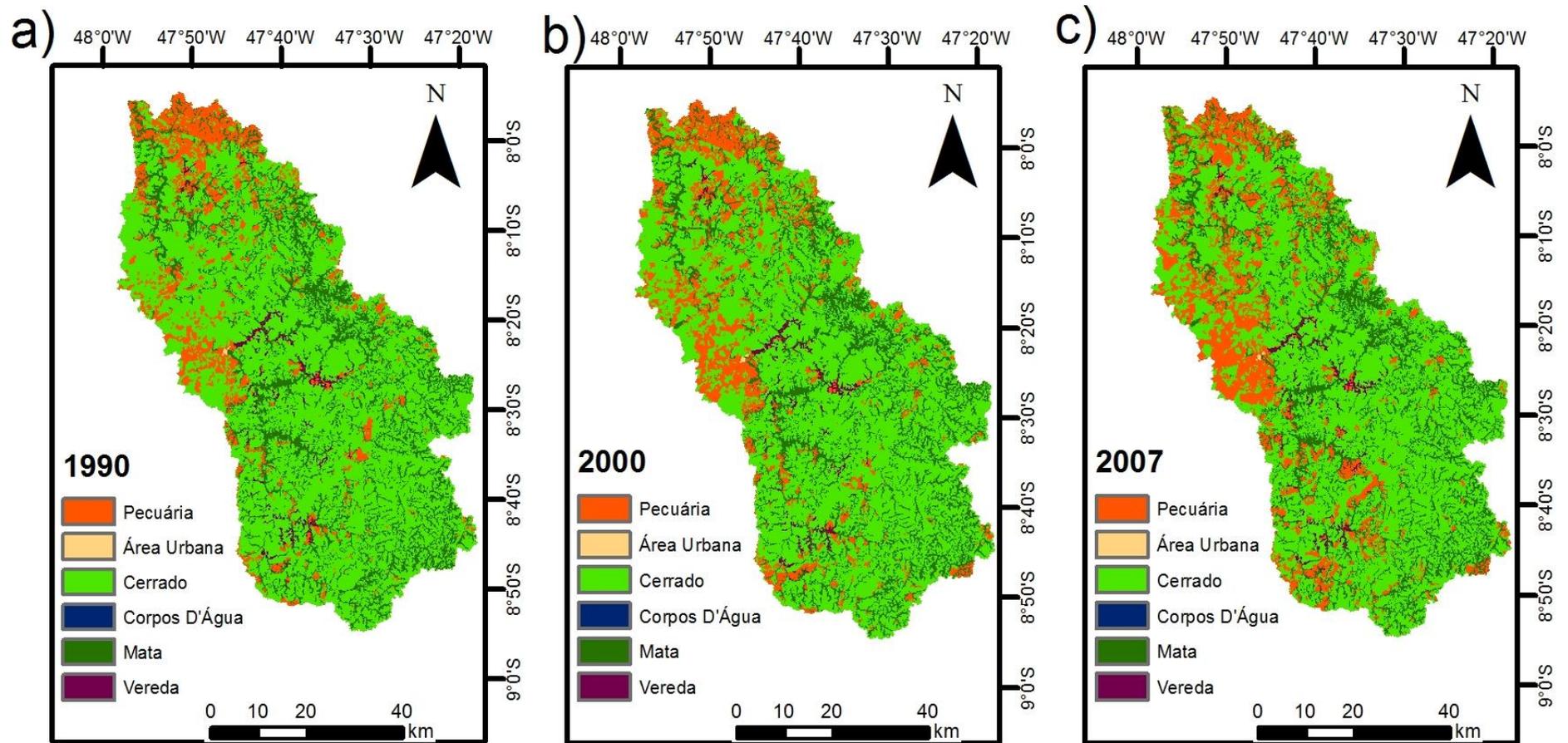


Figura 7: Mapas de uso do solo nos anos 1990 (a), 2000 (b) e 2007 (c) da Bacia Hidrográfica do rio Manuel Alves Pequeno, TO

O mapa da evolução histórica das mudanças no uso/cobertura do solo das referidas bacias foi obtido por meio da reclassificação do mapa original, disponibilizado pelo Atlas do Tocantins, desenvolvido pela Secretaria do Planejamento e Orçamento (SEPLAN-TO, 2012), obtidos por classificação supervisionada de imagens Landsat 5.

As tabelas 5 e 6 apresentam a área e o percentual correspondente a cada classe de uso de solo nos anos de 1990, 2000 e 2007 nas bacias dos rios Lontra e Manuel Alves Pequeno, respectivamente.

Tabela 5: Evolução da área das classes de uso do solo na Bacia Hidrográfica do rio Lontra

| Uso do Solo | Área (1990) | | Área (2000) | | Área (2007) | |
|-----------------|-------------------------|----------|-------------------------|----------|-------------------------|----------|
| | Área (km ²) | Área (%) | Área (km ²) | Área (%) | Área (km ²) | Área (%) |
| Pecuária | 2.100,6 | 54,7 | 2.280,6 | 59,4 | 2.243,7 | 58,5 |
| Área Urbanizada | 18,8 | 0,5 | 28,0 | 0,7 | 40,7 | 1,1 |
| Cerrado | 1.141,8 | 29,8 | 989,1 | 25,8 | 1.019,0 | 26,5 |
| Corpos D'Água | 4,6 | 0,1 | 5,7 | 0,2 | 5,4 | 0,1 |
| Mata | 572,3 | 14,9 | 534,6 | 13,9 | 529,3 | 13,8 |

Tabela 6: Evolução da área das classes de uso do solo da Bacia Hidrográfica do rio Manuel Alves Pequeno

| Uso do Solo | Área (1990) | | Área (2000) | | Área (2007) | |
|-----------------|-------------------------|----------|-------------------------|----------|-------------------------|----------|
| | Área (km ²) | Área (%) | Área (km ²) | Área (%) | Área (km ²) | Área (%) |
| Pecuária | 519,9 | 11,6 | 615,5 | 13,8 | 770,9 | 17,3 |
| Área Urbanizada | 1,3 | 0,03 | 1,3 | 0,03 | 1,3 | 0,03 |
| Cerrado | 3.000,8 | 67,2 | 2.930,7 | 65,6 | 2.782,4 | 62,3 |
| Corpos D'Água | 0,5 | 0,01 | 0,5 | 0,01 | 0,5 | 0,01 |
| Mata | 888,0 | 19,9 | 861,6 | 19,3 | 854,9 | 19,1 |
| Vereda | 56,3 | 1,3 | 57,2 | 1,3 | 56,7 | 1,3 |

Segundo a SEPLAN (2012) a descrição de cada classes de uso do solo inclui os seguintes conceitos:

- Agropecuária: esta classe inclui tanto atividade bovina intensiva quanto extensiva, focada na produção de carne ou leite, inclui também culturas agrícolas voltadas à subsistência alimentar, bem como poucas áreas com vegetação secundária. Nessa perspectiva, tendo em vista a predominância de atividades pastoris, para efeito deste trabalho esta classe foi denominada como Pecuária.
- Área Urbana: são áreas com intenso uso, onde existem edificações e sistema viário; fazem parte dessa classe as metrópoles, cidades, vilas, além de áreas ocupadas por rodovias, serviços e transporte, energia, comunicações e terrenos associados.
- Cerrado: tem por características principais a presença de camadas de árvores e de arbustos e ervas, todos bem definidos, apresentando árvores baixas, inclinadas e tortuosas, com uma distribuição espacial irregular, não sendo de cobertura contínua.
- Corpos D'água: esta classe inclui corpos d'água naturais e artificiais, sem origem marinha, sendo os principais rios, canais, lagos e lagoas de água doce, represas, açudes, etc.
- Mata: dentro desta classe estão presentes a mata de galeria e a mata ciliar, que por sua vez são descritas como tipos de vegetação florestal associadas a cursos d'água; além disso, inclui também a mata seca, constituída por formações florestais do bioma Cerrado que não estão associadas a cursos de água.
- Vereda: composta por vegetação com a palmeira arbórea conhecida popularmente como buriti (*Mauritia flexuosa*), cercada de agrupamentos meio densos de espécies arbustivo-herbáceas. Além disso, são cercadas por campos típicos, em sua maioria úmidos.

Os valores atribuídos ao Fator C, para cada classe de uso e manejo do solo, de acordo com a literatura, estão apresentados na tabela 7.

Tabela 7: Valores do fator C para as condições de cobertura e uso do solo encontradas nas bacias hidrográficas dos rios Lontra e Manuel Alves Pequeno e respectivas fontes

| Uso do Solo | C | Fonte |
|--------------------|----------|-------------------------|
| Pecuária | 0,22 | Silva et al. (2014) |
| Mata | 0,09 | Silva et al. (2014) |
| Cerrado | 0,042 | Farinasso et al. (2006) |
| Vereda | 0,01 | Borges et al. (2012) |
| Área Urbana | 0 | Baptista (2003) |
| Corpos D'Água | 0 | Baptista (2003) |

O fator práticas conservacionistas (P) representa a relação entre a perda de solo em áreas com determinada prática conservacionista e a perda de solo em áreas, nas mesmas condições, sem prática conservacionista (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Também pode ser entendido como a relação entre a intensidade da perda de solo esperada para determinada prática conservacionista e a da cultura plantada no sentido do declive (BERTONI; LOMBRADINETO, 2010). Para efeitos desse estudo, dado ao grau elevado de dificuldade para quantificar com precisão, tal fator foi considerado igual a 1, uma vez que grande parte das bacias não adotam nenhuma prática conservacionista para atenuar o processo erosivo, conforme também considerado por Beskow et al. (2009) e Ozcan et al. (2008) e Avanzi et al. (2013).

Assim, a RUSLE foi aplicada ao mapeamento da evolução histórica da distribuição espacial das perdas de solo por erosão hídrica nas bacias em estudo em ambiente SIG, para os anos de 1990, 2000 e 2007.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Fator R

Nas bacias hidrográficas dos rios Lontra e Manuel Alves Pequeno, os valores de erosividade anual variaram de 12.966 a 13.759 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ e de 11.577 a 12.704 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, respectivamente, conforme figura 3. De acordo com a classificação proposta por Foster et al. (1981), ambas as bacias apresentam a classe de erosividade “muito alta”.

A BHL obteve os maiores valores de erosividade devido a presença do bioma amazônico em grande extensão de sua área. Já a BMA, também com alto índice de erosividade, está localizada próxima a esse bioma. Nesse sentido, os altos valores decorrem da elevada intensidade pluviométrica dessa região, caracterizada por uma sazonalidade moderada no regime de precipitações, com dois períodos bem definidos, o período chuvoso, de outubro a abril, e o período seco, de maio a setembro (Viola et al., 2014). Além disso, o regime pluvial também sofre influência do bioma existente, com características climáticas semelhantes às da região sudeste da Amazônia, com a formação de linhas de instabilidade devido ao intenso processo de convecção forçada (MARENGO; NOBRE, 2009). Outro importante fator que contribui com a intensidade pluviométrica dessa região está relacionado à flutuação da Zona de Convergência Intertropical, que provoca grande atividade convectiva durante o verão (MELO et al., 2009; REBOITA et al., 2010).

Os valores do Fator R encontrados para as bacias estudadas estão próximos aos obtidos por Marinho Filho (2014) para a bacia hidrográfica do rio Formoso, região relativamente próxima às bacias dos rios Lontra e Manuel Alves Pequeno. No referido estudo de Marinho Filho (2014), o Fator R variou entre 9.400 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹ e 11.300 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹. Resultados semelhantes também foram encontrados por Viola et al. (2014), os quais obtiveram valores do Fator R para o Estado do Tocantins variando entre 6.599 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹ e 14.000 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹. Ainda de acordo com este estudo, a região em que se encontram as bacias dos rios Lontra e Manuel Alves Pequeno apresentou erosividade anual na faixa de 11.000 a 13.000 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹. Nesse sentido, acredita-se que os dados de erosividade da chuva estimados nesse trabalho estão adequados, pois os mesmos se assemelham aos dados de estudos realizados nessa região.

Os valores de erosividade das chuvas apresentaram-se bastante elevados em toda a extensão das bacias estudadas, configurando um fator de considerável contribuição para o processo erosivo nessas áreas, por esse motivo afirma-se a necessidade de ações voltadas ao planejamento sustentável de prevenção à erosão.

4.2 Fator K

De acordo com a tabela 3 e figura 8 a erodibilidade dos solos (Fator K) em ambas as bacias estudadas variou de 0,0092 e 0,057 $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$. A localização desses valores está relacionada aos mapas de pedologia, tendo-se em vista que a erodibilidade é uma característica inerente a cada classe de solo.

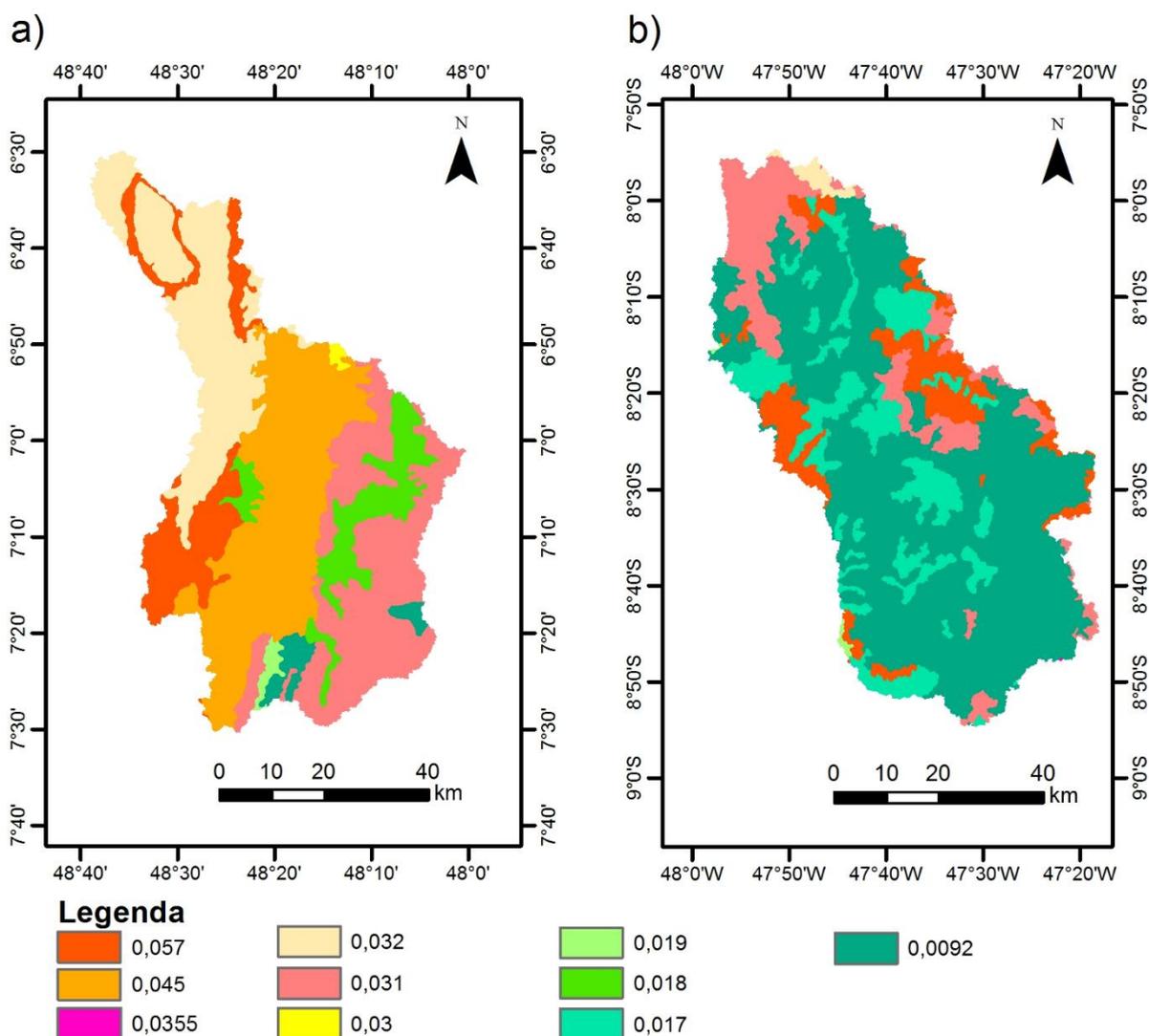


Figura 8: Mapas de Erodibilidade dos solos ($\text{Mg h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$) das bacias hidrográficas dos rios Lontra (a) e Manoel Alves Pequeno (b)

O rio Lontra apresenta maior susceptibilidade à erosão, com 87,6% de sua área com fator K variando de $0,031 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ a $0,057 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, considerada como sendo uma erodibilidade “alta” e “muito alta”, segundo Foster et al. (1981). Nota-se que nesta bacia há uma predominância dos Argissolos e Neossolos que, devido às suas características pedológicas, são mais propensos à erosão.

A bacia do rio Manuel Alves Pequeno apresentou menor vulnerabilidade à erosão, onde 75,8% de sua área possui valores do Fator K variando entre $0,0092 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ e $0,017 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, estando dentro das classes de erodibilidade “muito baixa” e “baixa”. Nessa bacia prevalece a presença de Plintossolos em 59,9% da sua área total, com baixa propensão a sofrer processos erosivos.

Para a bacia hidrográfica do rio Formoso, Marinho Filho (2014) encontrou valores de erodibilidade variando entre $0,0253 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ e $0,0289 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ em 88,8% da área total da bacia, sendo a erodibilidade classificada como “moderada”, de acordo com Foster (1981).

Marques et al. (1997) no estudo da região de Sete Lagoas – MG, encontraram valor para o Fator K do Argissolo Vermelho Amarelo de $0,033 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, semelhante ao adotado neste trabalho, de $0,032 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$. Para o Latossolo Roxo, Silva (1997) encontrou fator k de $0,016 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ em Chapecó – SC, próximo aos valores adotados neste trabalho para Latossolos Vermelho e Vermelho-Amarelo, de $0,018$ e $0,019 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, respectivamente. Chaves et al. (2010) no estudo da erodibilidade dos solos na bacia do rio Jardim – RJ, obtiveram o valor do fator K para o Plintossolo de $0,00579 \text{ Mg ha h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, semelhante ao adotado neste trabalho, de $0,0092 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$.

No que diz respeito a erodibilidade dos solos, verificou-se realidades diferentes para as bacias estudadas. A BMA pequeno tem a maior parte de sua área (78,8%) formada por solos de baixa vulnerabilidade à erosão (Plintossolo Pétrico e Latossolo Amarelo), no entanto, existem áreas que merecem especial atenção, formadas por solos de alta erodibilidade (Neossolo Litólico e Neossolo Quartzarênico) que tem representatividade de área (23,1%), localizados principalmente ao norte e na região central da bacia. Estas são regiões que apresentam um Fator K crítico no que se refere ao processo erosivo, sendo assim, necessitam de um adequado manejo. Entretanto, a bacia do rio Lontra é, em sua maioria (87,6%), formada por solos erodíveis (Argissolos e Neossolos), distribuídos ao longo de toda a bacia, sendo um

fator preponderante no volume de sedimentos erodidos nessa bacia, por esse motivo é imprescindível um manejo adequado do solo visando a sua conservação.

4.3 Fator LS

De acordo com a tabela 04 e figura 05, quanto à declividade, ambas as bacias apresentam mais de 94% de suas áreas dentro do intervalo que varia de 0 a 20%, distribuídas entre as classes “plano”, “suave-ondulado” e “ondulado”. Segundo McCool et al. (1987) a perda de solo é significativamente mais vulnerável às mudanças de declividade do que a mudanças de comprimento da rampa.

Na figura 9 foi possível identificar que os maiores valores do fator topográfico estão localizados nas áreas de maior declividade, onde o escoamento superficial alcança maior velocidade. De acordo com Engel (2003), os resultados propiciados pela metodologia de cálculo do fator LS adotada no presente estudo confere resultados mais precisos no que se refere à determinação das quebras existentes entre as unidades de relevo das bacias hidrográficas, justamente por oferecer o valor de LS célula a célula ao longo de toda a área de estudo. Esta constatação é importante no que se refere à confiabilidade do mapa do Fator LS apresentado abaixo:

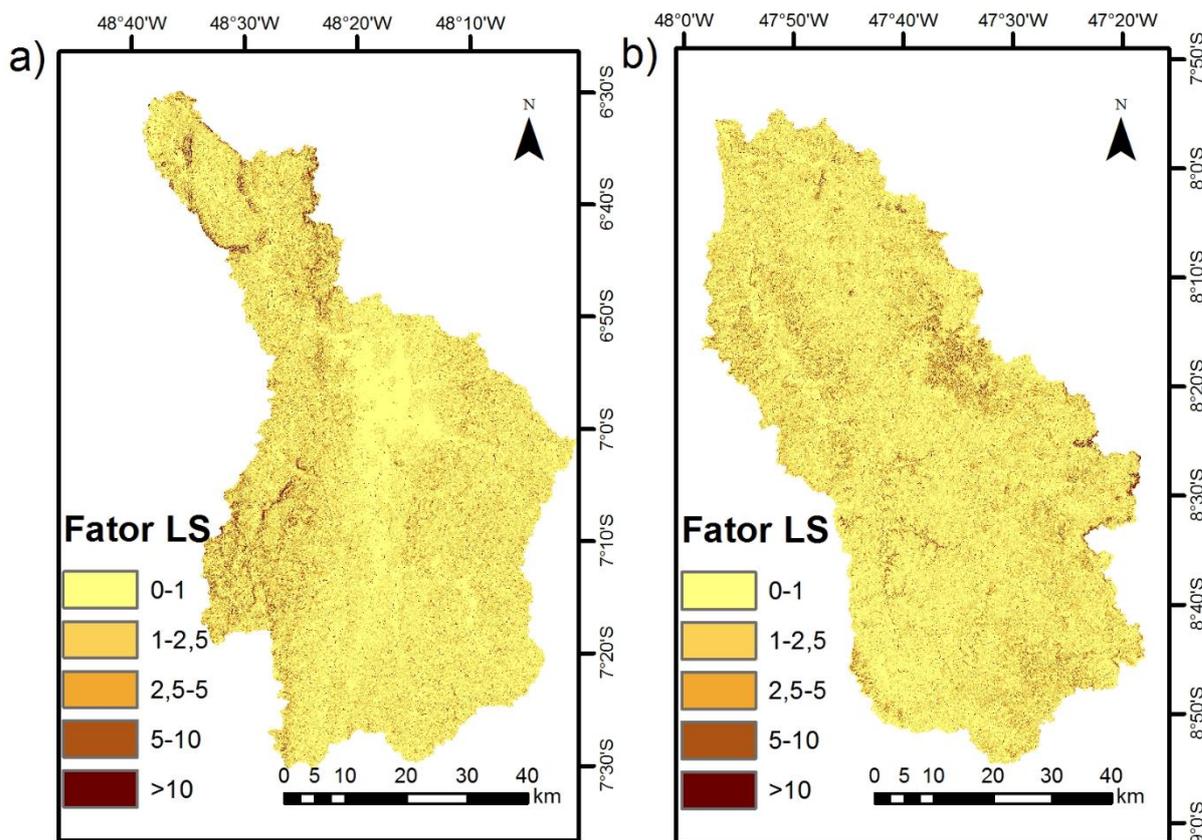


Figura 9: Mapas do Fator Topográfico (adimensional) das bacias hidrográficas dos rios Lontra (a) e Manoel Alves Pequeno (b)

Na tabela 8 está apresentada a abrangência de cada classe do Fator LS nas bacias hidrográficas dos rios Lontra e Manuel Alves Pequeno. Os resultados encontrados indicam que as bacias apresentam semelhanças quanto ao percentual de ocorrência das classes do fator LS nas bacias. Observou-se que ambas as bacias apresentam mais de 66% de suas áreas com Fator LS variando de 0 a 1, indicando que a maior parte das bacias é composta por superfícies de relevo plano. Por outro lado, os maiores valores de LS estão localizados nas regiões serranas. É possível observar que o intervalo com valor de LS maior que 10 possui o menor percentual de área em ambas as bacia, de 1,8 e 1,5 %, para as bacias do rio Lontra e Manuel Alves Pequeno, respectivamente.

Entende-se que valores de LS menores que 1 podem significar a atenuação do processo erosivo, tendo em vista que estudos evidenciam que este intervalo de valores tende a minimizar as taxas de erosão. Nesse sentido, devido a este tipo de comportamento ser predominante nas regiões estudadas, pode-se inferir que em ambas as bacias predominam valores do fator LS que desfavorecem o processo erosivo, no que tange as características de relevo.

Tabela 8: Percentual de ocorrência das faixas de valores do fator LS nas bacias hidrográficas dos rios Lontra e Manuel Alves Pequeno

| LS (ADIMENSIONAL) | LONTRA ÁREA (%) | MANUEL A. PEQUENO ÁREA (%) |
|-----------------------------|---------------------------|--|
| 0 - 1 | 67,7 | 66,4 |
| 1 - 2,5 | 15,8 | 17,3 |
| 2,5 - 5 | 10,3 | 10,5 |
| 5 - 10 | 4,4 | 4,3 |
| > 10 | 1,8 | 1,5 |

Ferreira et al. (2009) em seu estudo sobre a erosão na bacia do rio Caceribu-RJ, por meio da aplicação da USLE, obteve dados de declividade semelhantes ao encontrado neste trabalho, com 90,3% da área total da bacia com declividade inferior a 20%. Os referidos autores afirmam que os baixos valores de perda de solo encontrados em seu estudo estão relacionados aos baixos índices de inclinação de relevo.

Avanzi et al. (2013) no estudo realizado em uma bacia experimental, localizada no município de Aracruz-ES, encontraram valores bem próximos aos deste trabalho quanto ao Fator LS. Os resultados encontrados por estes autores mostram que nesta bacia este fator variou de 0,03 a 6,88. A maior parte da bacia, em torno de 65%, apresentou valores do Fator LS inferior a 1, indicando que em grande parte desta, o referido fator não é preponderante na geração da sedimentos.

Resultado semelhante também foi encontrado por Oliveira e Seraphim (2015) no estudo da erosão na bacia de contribuição da microcentral hidrelétrica do Lageado, Botucatu – SP, onde verificou que 90,6% da área total da bacia apresenta declividade de até 12%, sendo que o relevo predominante foi o ondulado, com declividade de 6 a 12%, ocupando 36,9% da área total, seguido do relevo suave-ondulado, em 32,4% da área, e com área plana em 21,3%. O Fator LS nesta bacia variou de 0 a 27,57, sendo que a maior parte da área, cerca e 96,7%, apresentou fator LS dentro do intervalo de 0 a 10.

Ambas as bacias apresentaram semelhança em relação à baixa declividade, resultando em baixos valores do fator LS, que significam que as áreas das bacias são relativamente planas, fator positivo no que se refere ao processo erosivo. Contudo, as áreas mais declivosas, com declividade acima de 20%, de 5,7% na bacia do rio Lontra, e 4,8% na bacia do rio Manoel Alves Pequeno, são pontos críticos para a geração de

sedimentos, tendo em vista que a declividade acentuada é um dos fatores preponderantes para a erosão.

4.4 Fator CP

As figuras 6 e 7 apresentam os mapas de uso e ocupação do solo relativo aos anos de 1990, 2000 e 2007, e as tabelas 5 e 6 o percentual de área referente a cada uso do solo no mesmo período. De acordo com a tabela 5, na bacia hidrográfica do Rio Lontra as classes de uso e cobertura do solo consideradas preservadas (Cerrado, Corpos D'Água e Mata) apresentavam nos anos de 1990, 2000 e 2007 um percentual da área da bacia de 44,8, 39,85 e 40,5 %, respectivamente, enquanto que a área antropizada (Pecuária e Área Urbanizada) nos mesmos anos foram de 55,2, 60,1 e 59,5%, respectivamente. Nesse sentido, observa-se que de 1990 para 2007 houve um aumento da área antropizada de cerca de 4,3%, principalmente pela expansão das atividades pastoris nessa bacia.

Na Bacia hidrográfica do Rio Manuel Alves Pequeno, as classes de uso e cobertura do solo consideradas preservadas (Cerrado, Corpos D'Água, Mata e Vereda) apresentavam nos anos de 1990, 2000 e 2007 um percentual da área da bacia de 88,3, 86,2 e 82,7%, respectivamente, enquanto que as áreas antropizadas (Pecuária e Área Urbanizada) nos mesmos anos, eram de 11,7, 13,8 e 17,3% respectivamente, conforme tabela 6. Nesse sentido, observa-se que de 1990 para 2007 houve um aumento gradual da área antropizada, totalizando 5,6%, expressivamente pela expansão da pecuária.

A maior parte da bacia hidrográfica do rio Lontra encontra-se antropizada, com percentual de áreas distribuídas entre pecuária e área urbanizada variando de 55,2% a 60,1% no período estudado; assim o valor predominante de CP nesta bacia é de 0,22, em mais de 54% da área, corroborando para a elevação da taxa de perda de solo.

Por outro lado, a bacia do rio Manuel Alves Pequeno é coberta em sua maioria por paisagens de vegetação preservada, entre cerrado, corpos d'água, mata e vereda, em um percentual que varia de 82,7 a 88,3% nos anos estudados, e com valor predominante de CP de 0,042, em mais de 62% da área da bacia.

A bacia do rio Lontra, devido ao uso intensivo de grande parte de sua área (58,5%) pela pecuária, torna-se mais propícia a erosão, com pontos críticos distribuídos ao longo de toda a extensão de sua área. Em contrapartida, a bacia do

rio Manuel Alves Pequeno possui por pontos críticos para a geração do processo erosivo uma área de aproximadamente 17% da área total da bacia, localizada predominantemente na faixa que vai da região norte para o oeste. O Fator CP merece especial atenção por se tratar do único fator possível de ser modificado visando a conservação do solo. Os demais fatores não permitem a interferência, são fixos, dizem respeito a aspectos climáticos e características físicas da bacia. Nessa perspectiva, a bacia do rio Lontra apresenta mais da metade de sua área total com considerável potencial erosivo, necessitando de um planejamento adequado do uso e ocupação do solo para a sustentabilidade do mesmo.

4.5 Distribuição espacial da taxa de erosão média anual

A figura 10 mostra a evolução da distribuição espacial da taxa de erosão média anual, em um período de 17 anos, para a bacia hidrográfica do rio Lontra. Nessa figura, é possível observar as variações ocorridas nesse período.

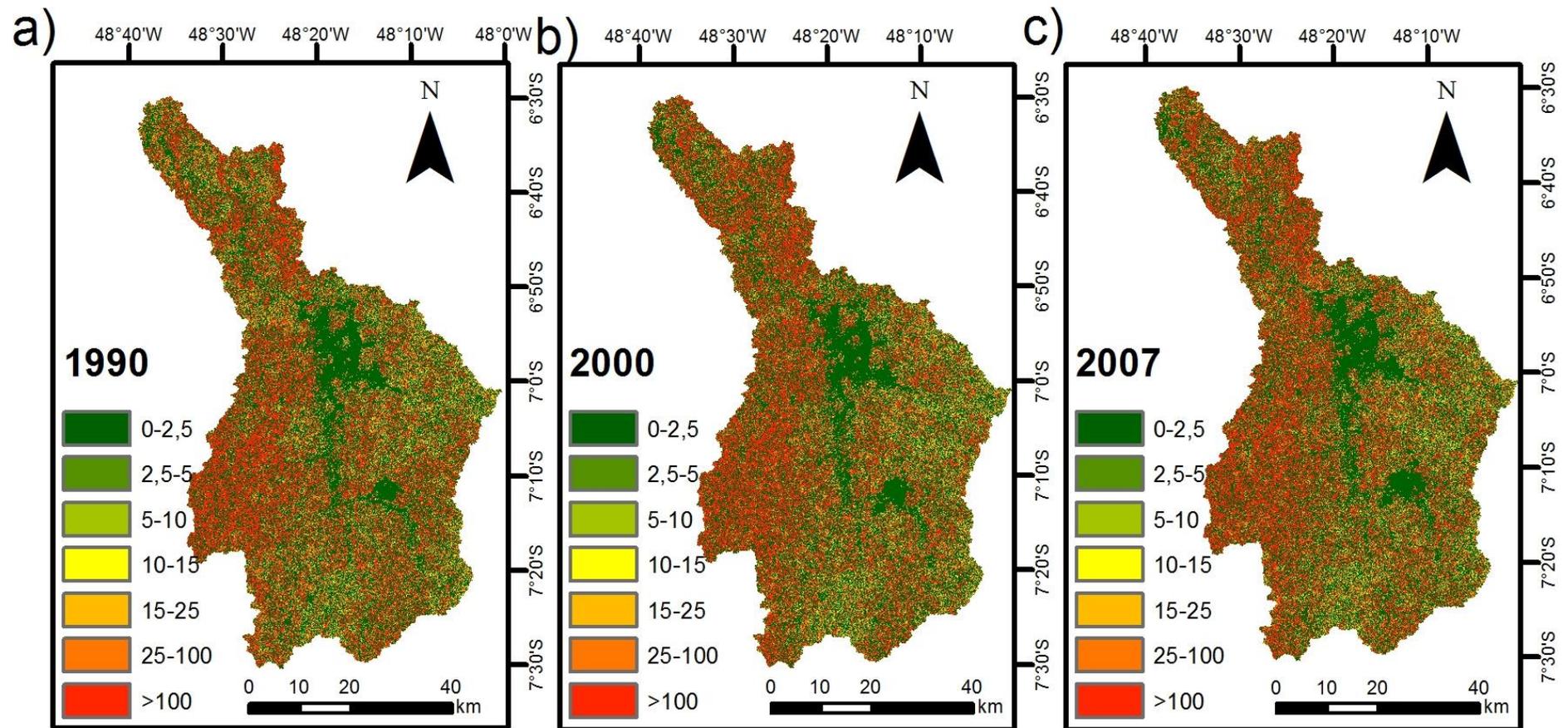


Figura 10: Mapa da distribuição espacial da taxa de erosão média anual ($\text{Mg há}^{-1} \text{ano}^{-1}$) no período de 1990 (a), 2000 (b), e 2007 (c), na bacia hidrográfica do Rio Lontra

A tabela 9 mostra os resultados de perda de solo calculados pela RUSLE classificados em intervalos de classes qualitativas, que vão desde “suave” a “extremamente alta”, conforme classificação proposta por Avanzi et al. (2013).

Tabela 9: Perda de Solo da Bacia Hidrográfica do Rio Lontra e classes qualitativas de acordo com a classificação proposta por Avanzi et al. (2013)

| PERDA DE SOLO (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹) | AREA (%) | | | CLASSES QUALITATIVAS DE PERDA DE SOLO |
|---|----------|------|------|---|
| | 1990 | 2000 | 2007 | |
| 0-2,5 | 51,1 | 51,1 | 51,3 | Suave |
| 2,5-5 | 1,1 | 1,0 | 1,0 | Suave/moderada |
| 5-10 | 2,2 | 2,1 | 2,1 | Moderada |
| 10-15 | 2,1 | 2,0 | 2,0 | Moderada/alta |
| 15-25 | 3,9 | 3,7 | 3,7 | Alta |
| 25-100 | 16,2 | 15,2 | 15,3 | Muito alta |
| >100 | 23,6 | 24,9 | 24,6 | Extremamente alta |

Em relação às taxas de perda de solo na bacia do Rio Lontra verifica-se que o percentual de área da bacia na classe suave nos anos de 1990, 2000 e 2007, foi de 51,1, 51,1 e 51,3%, respectivamente, demonstrando que esta classe é predominante no rio Lontra. Esse resultado pode ser explicado principalmente pelos baixos valores do Fator LS, que tem valores entre 0 a 2 em mais de 78% da área total da bacia, o que significa predominância de relevo plano.

Na figura 10 é possível observar que os pontos críticos de maior erosão estão distribuídos ao longo de toda a bacia, com maior ocorrência em uma faixa que estende-se da região norte até o oeste, isso pode ser justificado pela contribuição de uma série de fatores intervenientes no processo erosivo, tais como, “muito alta” erosividade da chuva nessa região, com valores acima de 12.900 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, predominância de solos altamente erodíveis: Neossolo Quartzarênico, Neossolo Litólico, Argissolo Amarelo e Argissolo Vermelho-Amarelo, com valores de erodibilidade variando de 0,031 e 0,057 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹, e o predomínio do uso do solo pela pecuária, atividade esta que aumenta a propensão a erosão, medida pelo Fator C no valor de 0,22. Existem alguns pontos de maior declividade localizados ao norte, no município de Araguañã, e ao oeste, em Carmolândia e Aragominas,

classificados como “montanhoso” e “forte-montanhoso”, contribuindo para a elevação da taxa de erosão nessas regiões, nesse sentido afirma-se a necessidade de investimentos em conservação dos solos nessas regiões, com a adoção de técnicas úteis de atenuação da erosão, tais como terraceamento, plantio em nível, dentre outras, realizadas em terrenos declivosos com o objetivo de minimizar o processo erosivo. Por outro lado, verifica-se que na região central da bacia ocorrem as menores taxas de erosão, com a predominância da classe de erosão “suave”, isso ocorre devido principalmente ao relevo plano destas áreas, Fator LS variando de 0 a 2, e à cobertura do solo predominantemente por matas, Fator C de 0,09; os valores destes fatores contribuem para a atenuação da erosão.

A figura 11 mostra as variações espaciais da taxa de erosão média anual da bacia hidrográfica do rio Manoel Alves Pequeno, nos anos de 1990, 2000 e 2007.

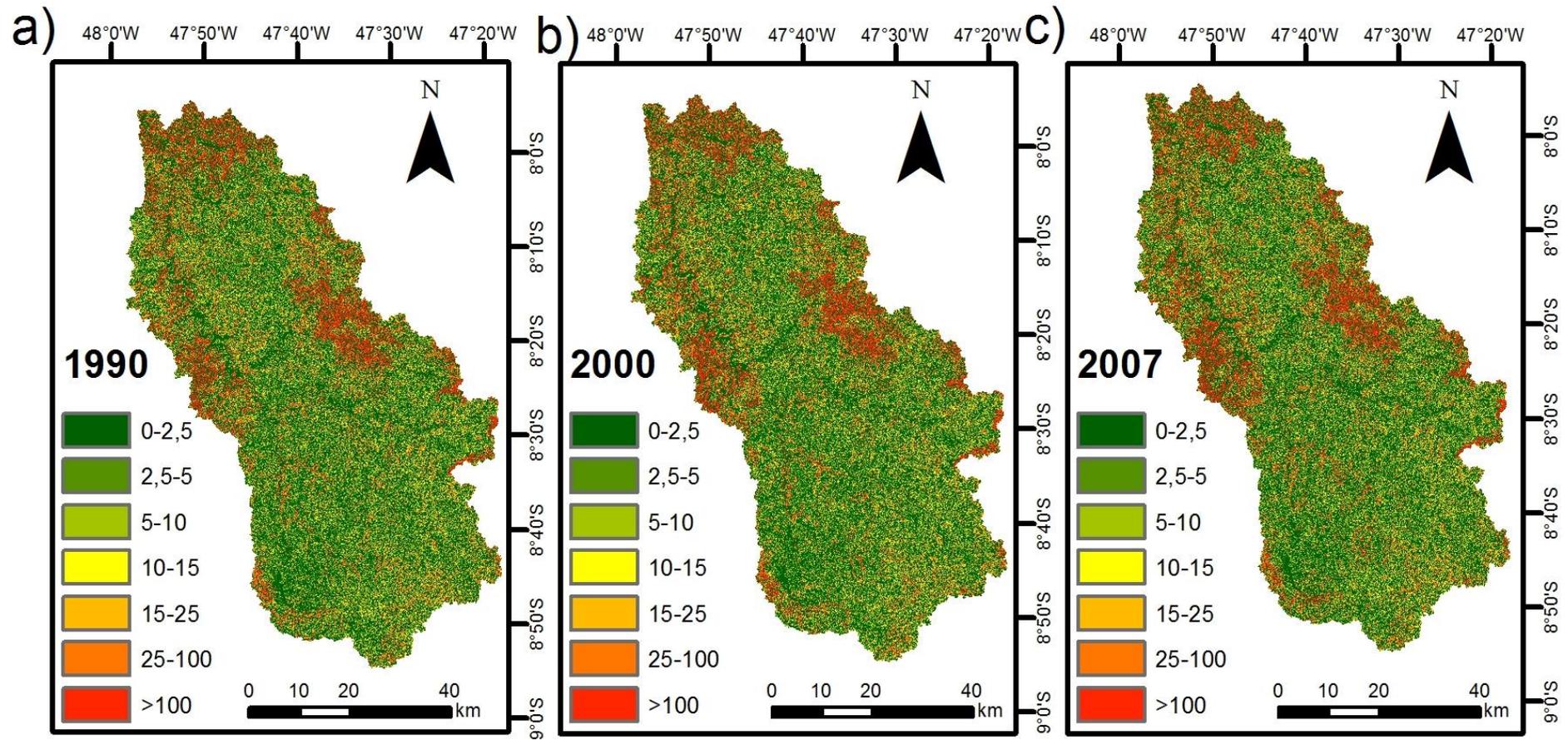


Figura 11: Mapa da distribuição espacial da taxa de erosão média anual ($\text{Mg há}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) no período de 1990 (a), 2000 (b), e 2007 (c), na bacia hidrográfica do rio Manoel Alves Pequeno

Tabela 10: Perda de Solo da Bacia Hidrográfica do Rio Manuel Alves Pequeno e classes qualitativas de acordo com a classificação proposta por Avanzi et al. (2013)

| PERDA DE SOLO (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹) | AREA (%) | | | CLASSES QUALITATIVAS DE PERDA DE SOLO |
|---|----------|------|------|---|
| | 1990 | 2000 | 2007 | |
| 0-2.5 | 52,3 | 52,2 | 52,0 | Suave |
| 2.5-5 | 6,0 | 5,9 | 5,7 | Suave/moderada |
| 5-10 | 10,0 | 9,9 | 9,6 | Moderada |
| 10-15 | 6,7 | 6,6 | 6,4 | Moderada/alta |
| 15-25 | 7,3 | 7,3 | 7,2 | Alta |
| 25-100 | 11,8 | 12,0 | 12,5 | Muito alta |
| >100 | 5,9 | 6,2 | 6,7 | Extremamente alta |

De acordo com a figura 11 e tabela 10, os resultados referentes à perda de solo na bacia do Rio Manuel Alves Pequeno evidenciam que o somatório do percentual das áreas das classes “suave”, “suave/moderada” e “moderada”, no período de 1990, 2000 e 2007, apresentaram os seguintes valores: 68,3, 68,0 e 67,2%, respectivamente, mostrando reduzido potencial da erosão hídrica na maior parte da bacia em todos os anos estudados. Além disso, verificou que as classes de perda de solo “alta”, “muito alta” e “extremamente alta” estão presente em menos de 26,4% da bacia; contudo, de 1990 a 2007, houve um aumento de 1,4% da área referente a essas classes, ocorrido devido ao avanço da pecuária sobre o cerrado; em 1990 11,6% desta bacia era ocupada pelas atividades pastoris e 67,2% correspondia ao cerrado, porém em 2007 a pecuária saltou para 17,3% e o cerrado caiu para 62,3%.

Diante desses resultados, pode-se afirmar que a bacia do rio Manuel Alves Pequeno foi menos susceptível à erosão quando compara à bacia do rio Lontra. Isso pode ser justificado pelos seguintes fatores: predominância de valores baixos do Fator K, variando de 0,0092 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹ a 0,017 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹, classificado como erodibilidade “muito baixa” e “baixa”; Fator LS com intervalo de 0 a 2 em mais de 78% da área total da bacia, o que significa a predominância de um relevo plano; além de boa conservação da paisagem natural da bacia (Cerrado, Corpos D’Água, Mata e Vereda), nos anos de 1990 (88,3%), 2000 (86,2%) e 2007 (82,7%).

Em contrapartida, existem pontos críticos de erosão localizados no extremo norte, leste e oeste dessa bacia, conforme figura 11, apresentando perda de solo

classificada como “extremamente alta”. Essas altas taxas de perda de solo nesses pontos são justificadas pelos seguintes fatores: erosividade da chuva “muito alta”, acima de $11.500 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, erodibilidade do solo indicada como “alta” a “muito alta”, com a presença dos Argissolo Vermelho-Amarelo e Neossolo Quartzarênico ao norte, Neossolo Litólico e Neossolo Quartzarênico ao leste, e Neossolo Litólico ao oeste, com valores de erodibilidade variando de 0,031 a $0,057 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$. Além disso, as porções norte e oeste tem a predominância do uso do solo pela pecuária, com Fator C de 0,22, contribuindo para a geração de sedimentos, enquanto que a porção leste é a região de maior declividade da bacia, classificada como “ondulado” a “forte-ondulado”, com declividade de 8,1 a 45%. As ações de planejamento sustentável visando a mitigação da erosão nessa bacia devem reconsiderar o uso do solo em solos erodíveis (norte e oeste), buscando uma cobertura vegetal que os proteja do impacto das gotas de chuva e do escoamento superficial, além da adoção de medidas de atenuação da erosão por meio de técnicas de terraceamento, plantio em nível, dentre outros, para regiões mais declivosas (leste).

Olivetti (2014) no estudo da distribuição espacial da erosão na sub-bacia do ribeirão Caçus-MG encontrou resultados que evidenciam que aproximadamente 82,3% da bacia apresentam as classes de perda de solo “suave” e “moderada” e as classes “alta”, “muita alta” e “extremamente alta” representam cerca de 3,2% da bacia, indicando que a bacia encontra-se em bom estado de conservação. A bacia do rio Manoel Alves Pequeno, mesmo alcançando o melhor resultado entre as bacias estudadas, ainda difere bastante dos resultados encontrados por Olivetti (2014), com um percentual de aproximadamente de 57,7% da área total com taxas de perda de solo classificadas como “suave” e “suave-moderada” e algo em torno de 26,4% nas classes “alta”, “muita alta” e “extremamente alta”.

No trabalho de Durães (2016) de determinação de erosão atual na bacia hidrográfica do rio Sapucaí-MG, por meio da RUSLE, os resultados encontrados foram semelhantes aos encontrados neste trabalho para a bacia do rio Lontra, com 47,94% da área total com as classes de erosão “suave” e “suave-moderada” para a bacia do rio Sapucaí e 52,3% para a bacia do rio Lontra; além de 39,4% nas classes “alta”, “muito alta” e “extremamente alta” para a bacia do rio Sapucaí e 43,6% para o rio Lontra.

Em geral, as taxas de perda de solo de ambas as bacias não sofreram variações expressivas ao longo dos anos 1990, 2000 e 2007. Isto pode ser justificado pelo baixo índice de variações no uso/cobertura do solo nesse período. Contudo, foi possível verificar que a bacia do rio Lontra, de 2000 a 2007, obteve uma redução de 0,3% das áreas que apresentavam classe de erosividade “extremamente alta”, devido principalmente avanço do cerrado 0,8% sobre a pecuária, que diminuiu 0,9% nesse período. Já na bacia do rio Manuel Alves Pequeno, de 1990 a 2007, houve o aumento gradual da taxa de erosão, sendo que as classes denominadas “alta”, “muito alta” e “extremamente alta” passaram de 25% para 26,4%, devido principalmente ao aumento das atividades pastoris nessa bacia.

5 CONCLUSÕES

O uso do solo na bacia hidrográfica do Rio Lontra, no período estudado, evidenciou o crescimento da área antropizada em cerca de 4,3%, passando a ocupar, no ano de 2007, quase 60% da área total da bacia, predominantemente pela Pecuária, conseqüentemente houve o crescimento de cerca de 1% da classe de erosão hídrica denominada “extremamente alta”. Entende-se que o percentual de área antropizada existente nessa bacia contribuiu significativamente para a geração de sedimentos, por esse motivo as classes qualitativas de perda de solo “alta”, “muito alta” e “extremamente alta” apresentam taxas bem elevadas, somando 43,6%.

Na bacia hidrográfica do Rio Manuel Alves Pequeno as mudanças no padrão de uso do solo, nos anos estudados, mostraram um aumento de 5,6% na área antropizadas, passando a ocupar, no ano de 2007, 17,3% da área total da bacia, culminando no aumento das taxas de perda de solo. Nesta bacia a cobertura do solo consideradas preservadas (Cerrado, Corpos D'Água, Mata e Vereda) são predominantes e juntas ocupam mais de 82% da área total, justificando o percentual de 67,3% com classe de perda de solo variando entre “suave” e “moderada”.

De modo geral, as alterações no uso do solo não sofreram mudanças significativas nos anos de 1990 a 2007, por esse motivo as variações nas taxas de perda de solo não foram expressivas nesse período. Contudo, estabelecendo um comparativo entre as duas bacias estudadas, nota-se que as alterações na cobertura do solo influenciam na perda de solo pela erosão hídrica, uma vez que os dados indicam que a bacia do rio Lontra, antropizada em quase 60% de sua área, apresentou os maiores índices de perda de solo, com mais de 43% da área com as classes qualitativas de perda de solo “alta”, “muito alta” e “extremamente alta”, enquanto que a bacia do rio Manuel Alves Pequeno, com mais de 82% de área preservada indicou um percentual de 26,4% com estas classes. Isto alerta para a necessidade do planejamento sustentável do uso e ocupação do solo, visando minimizar o processo erosivo nas referidas bacias.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALATORRE, L. C.; BEGUERIA, S. Identification of eroded areas using remote sensing in a badlands landscape on marls in the central Spanish Pyrenees. **Catena**, Amsterdam, v. 76, n. 3, p. 182-190, Mar. 2009.
- ALATORRE, L. C.; BEGUERÍA, S.; VICENTE-SERRANO, S. Evolution of vegetation activity on vegetated, eroded, and erosion risk areas in the central Spanish Pyrenees, using multitemporal Landsat imagery. **Earth surface processes and landforms**, v. 36, n. 3, p. 309-319, 2011.
- ALCÂNTARA, E. H.; SOUZA, A. Produção de sedimentos na Zona Costeira da Bahia – Brasil. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, v. 62, n. 2, p. 199-205, jun. 2010.
- AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; NORTON, L. D.; BESKOW, S.; MARTINS, S. G. Spatial distribution of water erosion risk in a watershed with eucalyptus and Atlantic Forest. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 37, n. 5, p. 427-434, 2013.
- AMORIM, R. S. S.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. Principais modelos para estimar as perdas de solo em áreas agrícolas. In: PRUSKI, F. F. (Ed). **Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. 2. ed. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2009. cap.4, p.75-107.
- AQUINO, D.N., et al. Aplicação da USLE e SIG na Estimativa da Perda de Solos em uma Micro Bacia Hidrográfica do Semiárido do Estado do Ceará. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 36. Bonito. **Anais...** Mato Grosso do Sul: CONBEA. 2007. 1CD.
- ARAUJO, G. H. S.; ALMEIDA, J. R.; GUERRA, A. J. T. **Gestão ambiental de áreas degradadas**. 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010. 322 p.
- BAHADUR, K.C.K. Mapping soil erosion susceptibility using remote sensing and GIS: a case of the Upper Name Wa Watershed, Nan province, Thailand. **Environmental Geology**, Heidelberg, v.57, n.3, p. 695–705, Aug. 2009.
- BAKKER, M. M.; GOVERS, G.; ANNE M. VAN DOORN, A. M. V.; MARK ROUNSEVELL, M. The response of soil erosion and sediment export to land-use change in four areas of Europe: The importance of landscape pattern. **Geomorphology**, Amsterdam, v.98, n.3-4, p. 213-226, 2008.
- BALDISSERA, G. **Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica swat (soilandwaterassessment tool), para a bacia hidrográfica do Rio Cuiabá / MT**. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente). Universidade Federal do Mato Grosso, 2005.
- BAPTISTA, G. M. M. **Diagnóstico ambiental de erosão laminar: modelo geotecnológico e aplicação**. Editora Universa. Brasília, DF. 140p. 2003.
- BARBOSA, A. F.; OLIVEIRA, E. F.; MIOTO, C. L.; PARANHOS FILHO, A. C. **Aplicação da equação universal de perda do solo (USLE) em softwares livres e**

gratuitos. Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ ISSN 0101-9759 e - ISSN 1982-3908 - Vol. 38 - 1 / 2015 p. 170-179.

BENHADJ, I.; DUCHEMIN, B.; KHABBA, S.; CARDOT, H.; MAISONGRANDE, P.; SIMONNEAUX, V. Land use in semi arid area derived from ndvi images at high and low spatial resolution. In: international symposium on recent advances in quantitative remote sensing. **Proceedings...**Valencia: Global Change Unit/ University of Valencia, 2006. p. 25-29.

BERTOL, I. LEITE, D.; ENGEL, F. L.; COGO, N. P.; GONZÁLEZ, A. P. Erodibilidade de um Nitossolo Háplico Alumínico Determinada em Condições de Campo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 3, p. 541-549, 2007.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 7. ed. São Paulo (SP): Ícone, 2010. 355 p.

BESKOW, S.; MELLO, C.R.; NORTON, L.D.; CURI, N.; VIOLA, M.R.; AVANZI, J.C. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, v.79, n.1, p. 49-59, 2009.

BLOISE, G. L. F.; JÚNIOR, O. A. C.; REATTO, A.; GUIMARÃES, R. F.; MARTINS, E. F.; CARVALHO, A. P. F. Avaliação da suscetibilidade natural à erosão dos solos da Bacia do Olaria-DF. **Embrapa Cerrados**. Boletim de pesquisa, n. 14. 2001. 33 p.

BONILLA, C.A., REYES, J.L., MAGRI, A. Water erosion predication using the revised universal soil loss equation (RUSLE) in a GIS framework, central Chile. **Chilean Journal of Agricultural Research**, v. 70, n.1, 2010, p. 159-169.

BORGES, K. M. R.; JÚNIOR, O. A. C.; MARTINS, E. S.; GOMES, R. A. T.; GUIMARÃES, R. F. Vulnerabilidade natural: a perda de solo da bacia do rio Carinhanha (MG/BA) usando uma abordagem qualitativa da equação universal de perda de solos. **GEOgraphia**, v. 14, n. 27. 2012.

BRAGA, B. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005, 318 p.;

BROWNING, G. M.; PARISH, C. L; GLASS, J. A. A method for determining the use and limitations of rotation and conservation practices in the control of soil erosion in Iowa. Journal. **American Society Agronomy**, v. 39, p. 65-73, 1947.

CAMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. **Introdução à ciência da geoinformação**. São Jose dos Campos: INPE, 2001. 324 p.

CARDOSO, C.A.; DIAS, H. C. T.; MARTINS, S. V.; SOARES, C. P. B. Caracterização hidroambiental da bacia hidrográfica do rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. **Revista Árvore**, v. 30, n. 2, 2006. p. 249-256.

CARVALHO, F. H. **Uso do modelo SWAT na estimativa da vazão e da produção de sedimentos em bacia agrícola do Cerrado brasileiro**. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade de Brasília, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Brasília, 2014.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: CPRM, 1994.

CASTRO, W. J.; CASTRO, M. L. L.; LIMA, J. O.; OLIVEIRA, L. F. C.; RODRIGUES, C.; FIGUEITEDO, C. C. Erodibilidade de solos do cerrado goiano. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v.4, n.2, p. 305-320, maio/ago. 2011.

CECCHIA, T. **Avaliação de perda de solo por erosão hídrica e estudo de energia na bacia do rio Caeté, Alfredo Wagner – Santa Catarina**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

CHAVES, H. M. L. **Estimativa da Erosão Atual e Potencial no Vale do Rio S. Francisco**. Brasília: FAO, 1994. 34 p.

COSTA, K. V. M.; BARRETO, A. C.; MENDONÇA, L. A. R. FONTENELE, S. B. Estimativa de perda de solo distribuída em uma bacia hidrográfica de pequeno porte através de técnicas de geoprocessamento. **Anais... XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE.

DENARDIN, J.E. **Erodibilidade de solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. Piracicaba: USP-Esalq, 1990. 81p. Tese de Doutorado.

DE ROO, A.P.J.; WESSELING, C.G.; RITSEMA, C.J. LISEM: a single-event physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins. I: theory, input and output. **Hydrological Processes**, v. 10, p.1107-1117, 1996.

DESMET, P. J. J.; G. GOVERS. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 51 n. 5, p. 427-433, 1996.

DUNNE, T., LEOPOLD, L.B. **Water in environment planning**. São Francisco: Freeman. 1978. 818 p.

DURÃES, M. F. **Desenvolvimento do índice de perturbação hidrossedimentológica: aplicação nas bacias hidrográficas dos rios Paraopeba e Sapucaí, MG**. Lavras: UFLA, 2013. 224 p.

DURÃES, M. F.; MELLO, C. R. Hydrosedimentologic disturbance index applied to watersheds of Minas Gerais state. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 38, n. 1, p. 61-67, jan./fev. 2014.

DURÃES, M. F & MELLO, C. R. Distribuição espacial da erosão potencial e atual do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Sapucaí, MG. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.21 n.4 | out/dez 2016 | 677-685.

EDUARDO, E. N.; CARVALHO, D. F.; MACHADO, R. L.; SOARES, P. F. C.; ALMEIDA, W. S. Erodibilidade, fatores cobertura e manejo e práticas conservacionistas em argissolo vermelho-amarelo, sob condições de chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, p. 796-803, 2013.

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: EMBRAPA, 1979. (Embrapa - SNLCS. Micelânea, 1).

ENGEL, B. **Estimating soil erosion using RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) and the ArcView GIS**. Purdue: (s.n), 2003. Disponível em: http://intranet.catie.ac/intranet/posgrado/Hidro2006/trabajo_final/documentos/erosion_usle/estimacion_erosion_rusle_arcview.pdf. Acessado: 05/06/2016.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA (FAO). **Conventional Ploughing Erodes The Soil – Zero - Tillage Is An Environmentally - Friendly Alternative**. International Conference on Conservation Agriculture. Madrid, October, 2001, p. 1-5.

FARINASSO, M.; JÚNIOR, C.; GUIMARÃES, O. A.; GOMES, R. F.; RAMOS, R. A. T.; MOREIRA, V. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS – equação universal de perdas de solos utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba – PI/MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, 7(2): 73-85, 2006.

FEITOSA, Thaiana Brunes; IOST, Caroline. Dinâmica hidrossedimentológica de duas sub-bacias hidrográficas localizadas no Estado do Tocantins. *Rev. Acad., Ciência Agrária e Ambiental*, Curitiba, v. 9, n. 2, p. 121-129, abr./jun. 2011.

FERREIRA, A. S.; FRANCISCO, C. N. Uso de técnicas de geoprocessamento e do modelo matemático USLE para avaliação de processos erosivos na bacia hidrográfica do Rio Caceribu, RJ. **Anais... XIV Simpósio brasileiro de sensoriamento remoto**, Natal, Brasil, 25-30 de abril 2009. INPE, p. 3777-3784.

FLANAGAN, D. C. e NEARING, M. A.(1995). Water Erosion Prediction Project: Hillslope Profile and Watershed Model Documentation. NSERL Report No. 10. USDA-ARS National Soil **Erosion Research Laboratory**. West Lafayette, Indiana.

FLANAGAN, D.C.; LIVINGSTON, S.J. USDA Water erosion prediction project (WEPP): development history, model capabilities, and future enhancements. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, Saint Joseph, v. 50, n. 5, p. 1603-1612, 2007.

FOSTER, G.R.; McCOOL, D.K.; RENARD, K.G. & MOLDENHAUER, W.C. Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. **J. Soil Water Conserv.**, 36:355-359, 1981.

FUJIHARA, A. K. **Predição de erosão e capacidade de uso do solo numa microbacia do oeste paulista com suporte de geoprocessamento**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Piracicaba, p. 118, 2002.

GOMES, N. M.; MELLO, C. R.; SILVA, A. M.; BESKOW, S. Aplicabilidade do LISEM (Limburg Soil Erosion Model) para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica tropical. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 6, p. 2483-2492, Nov./dez. 2008.

GÓMEZ, J. D. P. **Estimativa de erosão pela Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e transferência de sedimentos para todo território Brasileiro.**

Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas), Piracicaba, p. 89, 2012.

HERRERA, D. J. M. **Integração de modelos de quantidade e qualidade da água para avaliação de cargas contaminantes em afluentes de mananciais de abastecimento.** Dissertação (Mestrado Em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade de Brasília, 2013.

HICKEY, R., BURNS, E., BOLTE, J., and D. WALKER. **Development of a Statewide Erosion Vulnerability Screening Tool for Oregon.** Retrieved: March 29, 2006 from <http://www.siue.edu/geography/online/Hickey05>. 2005.

HIGGITT, D.L. **Soil erosion and soil problems.** Progress in Physical Geography, v.1, n.15, p.91-100,1991.

HUDSON, N. **Soil conservation.** 3rd ed. Ames: Iowa State University, 1995. 391 p.

HUI, L.; XIAOLING, C.; LIM, K. J.; XIAOBIN, C.; SAGONG, M. Assessment of soil erosion and sediment yield in Liao watershed, Jiangsi province, China, using USLE, GIS and RS. **Journal of Earth Science**, Oxford, v. 21, n. 6, p. 941-953, Dec. 2010.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2004. **Mapa de Biomas do Brasil.** Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 05 maio. 2016.

IRVEN, A.; TOPALOG, F.; UYGUR, V. Estimating spatial distribution of soil loss over Seyhan River Basin in Turkey. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 336, n. 1/2, p. 30-37, Mar. 2007.

JU, J.; GOPAL, S.; KOLACZYK, E. D. On the choice of spatial and categorical scale in remote sensing land cover classification. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 96, n. 1, p. 62-77, May 2005.

KIM, H.S. **Soil erosion modeling using RUSLE and GIS on the IMHA watershed, South Korea.** Dissertation (Master's Degree). Colorado State University. 2006. 131p.

KWONG, A.F. Lo. **Erosion assessment of large watersheds in Taiwan.** Journal of Soil & Water Conservation, Ankeny, v.50, n.2, p.180-183, 1995.

LAFLEN, J.M.; FOSTER, G.R.; ONSTAD, C. Simulation of individual storms soil losses for modeling the impact of soil erosion on cropland productivity. In: EL-SWAFY, S.A.; MOLDENHAUER, W.C. (Ed.). **Soil erosion and conservation.** Ankeny: Soil Conservation Society of America, 1985. p.285-295.

LAFLEN, J.M., LANE, L.J., FOSTER, G.R. The water erosion prediction project – a new generation of erosion prediction technology. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.46, n.1, p.34-38, 1991.

LANE, L. J.; RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; LAFLEN, J. M. Development and application of modern soil erosion prediction technology. Australian. **Journal of Soil Research**, v. 30, n. 6, p. 893 – 912, 1992.

LANE, L. J.; NEARING, M. A. **Water erosion prediction project: hillslope profile model documentation**. Rondônia: Embrapa Agropecuária Oeste, 1989.

LANZA, D. S. **Diagnóstico da erosão laminar na alta e média bacia do rio Paraopeba**. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

LIMA, J. M.; CURI, N.; RESENDE, M.; SANTANA, D. P. Dispersão do material de solo em água para avaliação indireta da erodibilidade em latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 14, n. 1, p. 85-90, 1990.

LIMA, J.E.F.W. Desenvolvimento e verificação de métodos indiretos para a estimativa da erodibilidade dos solos na bacia experimental do rio Jardim –DF. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlandia, v. 8, n. 2, p. 23-36, 2007.

LIMA, J.L.M.P.; SINGH, V. P. The influence of the pattern of moving rainstorms on overland flow. **Advances in Water Resources**, Southampton, v.25, n. 7, p. 817-828, July 2002.

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Erodibilidade de Solos Paulistas**. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas (Boletim técnico, 27), 1975. 12 p.

MACHADO, R.E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. 2002. 154 p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

MARENGO J.A.; NOBRE, C. **Clima da região amazônica**. In: CAVALCANTI, I.F.A.; FERREIRA, N.J.; DIAS, M.A.F.; JUSTI, M.G.A. (Org.). Tempo e clima no Brasil. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. p.198-212.

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.

MARINHO FILHO, G. M. **Avaliação do potencial natural de erosão na bacia hidrográfica do rio formoso através da aplicação da equação universal de perda de solo**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Tocantins, 2014.

MARQUES, J. Q. A.; BERTONI, J; BARRETO, G. B. Perdas por erosão no Estado de São Paulo. **Bragantia**, v. 20, p. 1143-1181, 1961.

MARQUES, J. J. G. S. M.; CURI, N., FERREIRA, M. M.; LIMA, J. M.; SILVA, M. L. N.; CAROLINO DE SÁ, M. A. Adequação de métodos indiretos para estimativa da erodibilidade de solos horizonte B textural no Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 2, p.447-456, mar./abril. 1997.

MARTINELLI, L. A.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecological Applications**, Washington, v.18, n.4, p. 885-898, 2008.

MARTINS, S. G.; SILVA, M. L. N.; AVANZI, J. C.; CURI, N.; FONSECA, S. Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do estado do Espírito Santo. **Scientia Forestalis**, v. 38, n. 87, p.517–526, 2010.

MCCOOL, D. K.; BROW, L. C.; FOSTER, G. R.; MUTCHLER, L. D.; MEYER, L. D. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation, **Transactions of the ASABE**, n. 30, 1387–1396, 1987.

MELLO, C. R.; VIOLA, M. R.; BESKOW, S.; NORTON, L. D. Multivariate models for annual rainfall erosivity in Brazil, **Geoderma**, 202–203, 2013, 88–102.

MELO, A. B. C.; CAVALCANTI, I.F.A.; SOUZA, P.P. **Zona de convergência intertropical do atlântico**. In: CAVALCANTI, I.F.A.; FERREIRA, N.J.; DIAS, M.A.F.; JUSTI, M.G.A. (Org.). Tempo e clima no Brasil. São Paulo: Oficina do Texto, 2009. p.26-41.

MOORE, I.D.; BURCH, G. J. Modeling erosions and deposition: topographic effects. **Transactions of the ASABE**, Saint Joseph, v. 29, n. 6, p. 1624-1640, 1986.

MORGAN, R.; QUINTON, J.; SMITH, R.; GOVERS, G.; POESEN, J.; AUERSWALD, K.; CHISCI, G. (1998) – **The European Soil Erosion Model (Eurosem)**: A dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 23.

MULUNGU, D. M. M.; MUNISHI, S. E. Simiyu River catchment parameterization using SWAT model. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 32, p. 1032–1039.2007.

NEEDELMAN, B. A. What are soils? *Nature Education Knowledge*, v.4, n.3, 2013. Disponível em <http://www.nature.com/scitable/knowledge/library/what-are-soils-67647639>. Acesso em: junho de 2013.

OLIVEIRA, A. H.; SILVA, M. A.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; NETO, K.; ARAÚJO, E. F. Consistência hidrológica de modelos digitais de elevação (MDE) para definição da rede de drenagem na sub-bacia do horto florestal terra dura, Eldorado do Sul, RS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 4, p. 1259-1267, 2012.

OLIVEIRA, A. H.; SILVA, M. A.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; NETO, K.; FREITAS, D. A. F. Development of Topographic Factor Modeling for Application in Soil Erosion Models. In: SORIANO, M. C. H. **Soil Processes and Current Trends in Quality Assessment**. Rijeka, InTech, 2013. cap. 4, p. 111-138.

OLIVEIRA, F.G; SERAPHIM, O. J.; BORJA, M. E. L. Estimativa de perdas de solo e do potencial natural de erosão da bacia de contribuição da microcentral hidrelétrica do lageado, Botucatu – SP. **Energia na Agricultura**, Botucatu, vol. 30, n.3, p.302-309, julho-setembro, 2015.

OLIVEIRA, P. T. S; SOBRINHO, T. A.; RODRIGUES, D. B. B.; PANACHUKI, E. Erosion Risk Mapping Applied to Environmental Zoning. **Water Resources Management**, v. 25, n. 3, p. 1021-1036, 2011.

OLIVEIRA, V. A.; MELLO, C. R.; DURÃES, M. F.; SILVA, A. M. Soil erosion vulnerability in the Verde River Basin, Southern Minas Gerais. **Ciência & Agrotecnologia**. v. 38, n. 3, p.262–269, 2014.

ÖZCAN M. M.; ÜNVER, A.; UÇAR, T.; ARSLAN, D. Mineral content of some herbs and herbal teas by infusion and decoction. **Food Chem**. 106:1120-1127, 2008.

OLIVETTI, D.; MINCATO, R. L.; AYER, J. E. B.; SILVA, M. L. N.; CURI, N. Spatial and temporal modeling of water erosion in dystrophic red latosol (oxisol) used for farming and cattle raising activities in a sub-basin in the south of Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.39, n.1, p.58-67, jan./fev., 2015.

OLIVETTI, Diego. **Modelagem temporal e espacial da erosão hídrica na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Caçús, Alfenas, MG**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental). Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, MG, 2014.

OZSOY, G.; AKSOY, E.; DIRIM, M. S.; TUMSAVAS, Z. Determination of Soil Erosion Risk in the Mustafakemalpasa River Basin, Turkey, Using the Revised Universal Soil Loss Equation, Geographic Information System, and Remote Sensing. **Environmental Management**, v. 50, p.679–694, 2012.

PAIVA, E.M.C.D. Métodos de Estimativa da Produção de Sedimentos em Pequenas Bacias Hidrográficas. In: PAIVA, J.B.D.; PAIVA, E.M.C.D (Orgs.). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH/UFSM, 2003. cap. 13, pp.365-394;

PANDEY, A.; CHOWDARY, V. M.; MAL, B. C. Identification of critical erosion prone areas in the small agricultural watershed using USLE, GIS and remote sensing. **Water Resources Management**, Amsterdam, v. 21, n. 4, p. 729-746, Apr. 2007.

RANZINI, M., LIMA, W.P. Comportamento hidrológico, balanço de nutrientes e perdas de solo em duas microbacias reflorestadas com Eucalyptus, no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Florestalis**, n. 61, 2002. p. 144-159.

REBOITA, M.S.; GAN, M. A.; ROCHA, R. P.; AMBRIZZI, T. Regimes de precipitação na América do Sul: uma revisão bibliográfica. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.25, p.185-204, 2010.

RENARD K.G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE)**. Washington, DC: USDA, Agriculture Handbook n. 703, 1997. 384p.

RENARD, K. G.; FREIMUND, J.R. Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 157, n. 1-4, p. 287-306, May 1994.

RODRÍGUEZ, J. L. C.; SUÁREZ, M. C. G. Historical review of topographical factor, LS, of water erosion models. **Aqua - LAC**, v. 2, n. 2, p. 56-61, 2010.

ROGAN, J.; DONGMEI, C. Remote sensing technology for mapping and monitoring land-cover and land-use change. **Progress in Planning**, New York, v. 61, n. 4, p. 301-325, May 2004.

SÁ, M. A. C.; LIMA, J. M.; CURI, N.; MASSAROTO, J. A.; SÁ, J. J. G.; MARQUES, M. Estimativa da erodibilidade pela desagregação por ultra-som e atributos de solos com horizonte B textural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 39, n. 7, p.691-699, 2004.

SADEGHI, S. H.; MIZUYAMA, T.; VANGAH, B. G. Conformity of MUSLE estimates and Erosion plot data for stormwise sediment yield destination. **Terrestrial, Atmospheric and Oceanic Sciences**, v.18, p.177-128, 2007.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. **Plano Estadual de Recursos Hídricos**. Palmas: SEMADES, 2011.

SECRETARIA DE PLANEJAMENTO. Atlas do Tocantins: Subsídios ao Planejamento da Gestão Territorial. Superintendência de Planejamento e Gestão central de Políticas Públicas. Diretoria de Zoneamento Ecológico-Econômico - DZE. Organizado por: BORGES, R. S. T.; DIAS, R. R.; SOUSA, P. A. B. (orgs). 6. ed. rev. atual. Palmas: SEPLAN, p.80. 2012.

SILVA, A. M. D. Potencial natural de erosão no município de sorocaba, São Paulo, Brasil. **Rev. Int. de Desastres Naturales**, Accidentes e Infraestructura Civil, v. 8, p. 5-13, 2008.

SILVA, A. M. **Erosividade, erodibilidade e perdas por erosão em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural**. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2003.

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B. **Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas**. 2ª edição: revisada e ampliada. ed. São Carlos - SP: Rima, 2007. 153 p.

SILVA, B. P. C.; SILVA, M. L. N.; BATISTA, P.V. G.; PONTES, L. M.; ARAÚJO, E. F.; CURI, N. Soil and water losses in eucalyptus plantation and natural forest and determination of the USLE factors at a pilot sub-basin in Rio Grande do Sul, Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, 40(4):432-442, Jul/Aug. 2016.

SILVA, C.R.; CHAVES, H.M.L.; CAMELO, A.P. Calibração e validação da equação universal de perda de solos modificada (MUSLE) utilizando dados hidrossedimentológicos locais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.1431-1439, 2011.

SILVA, A. M.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; AVANZI, J. C.; FERREIRA, M. M. Erosividade da chuva e erodibilidade de cambissolo e latossolo na região de Lavras, sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 33:1811-1820, 2009.

SILVA, F. G. B.; MINOTTI, R. T.; NETO, F. L.; PRIMAVESI, O.; CRESTANA, S. Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim – SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15 n.2. abr/jun 2010. 141-148.

- SILVA, M.L.N. **Erodibilidade e impacto direto das gotas de chuva simulada sobre a superfície de Latossolos do cerrado.** (Tese de Mestrado). Lavras, Escola Superior de Agricultura, 1994. 109p.
- SILVA, M.L.N.; FREITAS, P.L.; BLANCANEUAX, 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**, Campinas, v.21, n.1, p.131-137, jan./mar. 1997.
- SIMÕES, S.J.C.; COIADO, E.M. Processos Erosivos. In: PAIVA, J.B.D.; PAIVA, E.M.C.D (Orgs.). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas.** Porto Alegre: ABRH/UFSM, 2003. cap. 10, pp.283-293.
- SMITH, D. D. Interpretation of soil conservation data for field use. **Agriculture Engineering**, v. 22, n. 5, p. 173-175, 1941.
- SOUSA, F. H. M. **Regionalização de Thorntwhainte e Mather para o Estado do Tocantins.** (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais). Universidade Federal do Tocantins, Campos de Gurupi-TO, 2016.
- SOUZA, G. M.; COSTA, B. N.; SANTOS, M. S. Análise comparativa de metodologias de cálculo de perda de solo aplicada à bacia do rio da prata, goiás. **Hidro e Hydro PCH Notícias & SHP News.** Ano 14, Revista nº 55 OUT/NOV/DEZ – 2012.
- SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA (SSSA).2008 Glossary of soil science terms. Madson. 88p.
- STAR, J.; ESTES, J. **Geographic information systems.** Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1990. 303 p.
- TELLES, T. S.; GUIMARÃES M. F.; DECHEN, S. C.F. The costs of soil erosion. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.35, p.287-298, 2011.
- TONELLO, K. C.; DIAS, H. C. T.; SOUZA, A. L.; RIBEIRO, A. A. S.; LEITE, F. P. Morfometria da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhões – MG. **Revista Árvore**, v. 30, n. 5, 2006. p. 849-856.
- TUCCI, C.E.M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação: volume. 4.** Ed. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2007.
- VAN REMORTEL, R.D.; MAICHLE, R. W.; HICKEY, R.J. Computing the LS factor for revised universal soil loss equation through array-based slope processing of digital elevation data using a C++ executable. **Computers & Geosciences**, New York, v. 30, n. 9-10, p. 1043-1053, Nov./Dec. 2004.
- VIOLA, M. R.; AVANZI, J. C.; MELLO, C. R.; LIMA, S. O.; GIONGO, M. V. A. Distribuição e potencial erosivo das chuvas no Estado do Tocantins. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, 49, n.2, p.125-135, fev. 2014.
- VIOLA, M. R.; MELLO, C. R.; GIONGO, M.; BESKOW, S.; SANTOS, A. F. Modelagem Hidrológica em uma Sub-bacia Hidrográfica do Baixo Rio Araguaia, TO. **Journal of Biotechnology and Biodiversity.** v. 3, N.3: pp. 38-47, Aug. 2012.

WANG, G. Q.; HAPUARACHCHI, H.; ISHIDAIRA, H. **Estimation of Soil Erosion and Sediment Yield during Individual Rainstorms at Catchment Scale**. *Water Resources Management*, v. 23, n. 8, p. 1447–1465, 2009.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses a guide to conservation planning**. *Agriculture Handbook*, n. 537, U.S. Department of Agriculture, Washington, 1978.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rock Mountains**: Guide for selection of practices for soil and water conservation Supersedes *Agriculture Handbook* 282. United States department of Agriculture. Washington, 1965.

YUAN, F.; SAWAYA, K. E.; LOEFFELHOLZ, B. C.; BAUER, M. E. Land cover classification and change analysis of the twin cities (Minnesota) metropolitan area by multitemporal Landsat remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, Amsterdam, v.98, n.2-3, p. 317-328, 2005.

ZHOU, Q.; LIU, X. Error assessment of grid-based flow routing algorithms used in hydrological models. **International Journal of Geographic Information Science**, v. 16. n. 8, p. 819-842, 2002.

ZINGG, A. W. Degree and length of land slope as it affects soil loss in runoff. **Agriculture Engineering**, v. 21, n. 2, p. 59-64, 1950.