



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
CÂMPUS DE TRÊS LAGOAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
MESTRADO EM GEOGRAFIA**

**GEOPROCESSAMENTO APLICADO A ESTIMATIVA DE PERDAS DE SOLO DA
BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO INDAIÁ- MS**

ELIAS RODRIGUES DA CUNHA

TRÊS LAGOAS- MS

2015

ELIAS RODRIGUES DA CUNHA

**GEOPROCESSAMENTO APLICADO A ESTIMATIVA DE PERDAS DE SOLO DA
BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO INDAIÁ- MS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação- Mestrado em Geografia CPTL/UFMS – Área de Concentração: Análise Geoambiental e Produção do Território, para obtenção do Título de Mestre em Geografia, sob orientação do Prof. Dr. Vitor Matheus Bacani.

**TRÊS LAGOAS-MS
2015**

TERMO DE APROVAÇÃO

Elias Rodrigues da Cunha

GEOPROCESSAMENTO APLICADO A ESTIMATIVA DE PERDAS DE SOLO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO INDAIÁ- MS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação-Mestrado em Geografia CPTL/UFMS – Área de Concentração: Análise Geoambiental e Produção do Território, como exigência final para obtenção do Título de Mestre em Geografia, sob orientação do Prof. Dr. Vitor Matheus Bacani.

Dissertação de Mestrado apresentada à banca examinadora em 10/08/2015.

Prof. Dr. Vitor Matheus Bacani
(Presidente e Orientador)
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Prof. Dr. Wallace de Oliveira
(Membro interno)
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Prof. Dr. Elói Panachuki
(Membro externo)
Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul

**TRÊS LAGOAS-MS
2015**

Ao meu avô Maximiano Rodrigues (in memoriam) pelo apoio no início da minha vida acadêmica, meus pais Benedito Alves da Cunha e Nadir Rodrigues pelo carinho, ensinamentos, ao senhor José Salvador Quevedo pelo incentivo e apoio, e a todos que de alguma forma colaboraram para a execução desta pesquisa.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Universidade Federal de Mato Grosso do Sul- UFMS pela oportunidade na carreira acadêmica e profissional.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico- CNPq (projeto nº 400691/2011-6), pelo fomento financeiro.

A coordenação administrativa da UFMS/CPAq pela logística na coleta de dados da área de estudo.

Ao Professor Dr. Vitor Matheus Bacani pela orientação, amizade, paciência, incentivo e confiança.

Aos professores Drs. Arnaldo Yoso Sakamoto e Ailton Luchiari pela amizade e considerações no exame de qualificação.

Aos professores Drs. Elói Panachuki e Wallace de Oliveira pelas considerações na versão final do trabalho.

Novamente ao Professor Dr. Elói Panachuki e Tércio pela colaboração nas coletas de solos.

Laboratório de Manejo e Conservação do Solo (UEMS/Aquidauana) pela colaboração nas análises de solo.

Ao Dr. Paulo Tarso Sanches de Oliveira pelo fornecimento dos dados de erosividade do Estado de Mato Grosso do Sul.

Ao Professor Dr. Auri Claudionei Matos Frübel pela correção do *abstract*.

Ao senhor Edson Ribeiro (Gerente da fazenda Rancho Grande) que disponibilizou dados históricos de precipitação, sempre disposto a colaborar.

Aos colegas Flávio e André pelo apoio com moradia durante o processo de seletivo e primeiro mês na cidade de Três Lagoas.

A minha noiva Pâmela pelo amor, carinho, compreensão e sua infinita paciência.

Aos colegas do Laboratório de Geoprocessamento - UFMS/CPAq: Leandro, Aíla, Alexandre, Bruno, Larissa, Cleiton, Eliezer e João pela companhia nos momentos de gabinete e apoio nos trabalhos de campo.

Aos meus colegas: Ana Flávia, Glauber, Cézar, Hermiliano, Suzane, Thiago, André, Heloissa e José pela amizade, companheirismo e proporcionar momentos de descontração.

A secretária do PPGEIO, senhorita Josilene sempre competente e disposta a ajudar nos burocráticos do programa de pós- graduação.

“O solo é o elo entre as rochas comuns e a atmosfera, e entre os restos mortais da Terra e a continuidade da vida” (Grenville A. J. Cole, 1913)

RESUMO

O intenso processo de uso e ocupação da terra desencadeado pela implantação do complexo de assentamentos Indaiá I, II, III e IV na bacia do córrego Indaiá tem exigido análise dos impactos diretos e indiretos no sistema ambiental. Neste sentido torna-se fundamental estimar as perdas de solo nesta unidade de planejamento como forma de contribuição diante das intervenções humanas. O modelo de previsão de erosão *Revised Universal Soil Loss Equation- RUSLE* é uma ferramenta útil para aplicação em análise e estabelecimento de um plano de gestão da erosão do solo, sendo considerado como um modelo amplamente utilizado para estimar a média anual de perdas de solo tanto por erosão entressulcos ou sulcos em todo o mundo. Na literatura existem poucos trabalhos de estimativas de perdas de solo em bacias hidrográficas para o Estado de Mato Grosso do Sul. Diante deste cenário, objetivo do trabalho foi estimar as perdas de solo da bacia hidrográfica do córrego Indaiá, utilizando o modelo RUSLE e técnicas de geoprocessamento. Para estimar as perdas de solo foram espacializados os fatores erosividade (R), erodibilidade (k), topográfico (LS), uso e manejo (C) e práticas conservacionistas (P), sendo os valores de perdas de solo anuais calculados a partir da equação do modelo RUSLE. Os valores de perdas de solo estimados para bacia hidrográfica variaram de 0 e 1825,59 Mg ha⁻¹ano⁻¹ com média de 19,23 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Os resultados evidenciaram que 85,59% da área de estudo apresenta nenhuma ou ligeira perda de solo de acordo com a classificação da *Food and Agriculture Organization* - FAO (1980). Ao comparar os valores médios de perdas de solo a partir do modelo RUSLE com o Potencial Natural de Erosão- PNE verificou-se uma redução de 24 vezes nas perdas de solo, evidenciando a maior influência da cobertura vegetal (fator C) quanto aos demais fatores (R, K e LS) na atenuação da predição de perdas de solo. Observou-se que as maiores perdas ocorreram no assentamento Indaiá II, variando de 0 e 1398,35 Mg ha⁻¹ano⁻¹. A aplicação do modelo RUSLE a partir de técnicas de geoprocessamento se apresentou eficaz no cálculo de estimativa de perdas de solo em bacias hidrográficas. Os resultados permitiram concluir que as perdas de solo ocorrem de modo diferenciado em cada um dos assentamentos na bacia e que a modelagem de processos erosivos por Geoprocessamento pode contribuir com o processo de gestão territorial ordenado.

Palavras- chave: erosão, conservação do solo, bacia hidrográfica, RUSLE, SIG.

ABSTRACT

The intensive process of use and land occupation caused by the implementation of the complex settlements Indaiá I, II, III and IV in the basin of the Indaiá stream has demanded analyses of direct and indirect impacts in the environmental system. In this way, it is necessary to estimate the soil loss in this unity of planning as a way of contributing before the human intervention. The model of erosion prevision Revised Universal Soil Loss Equation - RUSLE is a useful tool to the application in analyses and the establishment of a plan to the management of the soil erosion, considered as a widely used plan to estimate the annual average of soil loss as much by interrill as the groove ones in all the world. There aren't in the literature many works related to the estimating of soil losses in the hydrographic basins to the Mato Grosso do Sul State. Considering this situation, the main purpose of this work was to estimate the soil losses of the hydrographic basin of the Indaiá stream, using the RUSLE model and techniques of geoprocessing. In order to estimate the soil losses were spatialized the factor erosivity (R), erodibility (K), topographic (LS), use and management (C) and conservation practices (P), the annual soil loss values were calculated based on the equation of the RUSLE model. The estimated values of soil loss to the basin varied from 0 to 1825,59 Mg ha⁻¹year⁻¹ having the average of 19,23 Mg ha⁻¹year⁻¹. The results showed that 85,59% of the study area presented none or little soil loss according to the classification of the Food and Agriculture Organization – FAO (1980). After comparing the average values of soil loss using the RUSLE model with the Natura Potential of Erosion – PNE it was verified a reduction of 24 times in soil losses, showing a bigger influence in the vegetal covering (C factor) related to the other factors (R,K and LS) in the attenuation of the prediction soil losses. It was observed that the bigger losses occurred in the settlement Indaiá II, varying from 0 to 1398,35 Mg ha⁻¹year⁻¹. The application of the RUSLE Model using techniques of geoprocessing was considered useful in the calculation of the soil loss estimating in the hydrographic basins. The results showed that the soil losses occur in different ways in the settlements of the basin and that the modeling of erosive process by Geoprocessing can contribute with the process of ordinated territorial management.

Keywords: erosion, soil conservation, hydrographic basin, RUSLE, GIS.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Localização da área de estudo.	23
Figura 2- Mapa da vegetação original, elaborado a partir de fotointerpretação de fotografias aéreas de 1966.	24
Figura 3- Mapeamento geomorfológico.	25
Figura 4- Unidades do relevo mapeadas: A- Planície Fluvial (Apf), B- Relevo dissecado em colinas convexas com declividades até 6% (Vc), C- Relevo dissecado em colinas convexas com declividade entre 6% e 12% (Vc), D- Relevo dissecado em colinas convexas com declividade entre 12% e 20% (Vc), E- Relevo dissecado em Morro de topo de convexo (Tc), F- Relevo dissecado em morro de topo de convexo (Tc).	26
Figura 5- Mapeamento geológico.	27
Figura 6- Afloramento do arenito Furnas no médio curso do córrego Indaiá apresenta estratificação cruzada com coloração branca à cinza amarelado.	28
Figura 7- Afloramento do arenito Aquidauana no alto curso do córrego Água Limpa, caracterizado pela sua coloração predominante rosa a vermelho tijolo.	28
Figura 8- Depósitos aluvionares atuais na margem esquerda (médio curso) do córrego Indaiá (A) e rio Taboco (B).	29
Figura 9- Espacialização dos solos na bacia hidrográfica do córrego Indaiá.	30
Figura 10- Solo permanentemente saturado por água.	31
Figura 11- Ascensão capilar atingindo a superfície.	31
Figura 12- Amostra de Latossolos.	32
Figura 13- Neossolos Quartzarênicos.	33
Figura 14- Argissolos avermelhados em área de pastagem.	34
Figura 15- Argissolos acinzentados em área de Floresta Estacional Semidecidual.	34
Figura 16- Neossolos litólicos.	35
Figura 17- Variabilidade espacial pluviométrica.	36
Figura 18- Cultivo de abacaxi nos lotes, agricultura de subsistência.	37
Figura 19- Poço instalado pelo INCRA sem utilização (a); Poço comunitário utilizado pelos moradores (b).	38
Figura 20- Fluxograma metodológico.	39

Figura 21- Espacialização de erosividade no Estado de Mato Grosso do Sul (a) (adaptado de Oliveira 2012) e valor do fator R da área de estudo (b).	47
Figura 22- Distribuição espacial dos solos e pontos de coletas (a); Representação dos valores de erodibilidade (b).	48
Figura 23- Distribuição da declividade (a); Fator L (b); Fator S (c); Representação espacial do Fator LS (d).	52
Figura 24- Potencial Natural de Erosão (PNE) da bacia e limites do complexo de assentamentos Indaiá.....	54
Figura 25- Espacialização das classes de uso da terra e cobertura vegetal na bacia hidrográfica do córrego Indaiá.....	56
Figura 26- Pastagem com terraços próximos as margens do córrego Água Limpa (a), pasto sujo degradado ao longo da bacia (b).	58
Figura 27- Solo exposto em estradas (A), solos exposto em áreas agrícolas (B), agricultura de subsistência (C), Eucalipto (D), áreas construídas (E), processos erosivos (F), áreas queimadas (G) e corpos d'água caracterizados por pequenas represas (H) construídas irregularmente nos córregos e açudes (I).	58
Figura 28- Fitofisionomias do Bioma Cerrado: Cerradão (A), Cerrado sentido restrito (B), Floresta Estacional Semidecidual (C), Floresta Estacional Decidual (D), Mata Ciliar (E), Mata de Galeria em área de reserva remanescente (F), Veredas no médio curso do córrego Indaiá (G), Campos Graminosos Úmidos caracterizado pela presença de capim-rabo-de-burro (H), Vegetação secundária (I).	59
Figura 29- Pisoteio do gado nas áreas de veredas (a), estradas irregulares em áreas de veredas (b).	60
Figura 30- Espacialização dos valores do fator uso e manejo (a) e práticas conservacionistas (b) na área de estudo.....	61
Figura 31- Espacialização de perdas de solo na área de estudo a partir do modelo RUSLE. ..	62
Figura 32- Valores médios e máximos de PNE em áreas de vegetação florestal.....	63
Figura 33- Valores médios e máximos de perdas de solo nas áreas de vegetação florestal. Sd= Cerradão; Cs= Florestal Estacional Decidual; Fs= Floresta Estacional Semidecidual; Fa= Mata Ciliar; Af= Mata de Galeria; As= Cerrado Sentido Restrito. Legenda de acordo com SILVA et al. (2011).....	63
Figura 34- Perda de solo por classe: MdPT= Média pastagem com terraços; MdPD= Média pastagem degradada; MxPT= Valor máximo pastagem com terraços; MxDP= Valor máximo pastagem degradada.	66

Figura 35- Desenvolvimento de pequenas incisões na superfície em forma de sulcos ao longo das estradas vicinais: A) Estrada ao longo do complexo de assentamento Indaiá; B) Estrada na fazenda Rancho Grande.....	67
Figura 36- caixas de contenção, utilizada como prevenção e controle de escoamento superficial e sedimentos.	68
Figura 37- A imagem (a) referente ao ano de 2010 ilustra a margem direita do córrego Água Limpa ocorrência de processos erosivos devido à ausência da mata ciliar, imagem (b) datada no ano de 2014, notar-se a recuperação da natural da vegetação.	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-Pontos de coleta, valores (%) de areia, silte, argila e fator K.....	49
Tabela 2- Cobertura vegetal, relevo e teor de carbono orgânico total.....	50
Tabela 3- Classes de declividade (EMBRAPA, 1979), tipo de relevo e quantificação de área.	51
Tabela 4- Valores de PNE para os setores do complexo de assentamento Indaiá.	55
Tabela 5- Classes de uso da terra e cobertura vegetal, quantificação de área e os valores de uso e manejo.....	57
Tabela 6- Quantificação de perda de solo a partir do modelo RUSLE.	64
Tabela 7- Classes de uso da terra de cobertura vegetal e estimativa de perda de solo.....	65
Tabela 8- Valores de perdas de solo para os setores do complexo de assentamento Indaiá. ...	69

LISTA DE QUADROS

Quadro 1-Chave de interpretação. Fonte: Adaptado de Cunha et al. (2012).....	46
--	----

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	16
2. OBJETIVOS	18
2.1 Objetivo geral.....	18
2.1.1 Objetivos específicos	18
3. REFERENCIAL TEÓRICO- METODOLÓGICO	19
4. METODOLOGIA.....	23
4. 1 Localização da área de estudo.....	23
4.2 Caracterização do meio físico-natural e socioeconômico	23
4.2.1 Vegetação original	23
4.2.2 Geomorfologia	25
4.2.3 Geologia	27
4.2.3.1 Formação Furnas.....	27
4.2.3.2 Formação Aquidauana	28
4.2.3.3 Aluviões Fluviais atuais	29
4.2.4 Solos.....	29
4.2.4.1 Gleissolos Háplicos distróficos	30
4.2.4.2 Latossolos Vermelhos distróficos	32
4.2.4.3 Neossolos Quartzarênicos distróficos	32
4.2.4.4 Argissolos Vermelho-Amarelos distróficos	33
4.2.4.5 Neossolos Litólicos distróficos	34
4.2.5 Clima	35
4.2.6 Aspecto socioeconômico.....	36
4.3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	38
4.3.1 <i>Revised Universal Soil Loss Equation</i> (RUSLE)	38
4.3.1.2 Fator chuva – erosividade (R)	40
4.3.1.3 Fator solo - erodibilidade (K).....	40

4.3.1.3.1 Carbono orgânico total (COT)	41
4.3.1.4 Fator topográfico (LS).....	41
4.3.1.4.1 Processamento de dados SRTM.....	42
4.3.1.4.2 Fator L (Desmet e Govers, 1996).....	42
4.3.1.4.3 Fator S Algoritmo (McCool et al., 1987, 1989)	43
4.3.1.5 Fator uso, manejo (C) e práticas conservacionistas (P).....	44
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
5.1 Fator erosividade (R).....	47
5.2 Fator erodibilidade (K).....	48
5.3 Carbono orgânico total (COT)	49
5.4 Fator topográfico LS	51
5.5 Potencial natural de erosão (PNE)	53
5.6 Fatores uso e manejo (C) e práticas conservacionistas(P)	55
5.7 Perdas de solo.....	62
6 CONCLUSÕES	70
7 REFERÊNCIAS	71

1 INTRODUÇÃO

O uso inadequado da terra associado à falta de práticas de planejamento ambiental e conservação do solo pode provocar processos de degradação ambiental em bacias hidrográficas, em consequência do aumento da velocidade do escoamento superficial das águas pluviais, carregamento de sedimentos à jusante, perda de nutrientes, comprometendo a qualidade desse ambiente devido sua característica sistêmica (fluxo constante de matéria e energia).

Neste sentido estudos ambientais em bacias hidrográficas são fundamentais para o entendimento dos processos que ocorrem nessas unidades, tendo como objetivo o uso racional e a conservação dos recursos naturais. O conhecimento das potencialidades e limitações de uso da terra passa primeiramente pelo levantamento de seus atributos físicos tais como: relevo, geologia, geomorfologia, clima, solo, vegetação, hidrografia (ROSS, 1994).

Nas últimas décadas, com o avanço do sensoriamento remoto, a crescente disponibilidade de dados e informações (ex. dados de radar interferométrico, *Shuttle Radar Topography Mission- SRTM*) gratuitos associados ao desenvolvimento de Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) vem contribuindo para estudos referentes à análise e modelagem de sistemas geomorfológicos que antes demandavam dispendiosos e longos levantamentos de campo e gabinete. A utilização de dados de radar interferométrico associado a técnicas de geoprocessamento tem se mostrado uma poderosa ferramenta na caracterização e extração de informações de bacias hidrográficas, uma vez que apresenta vantagem operacional, qualidade e precisão (REDDY et al., 2004; VALERIANO et al., 2006; GROHMANN et al., 2007; OZDEMIR e BIRD, 2009; SREEDEVI et al., 2005, 2009, 2013).

As perdas de solo por erosão são consideradas como um dos maiores e mais alarmantes problemas ambientais, o que causa declínio dos rendimentos das culturas, aumentando os custos de produção, diminuindo, por conseguinte, a lucratividade da lavoura, entre outros danos, que, em conjunto, influenciam a qualidade de vida na Terra (COGO et al., 2004).

Os modelos de simulação, como os modelos matemáticos de predição de erosão, são ferramentas poderosas na pesquisa e nas práticas agrícolas, pois auxiliam na determinação das práticas conservacionistas e de manejos mais indicados para os diferentes cenários de aplicação (CHAVES, 1996).

Dentre os modelos destaca-se a Equação Universal de Perda de Solo (*Universal Soil Loss Equation - USLE*), desenvolvida a partir de 1950 por WISCHMEIER e SMITH (1978).

No entanto, novas pesquisas e experiências continuaram sendo realizadas no intuito de melhorar as estimativas das perdas de solo pela utilização da USLE, originando a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (*Revised Universal Soil Loss Equation* - *RUSLE*) (RENARD et al., 1997). Na *RUSLE* manteve-se a mesma estrutura da equação da USLE, entretanto, as formas de determinação dos fatores (fator topográfico, uso e manejo) mudaram expressivamente (GALDINO, 2012).

Nos últimos cinco anos o uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do córrego Indaiá têm passado por uma expressiva transformação em função da instalação do primeiro complexo de assentamento rural do município de Aquidauana- MS. Com objetivo de compreender as potencialidades e fragilidades dessa unidade diversos estudos foram desenvolvidos (CUNHA, 2012; CUNHA et al., 2012; CUNHA et al., 2013), entretanto ainda é ausente um modelo capaz de quantificar e representar a distribuição espacial das perdas de solo na bacia.

Dentro deste cenário a quantificação e espacialização das perdas de solo por meio da *RUSLE* se torna um fator indispensável para avaliar os riscos de erosão do solo, e determinar uso e manejo adequado, fornecendo subsídios para o planejamento e gestão ambiental da bacia do córrego Indaiá.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Estimar as perdas de solo da bacia hidrográfica do córrego Indaiá, utilizando o modelo RUSLE e técnicas de Geoprocessamento.

2.1.1 Objetivos específicos

- Caracterizar o meio físico-natural e socioeconômico;
- Detalhar o mapeamento pedológico e analisar as propriedades físicas dos solos;
- Avaliar o teor de carbono orgânico total do solo;
- Calcular a erosividade (R) e erodibilidade (K);
- Calcular o fator topográfico (LS);
- Mapear o uso da terra e cobertura vegetal e estimar os valores de uso e manejo (C) e práticas conservacionistas (P);
- Aplicar a Equação Universal de Perdas de Solo Revisada (*Revised Universal Soil Loss Equation*- RUSLE).

3. REFERENCIAL TEÓRICO- METODOLÓGICO

Nas últimas décadas, a erosão do solo pela ação da água se tornou uma questão mundial, com as alterações climáticas e o declínio progressivo na proporção dos recursos naturais para as populações humanas. Além disso, várias práticas expõem os solos a maiores riscos de erosão, incluindo práticas agrícolas inadequadas, desmatamento, pastoreio excessivo, incêndios florestais e atividades de construção (TERRANOVA et al., 2009; CERDAN et al., 2010; OZSOY, 2012.), afetando diretamente a qualidade e fertilidade do solo na maior parte por perda do horizonte A (OLSON et al., 1994; GAO et al., 2011), deposição de sedimentos nos canais de drenagem (BESCHTA, 1978; CHAPPELL et al., 2004; GOMI et al., 2005; WALSH et al., 2011), assoreamento de represas e canais de irrigação (CRASWELL et al., 1998; DUVERT et al., 2010), efeitos negativos no abastecimento de água (WEBB, 2012; NEARY, 2012) e consequências prejudiciais aos ecossistemas aquáticos (KREUTZWEISER e CAPELL, 2001; SUTHERLAND et al., 2002; KREUTZWEISER et al., 2005; ZHANG et al., 2009).

A erosão do solo é o processo de desagregação, deslocamento e deposição das partículas sólidas da superfície do solo ou do leito dos canais causado pela água e pelo vento. A erosão é causada por forças ativas, como as características do impacto das gotas de chuva, escoamento, declividade, comprimento do declive do terreno e capacidade que o solo tem de absorver água, e por forças passivas, como a resistência que exerce o solo à ação erosiva da água e a densidade da cobertura vegetal (ALBUQUERQUE et al., 2005; BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008; SHIH e YANG, 2009, ARAGÃO et al., 2011). Ela se constitui na principal causa do empobrecimento precoce das terras produtivas, visto que as enxurradas, provenientes das águas que não foram retidas ou infiltradas no solo, transportam partículas de solo em suspensão e nutrientes necessários às plantas (MERRITT et al., 2003; DECROIX et al., 2008).

Para Bertoni e Lombardi Neto (2008), o processo erosivo quando presente em ambientes com cobertura vegetal e sem pressão de fatores antrópicos é denominado erosão natural ou geológica, e se manifesta de forma muito lenta, sendo perceptível somente com o decorrer de longos períodos de atividade. Ainda segundo estes autores, a erosão antrópica ou acelerada é resultante da ocupação inadequada dos solos por atividades agrícolas ou urbanas, que aceleram e intensificam os processos erosivos devido às condições induzidas ou modificadas pelo homem ao solo.

Neste sentido um dos principais indicadores da qualidade do solo é o seu conteúdo de carbono orgânico (VEZZANI, 2001; CONCEIÇÃO, 2002), pois promove inúmeras ações químicas, físicas e biológicas que atuam nos sistemas agrícolas e ambientais. As alterações no uso da terra têm, portanto, estreita relação com a dinâmica da matéria orgânica e com o ciclo biogeoquímico dos elementos, modificando a capacidade produtiva desses ambientes (BROWN et al., 1994).

A erosão é um fenômeno cujo impacto sobre os recursos naturais, especialmente solo e água, têm preocupado governos e instituições em todo o mundo (MINELLA et al., 2008). O uso sustentável e a conservação dos recursos naturais para a produção de alimentos e a agricultura é um dos cinco pilares do planejamento estratégico 2000-2015 da FAO, destaque para a mitigação dos processos erosivos do solo. Os efeitos da erosão do solo têm sido considerados ameaças à própria existência da humanidade, contribuindo para a urgência de se quantificar e controlar as causas do processo erosivo (ALBUQUERQUE et al., 2005).

A erosão do solo tem impactos negativos sobre o meio ambiente e pode levar à redução da produtividade das culturas, menor qualidade da água, redução dos níveis de água nos reservatório, inundações e destruição dos habitats (OH e JUNG, 2005). A preocupação com o meio ambiente também tem aumentado em todo o mundo e, portanto, vários estudos têm examinado a conservação do solo. Em particular, a necessidade de alternativas de desenvolvimento ambientalmente sustentável em bacias hidrográficas com múltiplas pressões de uso e da necessidade de prever a erosão e minimizar os impactos ambientais do desenvolvimento têm sido observados (KMOE, 2001; PANDEY et al., 2007; DABRAL et al., 2008; MISHRA e DENG, 2009; CHOU, 2010; OLIVEIRA et al., 2011; FANG et al., 2012).

Segundo Bertoni e Lombardi Neto (2008) o uso de equações empíricas para avaliar as perdas de solo de uma área cultivada vem se tornando praticamente indispensável para o planejador conservacionista. Pesquisadores americanos aprimoraram a precisão das equações de perdas de solo, usadas presentemente, o que foi possível mediante a utilização de dados experimentais obtidos de análises minuciosas de talhões experimentais e pequenas bacias hidrográficas de perdas de solo e água e dados a elas relacionados. O novo método de avaliar a capacidade de chuvas de causar erosão, dentre aquelas esperadas a ocorrerem durante o ano, é o ponto central do sistema, o responsável por grande parte da sua facilidade de aplicação.

Os primeiros trabalhos para desenvolver equações que avaliem as perdas de solo de uma área datam de 1940 na região de Corn Belt dos Estados Unidos. O processo empregado a partir daquela época até 1956 era conhecido por método de plantio em declives. A partir desse

período muitas modificações, adaptações e progressos foram introduzidos (SMITH, 1941; BROWNING et al., 1947; ZINGG, 1950).

De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (2008) em 1946, em Ohio, uma comissão nacional para predição das perdas de solos reuniu-se com a finalidade de adaptar a equação do Corn Belt a outras áreas cultivadas, com problemas de erosão pela chuva. Essa comissão reestudou cada fator separado e acrescentou-lhe o fator erosividade. Anos de utilização no campo, pelas entidades oficiais de conservação do solo, vieram demonstrar o valor da equação de predição das perdas de solo como uma ferramenta para orientar o planejador conservacionista. Entretanto, a adoção da equação não pode ser difundida a novas áreas, devido à falta de informações básicas e métodos para adaptar os valores determinados pelas diferenças na distribuição das chuvas separadas, práticas agrícolas locais, duração do período do desenvolvimento da cultura e outras variáveis.

Segundo Bertoni e Lombardi Neto (2008) no final de 1950, uma equação de perdas de solo foi aprovada com superação de muitas limitações surgida as equações anteriores propostas. Em 1954, no *Runoff and Soil- Loss Data Center*, do *Agricultural Research Service*, com sede na Universidade de Purdue, foi desenvolvida a atual equação de perdas de solo, cujo aperfeiçoamento resultou da reunião e interpretação analítica dos dados básicos de perdas de solo e água disponíveis em vários locais dos Estados Unidos, a partir de 1950.

Em consequência dessas modificações a equação superou as restrições climáticas ou geográficas próprias dos primeiros estudos e, devido à sua aplicação generalizada, o modelo aperfeiçoado passou a ser denominada equação universal de perdas de solo. Wischmeier e Smith (1978) revisaram-na, atualizando e incorporando-lhe novos dados disponíveis (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008).

No Brasil, os primeiros trabalhos sobre a equação de perdas de solo foram desenvolvidos por Bertoni et al. (1985) utilizando os dados existentes para as condições existentes para o estado de São Paulo. A partir de 1975, vários autores vêm tentando avaliar os fatores da equação para outras regiões, Siviero e Coiado (1999) no estado de São Paulo, Carvalho (1994), Santos et al. (1999) no estado do Paraná. Da mesma maneira que a utilização de Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) aplicados para estimativas de erosão entressulcos do solo foram desenvolvidos por Chaves (1994) que obteve a estimativa da erosão atual e potencial dos solos do vale do rio São Francisco através do emprego da equação universal de perdas de solo aplicada em SIG e por Baptista (1997) que utilizando a *Universal Soil Loss Equation (USLE)*, obteve um diagnóstico ambiental de perda laminar de solo para o Distrito Federal, por meio de Geoprocessamento.

Modelos de previsão de erosão são ferramentas úteis para aplicação em análise e estabelecimento de um plano de gestão da erosão do solo. O modelo RUSLE (RENARD et al., 1997) uma versão revisada da USLE (WISCHMEIER e SMITH 1978), é um modelo amplamente utilizado em todo o mundo para estimar perdas médias anuais de solo tanto por erosão entressulcos ou sulcos. Este modelo é capaz de apresentar a heterogeneidade espacial da erosão do solo e, por ser desenvolvido convenientemente em Sistemas de Informação Geográfica tem sido o modelo empírico para predição da erosão do solo mais amplamente utilizado no planeta (CHISCI e MORGAN, 1988; DESMET e GOVERS, 1996; MILLWARD e MERSEY 1999; DOGAN et al., 2000; DOGAN, 2002; ANGIMA et al., 2003; ROYALL, 2007; OZCAN et al., 2008; YUE-QING et al., 2008; FENG et al., 2010).

Os modelos USLE/RUSLE são convenientes e compatíveis com SIG (HICKEY et al., 1994; JAGER, 1994; MANOJ e KOTHYARI, 2000; KINNEL, 2001; SURI et al., 2002; LEE, 2004; LU et al., 2004; SILVA, 2004; FU et al., 2005; LEWIS et al., 2005; PEREIRA e TEIXEIRA, 2005; ONORI et al., 2006; FARINASSO et al., 2006; AQUINO et al., 2007; RODRIGUES et al., 2008; SERIO et al., 2008; VALE JÚNIOR et al., 2009; OLIVEIRA, 2011, OZSOY, 2012; NAQVI et al., 2013). Pesquisas anteriores mostraram que técnicas de SIG e sensoriamento remoto são ferramentas úteis para estimar perdas de solo, especialmente levando em consideração a vegetação, uso e cobertura da terra. Esses dados derivados de imagens de satélite fornecem um método econômico de modelagem de erosão do solo (CYR et al., 1995; WANG et al., 2003; LEE e LEE, 2006; PANDEY et al., 2011).

A aplicação da *Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*, em escala de bacia hidrográfica, tem sido facilitada pelo uso de Sistema de Informações Geográficas (SIG), apresentando-se assim, como uma boa ferramenta para o planejamento conservacionista do solo e da água (WEILL e SPAROVEK, 2008; BESKOW et al., 2009; OLIVEIRA et al., 2011; PRASANNAKUMAR et al., 2012; OZSOY, 2012).

4. METODOLOGIA

4.1 Localização da área de estudo

A bacia hidrográfica do córrego Indaiá localiza-se no Estado de Mato Grosso do Sul, na região sudeste do município de Aquidauana, entre as latitudes 20°09'00" S e 20°16'00" S e longitudes 55° 29'30" W e 55° 39' 00" W, cuja área é de aproximadamente 94,64 km² (Figura 1). O Córrego Indaiá está inserido na Bacia do Alto Rio Paraguai (BAP), é afluente do rio Taboco, que por consequência adentra a Planície Pantaneira.

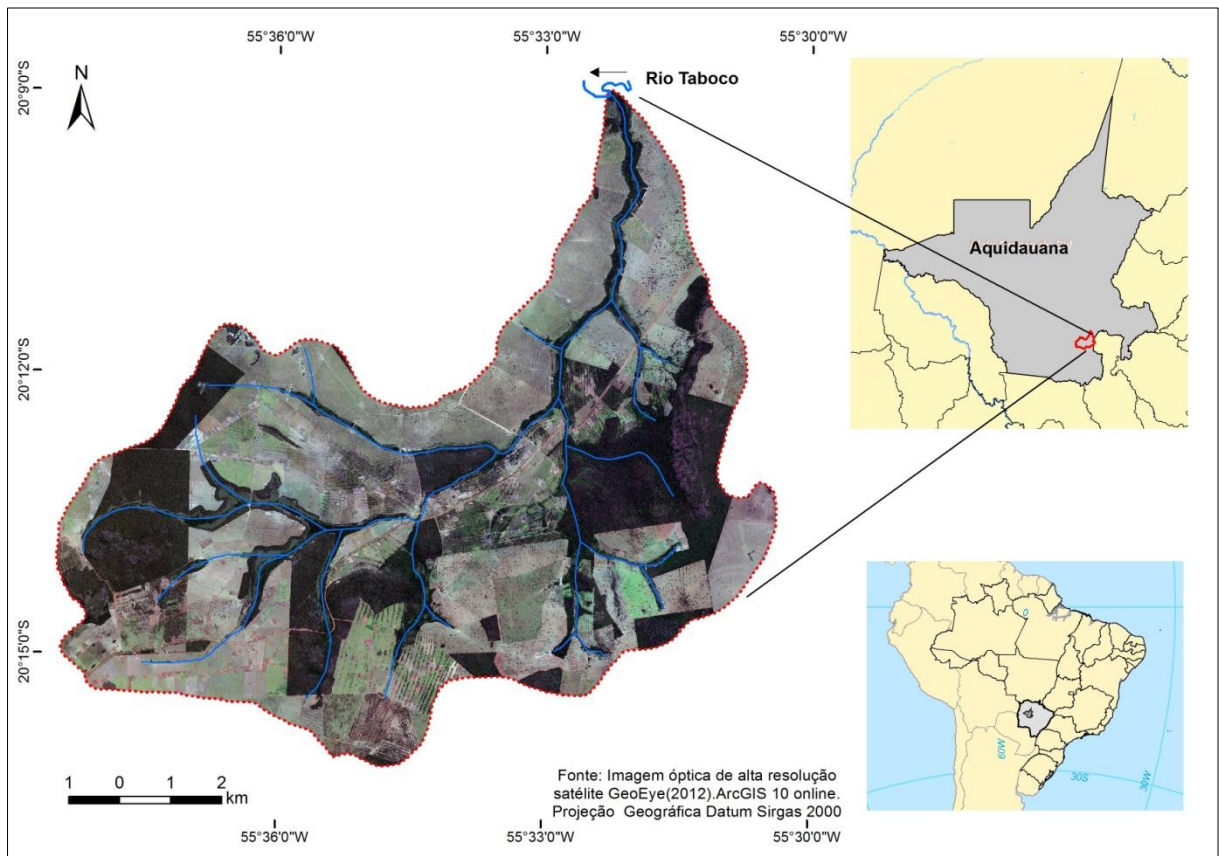


Figura 1- Localização da área de estudo.

4.2 Caracterização do meio físico-natural e socioeconômico

4.2.1 Vegetação original

A bacia hidrográfica do córrego Indaiá está inserida no bioma Cerrado, a vegetação original predominante é a Savana Arbórea Densa (Cerradão), onde se destaca a presença de atividade agropecuária e pastagem cultivada (BRASIL, 1982; SILVA et al., 2011). Entretanto foram identificadas por meio de fotointerpretação (aerofotos de 1966) áreas de mata ciliar e campos gramíneos úmidos (Figura 2).

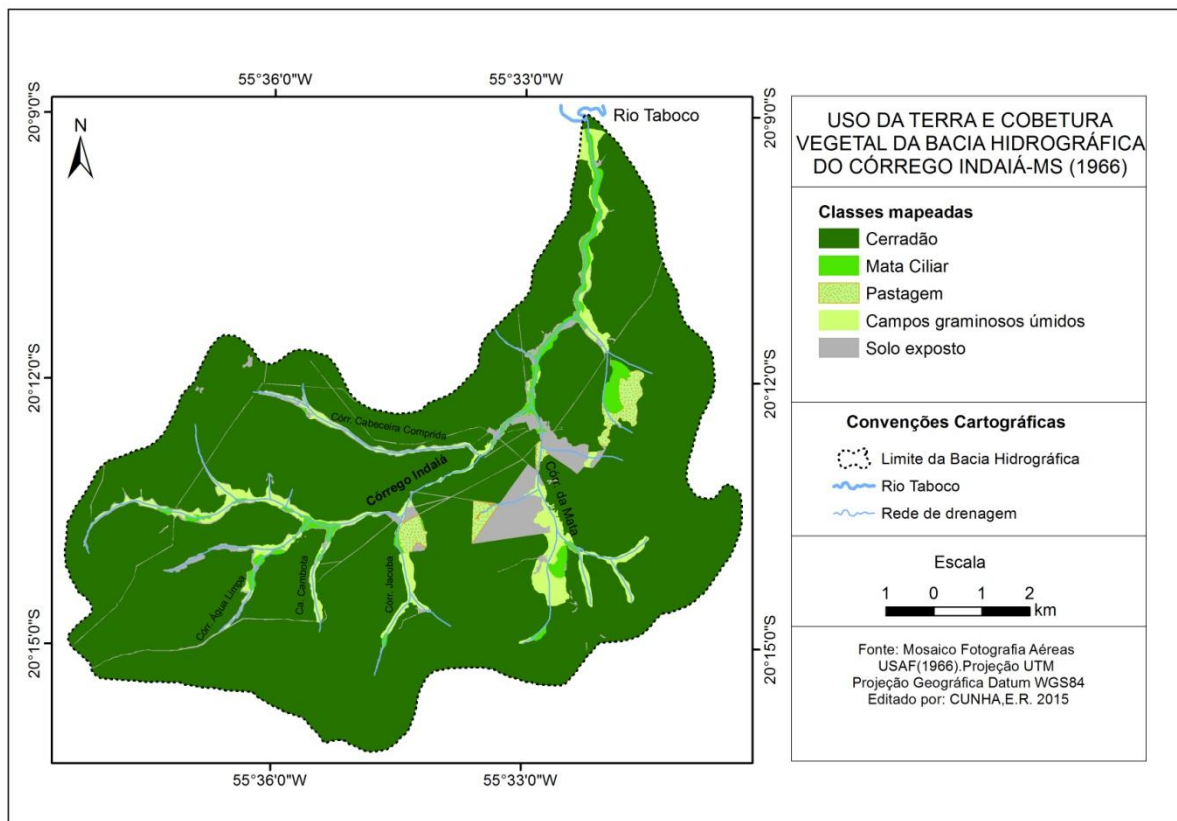


Figura 2- Mapa da vegetação original, elaborado a partir de fotointerpretação de fotografias aéreas de 1966.

A fitofisionomia Savana Arbórea Densa (Cerradão) caracteriza-se pelos agrupamentos de espécies vegetais arbóreas, xeromorfas, de fustes finos e tortuosos, com circunferências raramente ultrapassando 1m, revestidos por uma casca grossa e rugosa e apresentando esgalhamento profundo, além de possuírem folhas coriáceas e perenes. O estrato superior com média de 10m metros de altura constitui-se na sua maioria de ecótipos característicos do Cerrado e de uma baixa proporção de outros ecótipos, sem andar arbustivo, diferenciado e com estrato inferior (herbáceo) de aspecto ralo, representado pelas gramíneas geralmente de formas de futos, ciperáceas e outras famílias (BRASIL, 1982).

A composição florística dessa formação vegetal é bastante heterogênea, segundo Brasil (1982) destacando-se a sucupira-preta (*Bowdichia virgilioides*), tingui (*Magonia pubescens*), gonçalo-alves (*Astronium fraxinifolium*), pau-terra-folha-larga (*Qualea grandiflora*), angico (*Anadenanthera falcata*), jatobá-do-campo (*Hymenaea courbaril*) e capitão-do-campo (*Callisthene fasciculata*).

4.2.2 Geomorfologia

Do ponto de vista geomorfológico a área da bacia hidrográfica está inserida na macro-unidade morfoestrutural da Bacia Sedimentar do Paraná e pertence à Bacia Hidrográfica do Alto Rio Paraguai (BAP), subdividida nas unidades morfoesculturais, Planalto Maracaju-Campo Grande e Depressão do Paraguai (BRASIL, 1982).

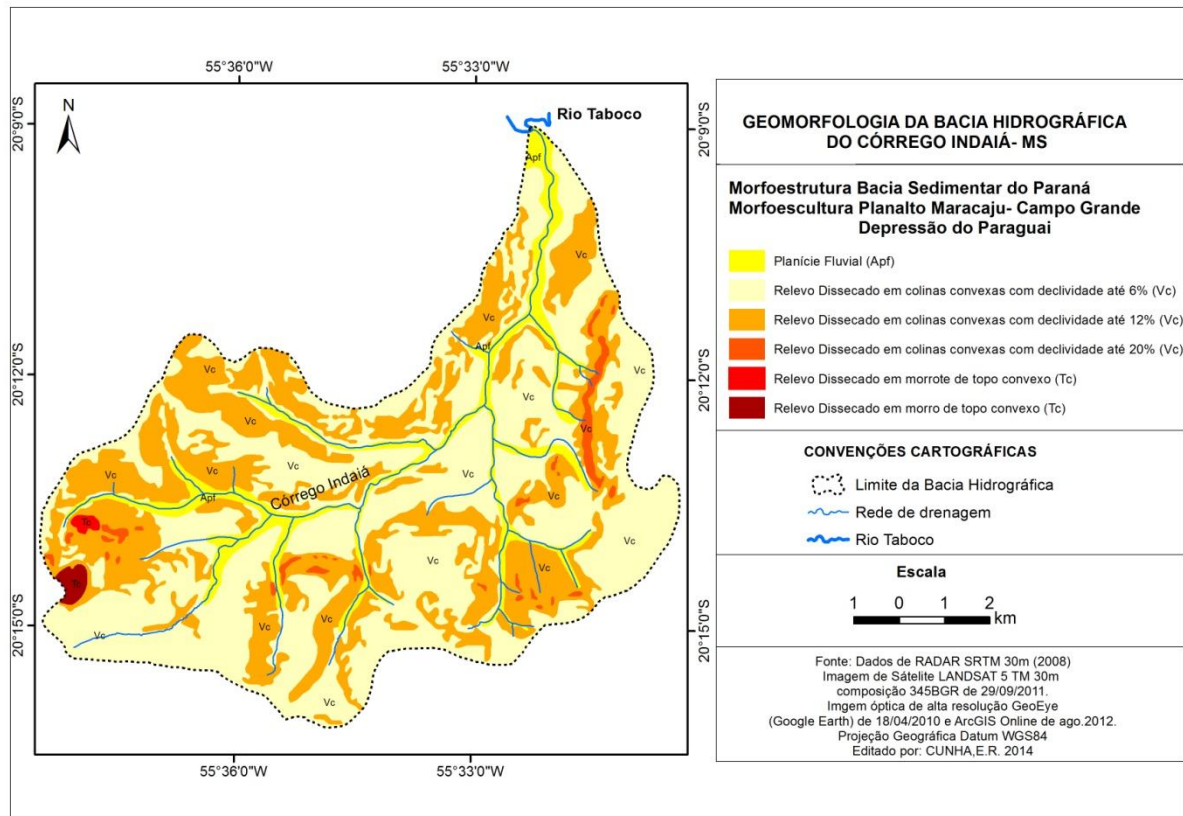


Figura 3- Mapeamento geomorfológico.

A unidade morfoescultural Planalto Maracaju-Campo Grande corresponde à terminação sul da borda ocidental da bacia sedimentar do Paraná, separando parte das águas que fluem para o rio Paraguai daquelas que fazem rede de afluentes para o rio Paraná. As cotas altimétricas dessa região variam de 200 e 650 metros decorrem da existência de patamares topográficos. Morfológicamente constituem uma extensa superfície suavemente dissecada, onde predominam formas tabulares e muito planas e trechos conservados, também ocorrem formas de dissecção de topo convexo, geralmente relacionadas à presença de drenos mais importantes ou às bordas do Planalto (BRASIL, 1982).

A unidade morfoescultural Depressão do Paraguai estende-se a leste com as frentes de cuesta e os relevos dissecados da borda do Planalto Maracaju-Campo Grande, a oeste e sudoeste, une-se às Planícies e Pantanaís Mato-grossenses. A depressão apresenta um

compartimento topográfico que abrange cotas altimétricas que vão de 200 m a 350 m. A morfologia da Depressão do Paraguai apresenta formas conservadas, dissecadas do tipo tabular e convexas (BRASIL, 1982).

Conforme descrito por Cunha et al. (2013) as formas de relevo dominantes são colinas convexas com declividades que variam de 6 e 20%, além da presença de planície fluvial, morro e morrote (Figura 3). Foram identificadas as seguintes unidades do relevo (Figura 4) e suas respectivas formas (vertentes): a) Planície Fluvial (Apf), b) Relevo dissecado em colinas convexas com declividades de até 6% (Vc), b) Relevo dissecado em colinas convexas com declividades entre 6% a 12% (Vc), d) Relevo dissecado em colinas convexas com declividade entre 12% e 20% (Vc), e) Relevo dissecado em Morrote de topo convexo (Tc), f) Relevo dissecado em morro de topo convexo (Tc).



Figura 4- Unidades do relevo mapeadas: A- Planície Fluvial (Apf), B- Relevo dissecado em colinas convexas com declividades até 6% (Vc), C- Relevo dissecado em colinas convexas

com declividades entre 6% e 12% (Vc), D- Relevo dissecado em colinas convexas com declividades entre 12% e 20% (Vc), E- Relevo dissecado em Morrote topo de convexo (Tc), F- Relevo dissecado em morro topo de convexo (Tc).

4.2.3 Geologia

A Geologia é composta pelas seguintes formações: Formação Furnas (Grupo Paraná), Formação Aquidauana e por Aluviões Fluviais atuais (BRASIL, 1982; BRASIL, 1997). A compilação do mapeamento Geológico (Figura 5) foi produzida a partir do mapeamento elaborado pelo Plano de Conservação da Bacia do Alto Rio Paraguai (PCBAP), (BRASIL, 1997).

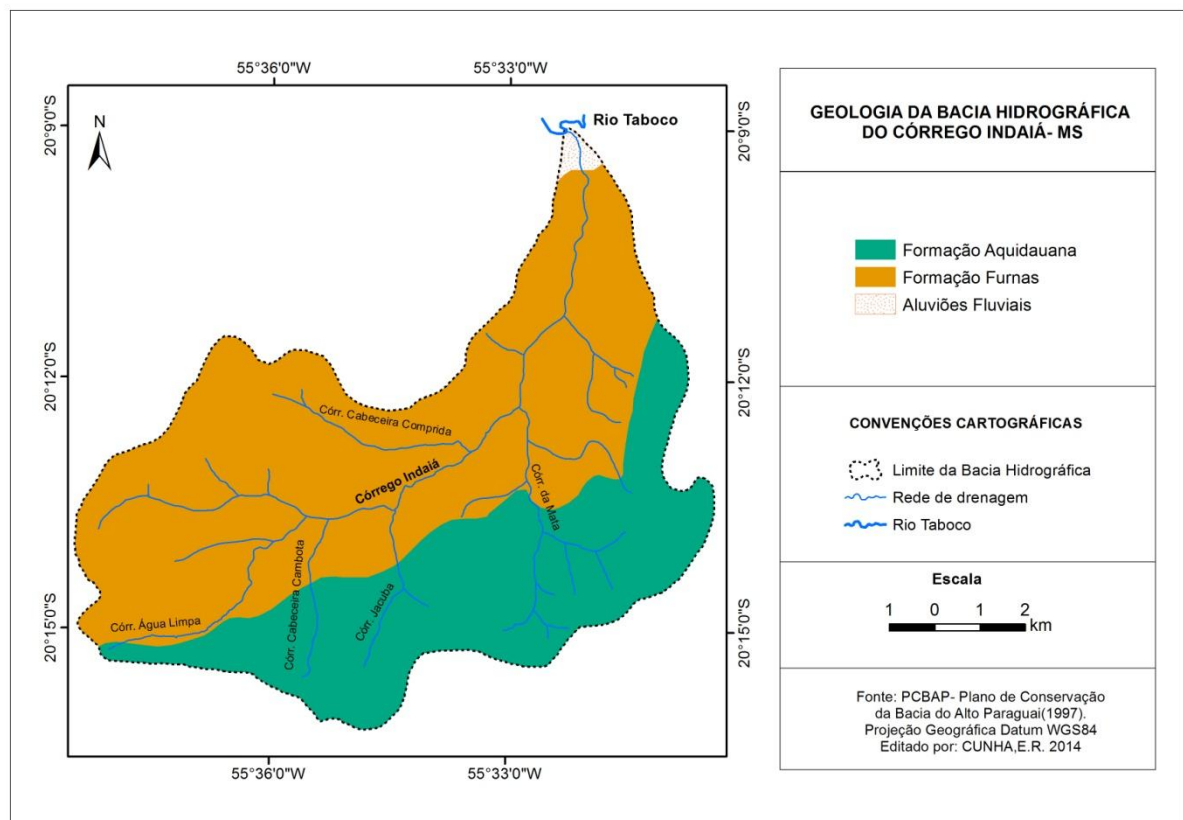


Figura 5- Mapeamento geológico.

4.2.3.1 Formação Furnas

Predominam arenitos médios a grosseiros, brancos a amarelo claro, bastante feldspático, tendo intercaladas camadas de arenito extremamente micáceo, apresentando frequentemente estratificação cruzada e conglomerado basal oligomítico (PETRI, 1948). Para Maack (1950) o grupo de arenitos Furnas é constituído por uma sequência alternante de arenitos em forma de banco e chapas, de coloração branca e cinza- amarelado. Observa-se

bancos de espessura alternantes, de estratificação discordante diagonal, de estratificação cruzada rasa, por movimento de águas (Figura 6).



Figura 6- Afloramento do arenito Furnas no médio curso do córrego Indaiá apresenta estratificação cruzada com coloração branca à cinza amarelado.

4.2.3.2 Formação Aquidauana

Destaca-se a presença de arenitos marrom tijolo avermelhados. Nível inferior com arenitos finos e lentes de diamictitos de matriz siltico-arenosa e presença de argilitos estratificados. Nível médio com arenitos finos e siltitos argilosos marrom-avermelhados e/ou lentes de diamictitos. Nível superior com arenitos finos, siltitos e argilitos marrom-avermelhados, estratificados e arenitos médios com estratos cruzados de pequena à média amplitude (BRASIL, 1982). Mineralogicamente, nos níveis grosseiros, predominam grãos de quartzo com alguns raros feldspatos caolinizados (BEURLIN, 1956). A cor rosada a vermelho-tijolo é praticamente constante nestes afloramentos (Figura 7). Para Gonçalves e Schneider (1970) os sedimentos vermelhos da Formação Aquidauana são resultado de uma deposição em ambiente continental (fluvial, lacustre e de planícies aluviais).



Figura 7- Afloramento do arenito Aquidauana no alto curso do córrego Água Limpa, caracterizado pela sua coloração predominante rosa a vermelho tijolo.

4.2.3.3 Aluviões Fluviais atuais

São incluídos nesta unidade os depósitos aluvionares que atualmente estão sendo depositados nas margens e leitos dos rios e córregos (Figura 8) que drenam a área. Caracterizado pela presença de areia, silte, argila e cascalho. Constituídos por cascalhos grosseiros mal selecionados, com seixos arredondados geralmente em um nível inferior, sobrepostos por bancos essencialmente arenosos de granulação grosseira a fina, contendo níveis siltosos (BRASIL, 1982).



Figura 8- Depósitos aluvionares atuais na margem esquerda (médio curso) do córrego Indaiá (A) e rio Taboco (B).

4.2.4 Solos

Os solos predominantes (Figura 9) na bacia são: Gleissolos Háplicos textura arenosa, localizados em toda a planície fluvial; Neossolos Quartzarênicos de textura arenosa que predominam em pouco menos de 50% da área da bacia, faixa que vai próximo as nascentes (na margem esquerda) médio curso (córrego Cabeceira Comprida) até sua foz com rio Taboco; Latossolos Vermelhos de textura média e arenosa, encontrados ao longo de alguns dos seus tributários (Córrego Água Limpa, Cabeceira Cambota e Jacuba) ambos limitados com a planície fluvial; Argissolos Vermelho-Amarelos distribuídos ao longo do córrego da Mata e seus afluentes e Neossolos Litólicos de textura indiscriminada encontrados no morro e morrotes (BRASIL, 1997; EMBRAPA, 2006; CUNHA, 2012).

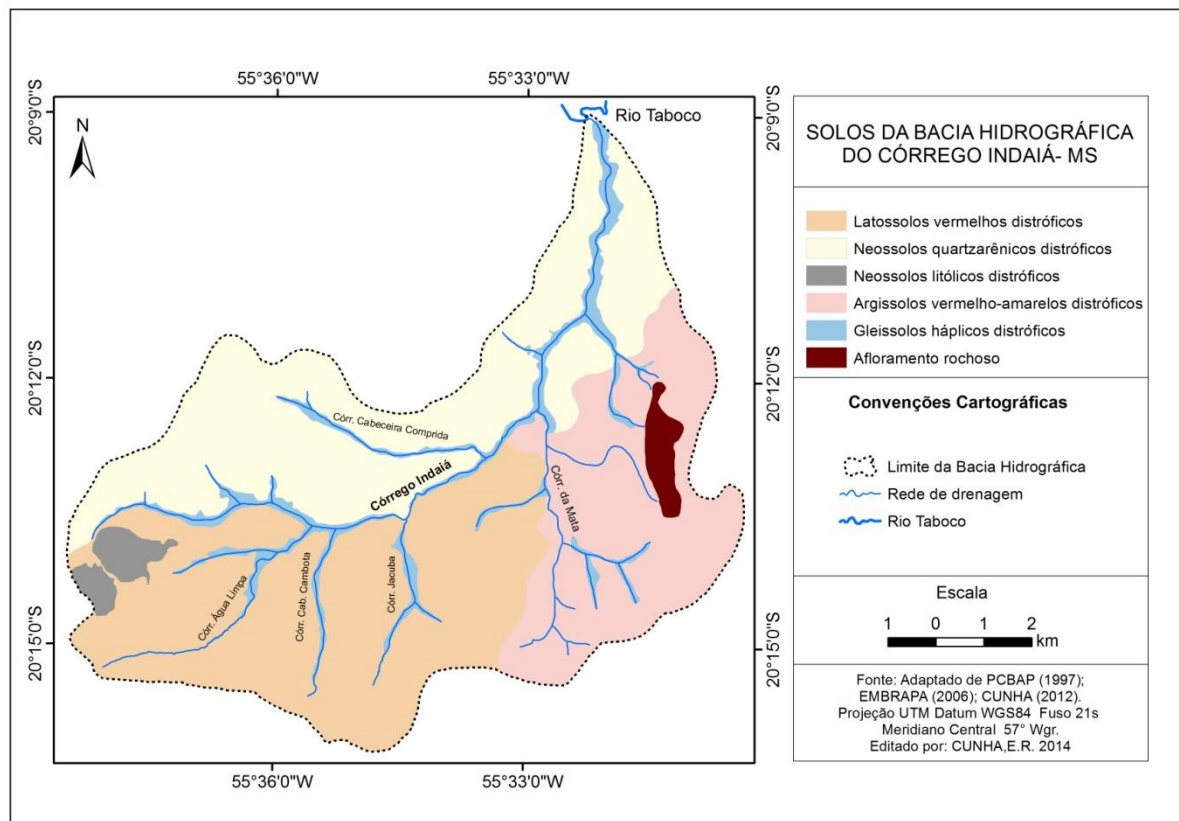


Figura 9- Espacialização dos solos na bacia hidrográfica do córrego Indaiá.

4.2.4.1 Gleissolos Háplicos distróficos

Solos constituídos por material mineral com horizonte Glei iniciando-se dentro de 150 cm da superfície, imediatamente abaixo de horizontes A ou E, ou de horizontes hísticos com menos de 40 cm de espessura e não apresentando horizonte vértico ou horizonte B textural com mudança textural abrupta acima ou coincidente com horizonte Glei, tampouco qualquer outro tipo de horizonte B diagnóstico acima do horizonte Glei, ou textura exclusivamente areia ou areia franca em todos os horizontes até a profundidade de 150 cm da superfície do solo ou até um contato lítico. Horizonte plântico, se presente, deve estar à profundidade superior a 200 cm da superfície do solo (EMBRAPA, 2013).

Outra característica é a hidromorfia, expressa por forte gleização, resultante de processamento de intensa redução de compostos de ferro, em presença de matéria orgânica, com ou sem alternância de oxidação, por efeito de flutuação de nível do lençol freático, em condições de regime de excesso de umidade permanente ou periódica. Os solos desta classe encontram-se permanente ou periodicamente saturados por água, salvo se artificialmente drenados (EMBRAPA, 2013), (Figura 10).



Figura 10- Solo permanentemente saturado por água.

O processo de gleização implica na manifestação de cores acinzentadas, azuladas ou esverdeadas, devido à redução e solubilização do ferro, permitindo a expressão das cores neutras dos minerais de argila, ou ainda precipitação de compostos ferrosos (EMBRAPA, 2013).

A água permanece estagnada internamente, ou a saturação é por fluxo lateral no solo. Em qualquer circunstância, a água do solo pode se elevar por ascensão capilar atingindo a superfície (Figura 11). São solos que ocorrem sob vegetação hidrófila ou higrófila herbácea, arbustiva ou arbórea (EMBRAPA, 2013).



Figura 11- Ascensão capilar atingindo a superfície.

Segundo EMBRAPA (2013) os Gleissolos Háplicos Tb Distróficos são solos com argila de atividade baixa ($T < 27 \text{ cmol}_c/\text{kg}$ de argila) e baixa saturação por bases ($V < 50\%$) na maior parte dos primeiros 100 cm a partir da superfície do solo.

4.2.4.2 Latossolos Vermelhos distróficos

Compreende solos constituídos por material mineral, com horizonte B latossólico imediatamente abaixo de qualquer um dos tipos de horizonte diagnóstico superficial, exceto hístico (EMBRAPA, 2013).

São solos em avançado estágio de intemperização, muito evoluídos, como resultado de energéticas transformações no material constitutivo. Os solos são virtualmente destituídos de minerais primários ou secundários menos resistentes ao intemperismo (Figura 12), (EMBRAPA, 2013). Segundo EMBRAPA (2013) são solos com saturação por bases baixa ($V < 50\%$) na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B (inclusive BA).



Figura 12- Amostra de Latossolos.

4.2.4.3 Neossolos Quartzarênicos distróficos

Compreende solos constituídos por material mineral, ou por material orgânico pouco espesso, que não apresentam alterações expressivas em relação ao material originário devido à baixa intensidade de atuação dos processos pedogenéticos, seja em razão de características inerentes ao próprio material de origem, como maior resistência ao intemperismo ou composição química, ou dos demais fatores de formação (clima, relevo ou tempo), que podem impedir ou limitar a evolução dos solos (EMBRAPA, 2013).

Outros solos sem contato lítico dentro de 50 cm de profundidade, com sequência de horizontes A-C, porém apresentando textura areia ou areia franca em todos os horizontes até, no mínimo, a profundidade de 150 cm a partir da superfície do solo ou até contato lítico; são essencialmente quartzosos, tendo nas frações areia grossa e areia fina 95% ou mais de quartzo, calcedônia e opala e, praticamente, ausência de minerais primários alteráveis (menos resistentes ao intemperismo), (EMBRAPA, 2013), (Figura 13).



Figura 13- Neossolos Quartzarênicos.

4.2.4.4 Argissolos Vermelho-Amarelos distróficos

Compreende solos constituídos por material mineral, que têm como características diferenciais a presença de horizonte B textural de argila de atividade baixa, ou alta conjugada com saturação por bases baixa ou caráter alítico. O horizonte B textural (Bt) encontra-se imediatamente abaixo de qualquer tipo de horizonte superficial, exceto o hístico, sem apresentar, contudo, os requisitos estabelecidos para serem enquadrados nas classes dos Luvisolos, Planossolos, Plintossolos ou Gleissolos (EMBRAPA, 2013).

Grande parte dos solos desta classe apresenta um evidente incremento no teor de argila do horizonte superficial para o horizonte B, com ou sem decréscimo, para baixo no perfil. A transição entre os horizontes A e Bt é usualmente clara, abrupta ou gradual (EMBRAPA, 2013).

São de profundidade variável, desde forte a imperfeitamente drenados, de cores avermelhadas ou amareladas (Figura14), e mais raramente, brunadas ou acinzentadas (Figura 15). A textura varia de arenosa a argilosa no horizonte A e de média a muito argilosa no horizonte Bt, sempre havendo aumento de argila daquele para este.

De acordo com EMBRAPA (2013) os Argissolos Vermelho-Amarelos distróficos são solos distróficos (saturação por bases < 50%) na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B (inclusive BA).



Figura 14- Argissolos avermelhados em área de pastagem.



Figura 15- Argissolos acinzentados em área de Floresta Estacional Semidecidual.

4.2.4.5 Neossolos Litólicos distróficos

Solos com horizonte A ou hístico, assentes diretamente sobre a rocha ou sobre um horizonte C ou Cr ou sobre material com 90% (por volume), ou mais de sua massa constituída por fragmentos de rocha com diâmetro maior que 2 mm (cascalhos, calhaus e matacões) e que apresentam um contato lítico típico ou fragmentário dentro de 50cm da superfície do solo. Admite um horizonte B em início de formação, cuja espessura não satisfaz a qualquer tipo de horizonte B diagnóstico (EMBRAPA, 2013).

São muito pouco desenvolvidos, rasos, não hidromórficos (sem a presença de água), apresentando horizonte A diretamente sobre a rocha ou horizonte C de pequena espessura. São normalmente pedregosos e/ou rochosos, moderadamente a excessivamente drenados com horizonte A pouco espesso, cascalhento, de textura predominantemente média, podendo também ocorrer solos de textura arenosa, siltosa ou argilosa. Podem ser distróficos ou eutróficos, ocorrendo geralmente em áreas de relevo suave ondulado a montanhoso (EMBRAPA, 2013), (Figura 16).

A pequena espessura do solo, com frequente ocorrência de cascalhos e fragmentos de rocha no seu perfil, grande susceptibilidade à erosão, mormente nas áreas de relevo acidentado, onde estes solos ocorrem com maior frequência, são as limitações mais comuns para este tipo de solo. Solos com saturação por bases baixa ($V < 50\%$) (BRASIL, 1973 e, p.364, perfil RS-78).



Figura 16- Neossolos litólicos.

4.2.5 Clima

A região onde está inserida a bacia hidrográfica do córrego Indaiá é caracterizada pela presença de invernos secos e verões chuvosos, clima classificado como Aw de Köppen (tropical chuvoso) e apresenta precipitação média anual em torno de 1350 mm (SANT'ANNA NETTO, 1993). A média térmica da região é alta, ficando em torno de 25°C, ao passo que a média mensal do mês mais quente (janeiro) alcança 27,5°C e a dos meses mais frio (junho) apresenta uma temperatura média de 22,5°C. Entretanto, é comum a ocorrência de temperaturas superiores a 40°C nos meses de verão e nos meses de inverno, temperaturas mínimas inferiores a 5°C (PINTO, 1998).

A variabilidade espacial pluviométrica (Figura 17) foi elaborada a partir dados de médias anuais pluviométricas disponíveis entre os anos de 1970 a 2013. Utilizou-se dados pluviométricos de 4 estações meteorológicas da Agência Nacional das Águas (ANA). Quanto

às estações meteorológicas, três estão localizadas no município de Aquidauana, no distrito de Cipolândia (S 20°07'37", W 55°23'34"), fazenda Taboco (S 20°04'13", W 55°38'39") e fazenda Rancho Grande (20° 09' 46", 55 32' 48"W) a outra no município de Dois Irmãos do Buriti, na fazenda Lajeado (S 20°17'29" W 55°26'41").

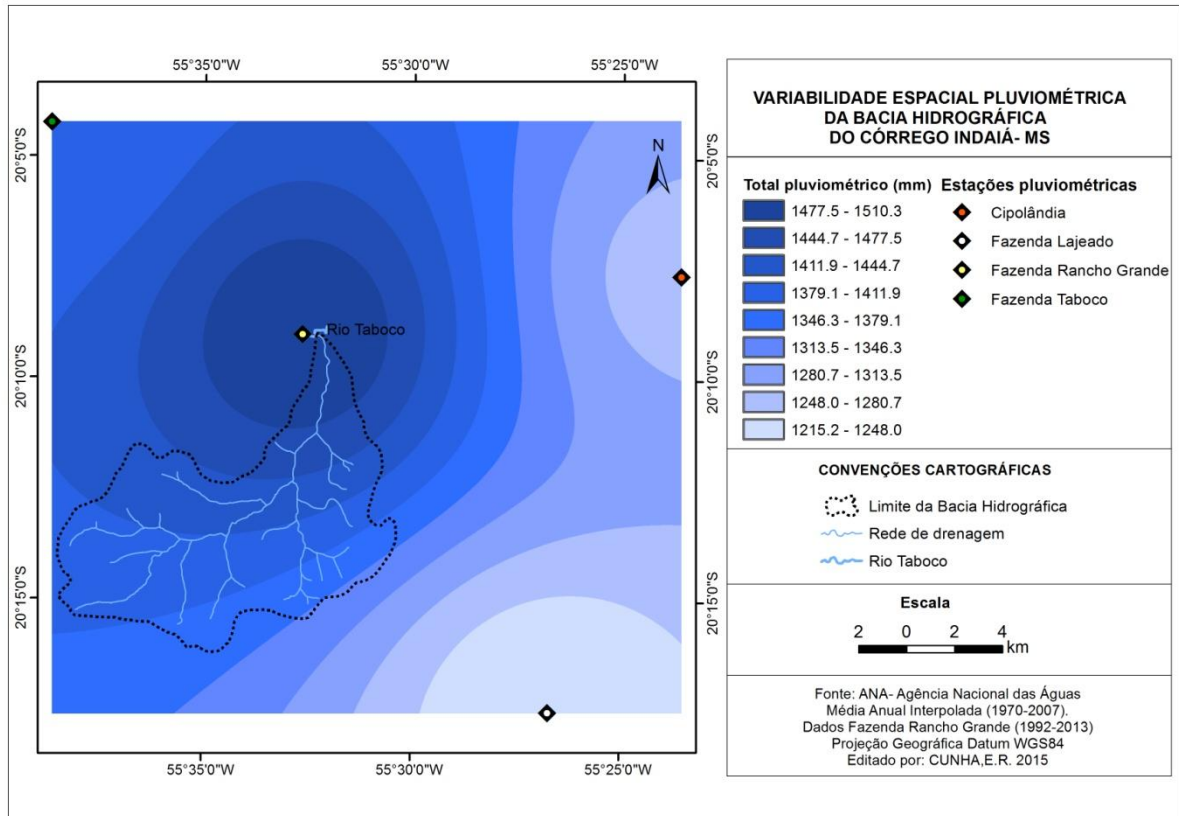


Figura 17- Variabilidade espacial pluviométrica.

A região apresenta índices pluviométricos desiguais, caracterizada por uma maior distribuição de períodos chuvosos, entre setembro e maio (nove meses). As chuvas mais intensas concentram-se entre os meses de novembro e janeiro. O inverno (junho a agosto) caracteriza-se como período de estiagem, cujos índices pluviométricos são muito baixos (CUNHA, 2012).

4.2.6 Aspecto socioeconômico

O uso e ocupação do solo no córrego Indaiá passaram por uma expressiva transformação em função da instalação do primeiro complexo de assentamento rural do município de Aquidauana- MS. Em 15 de dezembro de 2009, o INCRA (Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária) realizou o lançamento simultâneo dos quatro primeiros projetos de reforma agrária em Aquidauana- MS. Ao todo, são 252 famílias beneficiadas pelo

complexo de 6,4 mil hectares formados pelos assentamentos Indaiá I, II, III e IV (INCRA, 2009).

Segundo o INCRA a previsão de investimento imediato nos assentamentos passa dos R\$ 5,4 milhões. Cada família assentada deveria ter recebido o crédito de apoio inicial, no valor R\$ 3,2 mil, destinado à aquisição de insumos para produção agrícola e implantação do sistema de abastecimento de água. Além deste, projetou-se mais de R\$ 15 mil para construção das moradias. Logo após a construção das casas, deveria ocorrer à liberação do crédito Fomento, composto por duas parcelas de R\$ de 3,2 mil (INCRA, 2009). Todavia, segundo os assentados “o único repasse até o momento (12/04/2015) que o INCRA destinou a eles foi de R\$ 800,00 para compra de alimentos, ainda, relataram que a maior ajuda vem da Prefeitura Municipal de Aquidauana, que disponibiliza maquinário para gradeação da terra” (informação verbal)¹

Recentemente encontra-se em andamento um projeto denominado “Fruticultura no Assentamento Indaiá”, que visa o cultivo do abacaxi (Figura 18) como forma de gerar renda para as quase 250 famílias assentadas. Segundo o engenheiro agrônomo Cesar Bulhões Martins, coordenador do projeto, a área do assentamento aptidão agrícola para a produção do abacaxi, pois é uma espécie vegetal resistente à seca, tolerante a acidez do solo, e que ocupa uma pequena área para o plantio, além de atender o mercado consumidor local (AQUIDAUANANEWS, 2012). No entanto, segundo os moradores¹ poucas famílias participam desse projeto, uma vez que nem todos tem recurso para investir na cultura.



Figura 18- Cultivo de abacaxi nos lotes, agricultura de subsistência.

A Gerência de Planejamento e Urbanismo da Prefeitura Municipal de Aquidauana realizou no dia 14 julho de 2014 uma visita técnica com os engenheiros das empresas que participarão do processo licitatório para as obras de implantação do sistema de abastecimento

¹ Informação fornecida pelo atual presidente da associação de moradores do Indaiá I e outros moradores.

de água do Assentamento Indaiá I, II, III, IV. Ao todo, são oito empresas que disputarão o processo para as obras que beneficiarão mais de 250 famílias do local. A obra está orçada em mais de R\$ 3,4 milhões de reais, onde oito motobombas submersas monofásicas com potência de 10 cv serão implantadas no local. Este projeto de distribuição de águas é destinado a disponibilizar água potável à comunidade local de forma contínua (AQUIDANOTICIAS, 2014).

De acordo com o presidente do Indaiá I, no final de 2014 foram perfurados os poços (Figura 19a), e realizada toda instalação da rede de distribuição, no entanto a etapa final da instalação das monobombas não foi concluída. Tendo em vista esse descaso, os próprios moradores (total de 20 famílias) mediante as dificuldades com a falta de água pagaram uma empresa para realizar a perfuração de um poço tubular (Figura 20b) com profundidade de aproximadamente 120m no valor de R\$18.500,00.



Figura 19- Poço instalado pelo INCRA sem utilização (a); Poço comunitário utilizado pelos moradores (b).

4.3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

4.3.1 *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE)

A Equação Universal de Perda de Solo Revisada (*Revised Universal Soil Loss Equation*) é um modelo empírico, originado a partir de uma grande revisão do modelo USLE (WISCHMEIER e SMITH, 1978) e de sua base de dados, com o qual se pode estimar a perda de solo média anual causada pela precipitação e pelo escoamento associado à mesma (RENARD et al., 1997).

O modelo *RUSLE* calcula a quantidade média de perdas de solo a partir de uma equação (eq. 1) que utiliza cinco fatores (WISCHMEIER e SMITH, 1965, 1978; RENARD et al., 1997).

Eq. 1

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$$

Onde:

A= perda de solo por unidade de área ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$).

R= erosividade causada pelas chuvas ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{ano}^{-1}$).

K= erodibilidade dos solos face suas características físicas, químicas e biológicas ($\text{Mg h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$).

L= fator comprimento da vertente ou rampa.

S= fator declividade média da rampa ou vertente.

C= fator uso e manejo da terra.

P= fator prática conservacionista adotada.

A Figura 20 apresenta o fluxograma metodológico utilizado para criar e aplicar a RUSLE na área de estudo. Os procedimentos para calcular os fatores individuais são descritos abaixo no texto

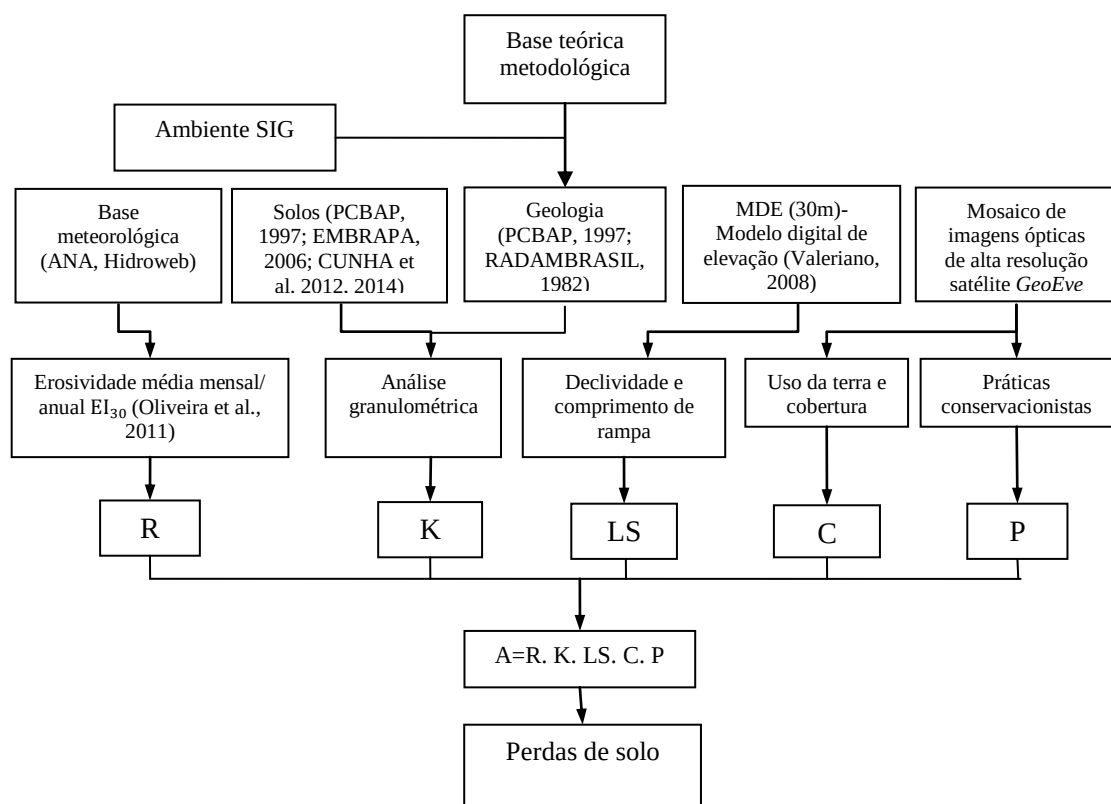


Figura 20- Fluxograma metodológico.

4.3.1.2 Fator chuva – erosividade (R)

Os valores de erosividade (R) para área de estudo teve como base os dados elaborados por Oliveira et al. (2012), que utilizaram séries históricas de três estações pluviográficas: Campo Grande (3 anos) , Dourados (8 anos) e Coxim (4 anos) e 109 estações pluviométricas (superior a 15 anos) para obtenção de equações de regressão entre o índice de erosividade EI_{30} e o coeficiente de chuvas

A obtenção da erosividade pelos referidos autores fundamentou-se no seguinte procedimento: somando-se os índices EI_{30} (WISCHMEIER, 1959) de todas as chuvas individuais e chuvas erosivas de cada mês, obteve-se a erosividade mensal das chuvas e a partir da soma dos valores mensais obteve-se a erosividade anual, cujo valor médio corresponde ao valor utilizado no Fator R da *RUSLE*. Para espacializar os valores de erosividade no Estado de Mato Grosso do Sul, Oliveira et al. (2012) utilizaram o método de interpolação por *krigagem* ordinária.

4.3.1.3 Fator solo - erodibilidade (K)

A intensidade de erosão de uma área qualquer pode ser influenciada em maior proporção pelo declive, características das chuvas, cobertura vegetal e manejo, do que pelas propriedades do solo. Alguns solos, contudo, são mais facilmente erodidos que outros, mesmo quando o declive, a precipitação, a cobertura vegetal e as práticas de controle de erosão são as mesmas (DISSMEYER e FOSTER, 1980). Essa diferença, devida às propriedades inerentes ao solo, é referida como erodibilidade do solo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1985).

As unidades de solos da bacia hidrográfica do córrego Indaiá foram delimitadas inicialmente por fotointerpretação de imagens ópticas dos satélites Landsat 5, *GeoEye* e fotografias aéreas da USAF (*United States Air Force*- 1966), onde, apoiando-se na observação das quebras de relevo e na rede de drenagem identificou-se as unidades fisiográficas da paisagem (CUNHA et al., 2012). O mapeamento foi elaborado com base no Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai- PCBAP (BRASIL, 1997), EMBRAPA (2009) e trabalhos de campo nos anos de 2012 e 2014.

Foram coletadas amostras de solos em 6 pontos ao longo da bacia para realização de análise granulométrica, possibilitando assim a identificação das suas características físicas, onde identificaram-se os valores de areia, silte e argila. A análise granulométrica do solo foi realizada em parceria com o laboratório de manejo e conservação do solo da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS- Aquidauana) seguindo os procedimentos

metodológicos descritos no manual de métodos de análise de solo (EMBRAPA, 1997), cujo método empregado foi o da pipeta.

O fator erodibilidade do solo (K) foi calculado pelo método indireto, para cada sub-horizonte, através da seguinte expressão (2) de *Bouyoucos* (HUDSON, 1982; BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990; MANNIGEL, 2002, CASTRO et al., 2011). Optou-se por esse método mais simples e rápido devido à ausência de informações sobre estrutura e permeabilidade que são utilizados no método *Namograph* (nomograma).

Eq.2

$$\text{Fator K} = \frac{\left(\frac{\% \text{ areia} + \% \text{ silte}}{\% \text{ argila}} \right)}{100}$$

Onde: Fator k= fator erodibilidade do solo ($\text{Mg ha ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$).

4.3.1.3.1 Carbono orgânico total (COT)

O carbono orgânico total (COT) foi determinado pela oxidação da matéria orgânica pelo dicromato de potássio, em meio sulfúrico, e titulado com sulfato ferroso amoniacal (YEOMANS e BREMNER, 1988).

4.3.1.4 Fator topográfico (LS)

A intensidade de erosão hídrica é grandemente afetada tanto pelo comprimento do declive quanto pelo seu gradiente. Estes dois efeitos, pesquisados e determinados separadamente, são representados na EUPS como fatores L (comprimento de rampa ou vertente) e S (declividade média da rampa ou vertente), respectivamente. Porém, para aplicação prática da RUSLE é considerado conjuntamente como um fator topográfico LS (RENARD et al., 1997).

Modelo de elevação digital (MDE), juntamente com dados de sensoriamento remoto e SIG pode ser utilizado com sucesso para permitir uma rápida e detalhada avaliação dos riscos de erosão (JAIN et al., 2001; SRINIVAS et al., 2002; KOULI et al., 2009). Oliveira et al. (2010) verificaram que o uso dos MDE's SRTM-90m e SRTM-30m podem ser utilizados como uma alternativa viável para o cálculo do fator topográfico (LS) em bacias hidrográficas, uma vez que os resultados provenientes de dados SRTM apresentam um grau de detalhamento maior do que os obtidos de cartas topográficas na escala de 1:100.000.

Em trabalho anterior, Fornelos e Neves (2007) obtiveram resultados semelhantes quando compararam produtos oriundos de SRTM e cartas topográficas concluindo que esta

diferença se deve ao maior detalhamento em áreas planas, tendo em vista que o refinamento dos dados SRTM para resolução de 30 m aumenta a discretização dos resultados, ocasionando a redução dos valores médios do fator topográfico.

O fator topográfico (LS) foi extraído a partir de dados interferométricos derivados da *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), interpolados para 30 metros pelo método da *Krigagem* (VALERIANO, 2008) quadrícula 20_57_ZN (GeoTIFF). Todas as etapas desde o processamento dos dados altimétricos até a obtenção das variáveis L e S foram desenvolvidas em ambiente *ArcMap 10®*, utilizando as extensões de análise espacial (*slope, hydrology e raster calculator*).

4.3.1.4.1 Processamento de dados SRTM

As falhas no Modelo Digital de Elevação (MDE) advindas dos dados interferométricos derivados da SRTM são denominadas *sinks*, que segundo Mendes e Cirilo (2001) se caracterizam por áreas rodeadas de elevações com valores de cotas superiores, semelhante a uma depressão. O preenchimento dessas pequenas depressões é o primeiro tratamento dado à matriz de altitudes.

De acordo com Wu (2008) as *sinks* ou depressões podem ser componentes reais do terreno, mas também podem ser oriundas de erros de digitalização, artefatos produzidos na interpolação dos MDE ou processo de reamostragem. Eles causam obstáculos no cálculo de direção de fluxo, levando a gerações imprecisas no acúmulo de fluxo.

Sendo assim, aplicou-se uma técnica simples para correção dessas pequenas depressões, através da função *fill* (disponível no *ArcMap 10®*) que leva em consideração a altitude da célula vizinha para preencher as *sinks*. Deve-se salientar que esse procedimento foi realizado no MDE antes de estudos de cálculos de fatores topográficos.

4.3.1.4.2 Fator L (Desmet e Govers, 1996)

O fator L foi obtido por meio do cálculo que considera a área de contribuição superficial por unidade de largura. Assim, é calculado por meio da divisão da área de contribuição pela largura ao longo do fluxo que pode passar dentro de uma célula. Essa largura depende da direção do fluxo e é calculada utilizando o aspecto de direção (DESMET e GOVERS, 1996), conforme descrito na Equação 3.

Eq.3

$$L(i,j) = \frac{(A(i,j)+D^2)^{m+1} - A(i,j)^{m+1}}{x^m * D^{m+2} * (22,13)^m}$$

Onde:

$L(i,j)$ = fator de comprimento de vertente de uma célula com coordenadas (i,j) ;

$A_{i,j}$ = área de contribuição de uma célula com coordenadas (i,j) (m^2);

D = tamanho da grade de células (m);

$X_{i,j}$ = valor da direção do fluxo;

m = coeficiente dependente da declividade.

22,13 = tamanho padrão da parcela USLE (WISCHMEIER e SMITH, 1978) e RUSLE (RENARD et al., 1997).

4.3.1.4.3 Fator S Algoritmo (McCool et al., 1987, 1989)

O algoritmo desenvolvido por McCool et al. (1987, 1989), que também é utilizada na RUSLE (RENARD et al., 1997), foi aplicado para obtenção do fator topográfico. Assim, os valores do expoente (m) são calculados conforme Equação 4.

Eq.4

$$m = \beta / (1 + \beta)$$

Onde β é o quociente entre a erosão em sulcos e entressulcos podendo ser calculado conforme Equação 5 (MCCOOL et al., 1989).

Eq.5

$$\beta = (\sin \theta / 0,0896) / [3(\sin \theta)^{0,8} + 0,56]$$

A inclinação do declive (S) foi calculada de acordo com McCool et al. (1987), (Eq. 6).

Eq.6

$$SM = 10,8 \sin \theta + 0,03 \quad (S < 9\%)$$

$$SM = 16,8 \sin \theta - 0,50 \quad (S \geq 9\%)$$

Onde: θ = ângulo em graus da encosta.

4.3.1.5 Fator uso, manejo (C) e práticas conservacionistas (P)

Fator uso e manejo do solo (C) é a relação esperada entre as perdas de solo de um terreno cultivado em dadas condições, e as perdas correspondentes desse terreno mantido continuamente descoberto e cultivado (BERTONI e LOMBARDI, 1985; SILVA et al., 2012).

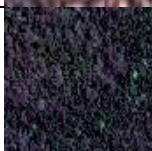
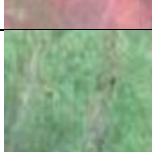
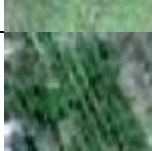
O mapeamento de uso da terra e cobertura vegetal foi elaborado segundo procedimentos metodológicos descritos por Jensen (2009), Novo (2010), Moreira (2011) e Cunha et al. (2012), que utilizam como base imagens de alta resolução espacial e técnicas de interpretação visual de imagens. Os procedimentos foram divididos em cinco etapas: 1ª captura das imagens ópticas de alta resolução (satélite *GeoEye*, agosto de 2012) no *ArcMap 10® Online*; 2ª Mosaico das cenas no *Global Mapper 13.2®*; 3ª Elaboração da chave de interpretação; 4ª Análise; interpretação, vetorização e identificação das classes de uso e cobertura vegetal em ambiente *ArcMap 10* e 5ª validação do mapeamento.

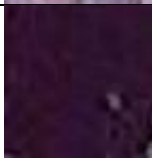
1ª) As etapas percorridas foram as seguintes: *ADD data from ArcGIS Online*> Digitar *Bing Maps Aerial* e adicionar.> *File>Export Map>Format*>habilitar *Write GeoTIFF Tags* (os parâmetros de georreferenciamentos foram inseridos nas imagens), para o recobrimento da área da bacia hidrográfica foram necessárias 119 cenas com resolução espacial de 0,63 metros, salvas no formato GeoTIFF, na escala de 1:5.000.

2ª) Gerou-se um mosaico das cenas convertidas e registradas no sistema de coordenadas Universal Transversa de Mercator (UTM), fuso 21S e Datum WGS84 no software *Global Mapper 13.2®*.

3ª) Elaborou-se ainda uma “Chave de Interpretação” (Quadro 2) através das características de imagem no processo de extração de informação tais como: textura, forma e localização, que posteriormente subsidiaram a análise, interpretação e classificação das unidades de uso da terra e cobertura vegetal.

Uso e cobertura vegetal	Imagem	Textura	Forma	Localização
Cerradão		Rugosa	Regular e irregular	Encontra-se em áreas de reserva remanescente e reserva legal.
Mata ciliar		Média rugosa	Irregular	Entre áreas de pastagem e áreas úmidas.

Mata galeria		Média rugosa	Irregular	Predomina entre Cerrado sentido restrito e Cerradão, ao longo do córrego cabeceira Cambota.
Cerrado sentido restrito (<i>stricto sensu</i>)		Rugosa	Irregular	Localiza-se próximo ao córrego cabeceira Cambota.
Floresta estacional semidecidual		Média rugosa	Irregular	Localiza-se próximo ao córrego da Mata.
Floresta estacional decidual		Média rugosa	Irregular	Localiza-se nas áreas mais elevadas, morro e morrote.
Veredas		Rugosa	Irregular	Encontra-se praticamente ao longo de toda rede de drenagem, associada com os campos gramíneos úmidos.
Campos gramíneos úmidos		Lisa	Irregular	Encontra-se praticamente ao longo de toda rede de drenagem, associada às áreas de veredas e mata ciliar.
Vegetação secundária		Média rugosa	Regular e irregular	Vegetação localizada nas áreas loteadas próximas a estradas.
Pastagem com terraço		Lisa	Regular	Distribuída ao longo de toda bacia.
Pasto sujo (degradado)		Lisa	Regular	Localiza-se ao longo de toda bacia.
Solo exposto (áreas agrícolas)		Lisa	Regular	Encontra-se ao longo da bacia, mais precisamente nos lotes do complexo de assentamento.
Agricultura de subsistência		Lisa	Regular	Distribui-se ao longo da bacia, mais precisamente nos lotes do complexo de assentamento.
Eucalipto		Média rugosa	Regular	Localiza-se em apenas três lotes.

Área construída		Lisa/média	Regular	Encontra-se nas áreas loteadas.
Processos erosivos		Média rugosa	Irregular	Localizam-se ao longo do córrego Água Limpa, próximo a nascente do córrego Jacuba e alto curso de um dos tributários do córrego da Mata.
Área queimada		Lisa/média	Regular	Encontra-se em áreas loteadas.
Corpos d'água		Lisa	Irregular	Localiza-se nos córrego Água Limpa, Cabeceira Comprida, afluente do córrego da Mata, ambas associadas a represamento do canal.
Solo exposto (estradas e outras áreas)		Lisa	Regular	Encontra-se em toda área da bacia.

Quadro 1-Chave de interpretação. Fonte: Adaptado de Cunha et al. (2012).

4ª) A vetorização, a diferenciação dos objetos e a extração das informações foram realizadas por meio da utilização de métodos que se apoiaram no processo de extração de informações pelo método da interpretação visual, utilizando como base a chave de interpretação (descrita anteriormente). O mapeamento de uso da terra e cobertura vegetal foi elaborado na escala de 1:5.000 e publicado na escala 1:50.000, dividido em 19 classes.

5ª) A validação do mapeamento foi realizada através de trabalho de campo (verdade terrestre) por meio da observação local com registro fotográfico do uso e cobertura da terra e registro das coordenadas via receptor GNSS modelo *Mobile Mapper 120* (resolução horizontal $\cong 1$ metro). Posteriormente confrontou-se com as classes mapeadas para avaliar a acurácia global e o índice Kappa.

O fator P é a relação entre a intensidade de perdas de terra com determinada prática conservacionista e aquelas quando a cultura está plantada no sentido do declive (morro abaixo). As práticas conservacionistas mais comuns para as culturas anuais são: plantio em

contorno, plantio em faixas de contorno, terraceamento e alternâncias de capinas (BERTONI e LOMBARDI, 1985). Os valores do fator C e P utilizados para aplicação da RUSLE na área de estudo foram adaptados de Wischmeier e Smith (1978), USDA Handbook No. 282 (1981), Bertoni e Lombardi (1985), Canga (1995), Renard et al. (1997), Yang et al. (2003), Vezina et al. (2006), Pham (2007) e Galdino (2012).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Fator erosividade (R)

O valor de erosividade média anual encontrada para a região da bacia hidrográfica do córrego Indaiá foi de $8953 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Comparando valores de erosividade em escala regional os resultados médios obtidos por Oliveira (2012) para o Estado de Mato Grosso do Sul ($9318 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), Galdino (2012) para bacia do Alto Taquari ($7442 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e numa escala local (distância de 50 km entre as bacias) com valores encontrados por Oliveira (2011) para a bacia hidrográfica do córrego Salobra ($9872 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) pode-se afirmar que a área de estudo apresenta grau de erosividade próximo à média regional.

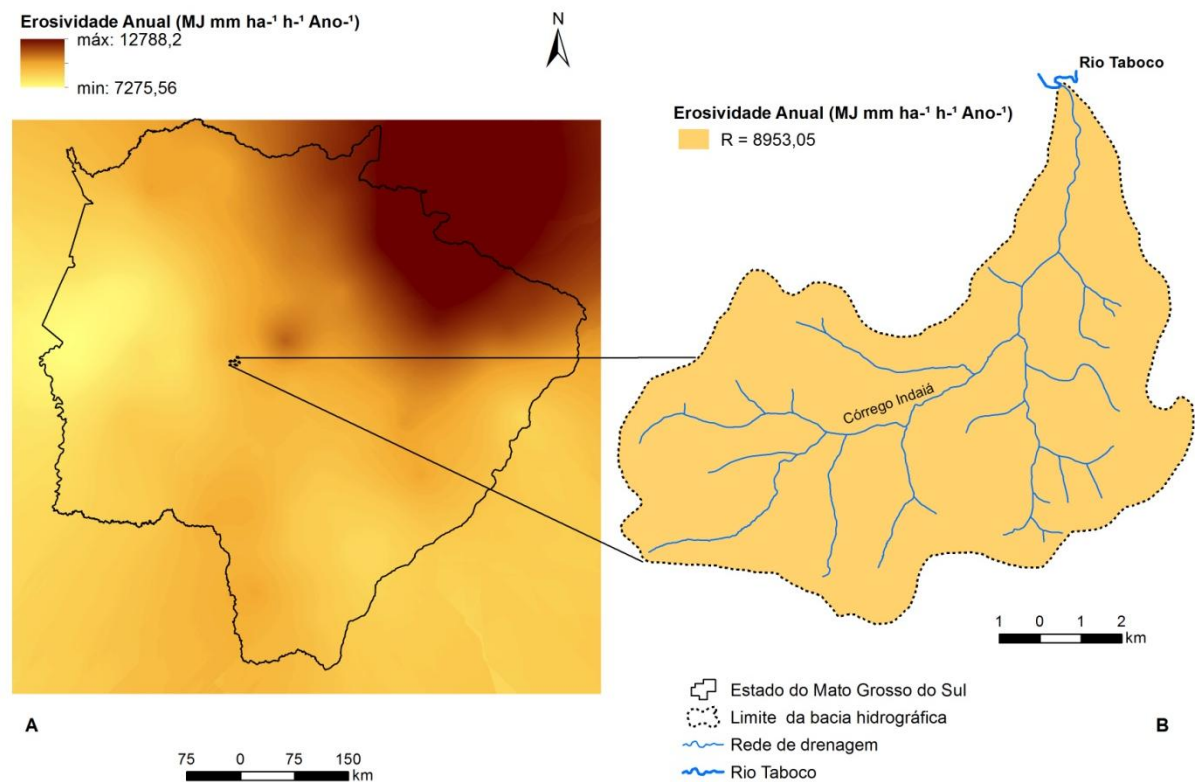


Figura 21- Espacialização de erosividade no Estado de Mato Grosso do Sul (a) (adaptado de Oliveira 2012) e valor do fator R da área de estudo (b).

A Figura 21 ilustra a distribuição espacial dos valores de erosividade no estado de Mato Grosso do Sul e respectivamente o valor do fator R para a bacia hidrográfica do córrego Indaiá.

5.2 Fator erodibilidade (K)

Os valores de erodibilidade são referentes à média encontrada para cada tipo de solo nos pontos de coleta (Figura 22a). Não foram realizadas coletas nas áreas onde ocorrem presença de Neossolos Litólicos e afloramento rochoso, todavia os valores do fator K foram adaptados sendo 0,1129. A Tabela 1 apresenta tipos de solos, pontos de coleta, valores de areia, silte, argila, matéria orgânica e estimativa da erodibilidade dos solos.

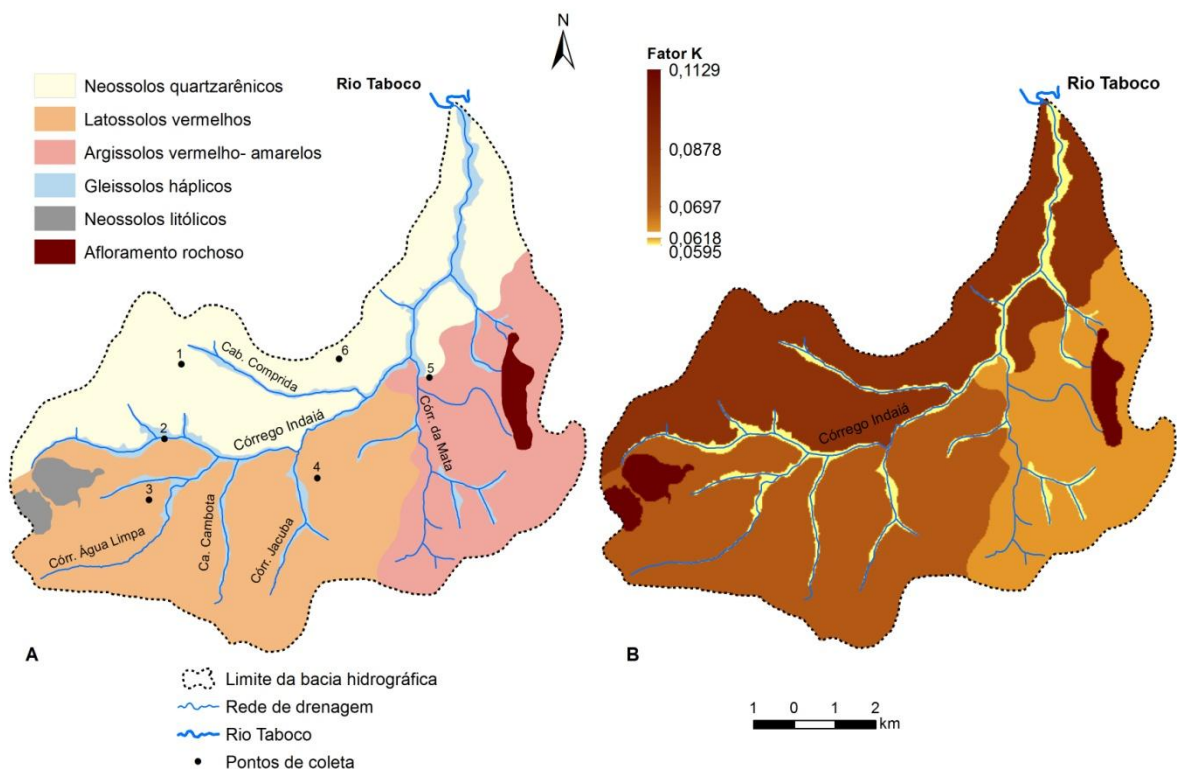


Figura 22- Distribuição espacial dos solos e pontos de coletas (a); Representação dos valores de erodibilidade (b).

A Figura 22b mostra a representação espacial da erodibilidade, a qual variou de 0,0595 a 0,1129 $\text{Mg ha}^{-1} \text{MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$. Analisando os valores encontrados do fator K verificou-se que os Neossolos Litólicos apresentam maior tendência a erodibilidade, todavia ocupam apenas 1,97% da área de estudo. Neste sentido, considerando as suas características a alta erodibilidade, ampla variação de fertilidade, pequena profundidade efetiva, presença de impedimentos à mecanização e de pedregosidade, os referidos solos requerem um criterioso

manejo e maior atenção sob o aspecto conservacionista (MARGOLIS et al., 1985; SILVA e SILVA, 1997; ALHO et al., 2007).

Tabela 1-Pontos de coleta, valores (%) de areia, silte, argila e fator K.

Tipos de solos	Pontos	Areia %	Silte %	Argila %	Fator K
Neossolos Quartzarênicos	P1	82,92	8,90	8,18	0,0878
Gleissolos Háplicos	P2	75,83	9,71	14,46	0,0595
Latossolos Vermelhos	P3	85,02	2,63	12,35	0,0697
Latossolos Vermelhos	P4	55,26	29,19	15,55	0,0697
Argissolos Vermelho	P5	81,18	6,34	12,49	0,0618
Neossolos Quartzarênicos	P6	84,89	1,36	13,75	0,0878

Os Neossolos Quartzarênicos (31,96%) apresentam alta erodibilidade, caracterizada pela elevada fração areia, baixos teores de argila e matéria orgânica (Tabela 1). Resultados encontrados por Castro et al. (2011) para áreas agricultáveis no estado de Goiás e Vale Junior et al. (2009) evidenciam a alta tendência à erosão, esta pode estar associada à menor capacidade de coesão entre as partículas do solo, uma vez que sua textura é rica em areia.

Os Gleissolos Háplicos (7,35%) são solos menos susceptíveis à erosão quando comparados aos demais encontrados na bacia. Entretanto, apresentam-se com alta propensão a erosão devido a vários fatores como: composição mineralógica, localização (ocorre nas planícies de inundação e nascentes), elevado teor de areia, baixo teor de matéria orgânica (Tabela 1). Para Sousa e Lobato (2007) por estarem em locais úmidos, conservadores de água, não se recomenda sua utilização para atividades agrícolas, principalmente, nas áreas que ainda estão intactas e nas nascentes dos cursos de água. Além disso, solos com horizonte glei por desenvolverem-se geralmente em planícies aluviais estão sujeitos a inundações e apresentam forte limitação ao tráfego durante os períodos chuvosos (OLIVEIRA, 2008).

Os solos com média erodibilidade como Latossolos Vermelhos e Argissolos Vermelho-Amarelos correspondem a 57,27% da área da bacia. São solos desenvolvidos e profundos, entretanto, apresenta baixa fertilidade devido o material de origem (arenitos da Formação Furnas e Aquidauana), (BRASIL, 1982).

5.3 Carbono orgânico total (COT)

Os teores médios de carbono orgânico total (COT) são apresentados na Tabela 2, os quais foram influenciados pelo relevo e cobertura vegetal. Uma pequena variação do relevo pode influenciar na taxa de decomposição do material orgânico e ciclagem dos nutrientes devido à variação de temperatura e umidade do solo ao longo da paisagem (LUIZÃO et al., 2007; TOLEDO, 2009).

Tabela 2- Cobertura vegetal, relevo e teor de carbono orgânico total.

Pontos	Cobertura vegetal	Relevo*	Carbono orgânico total (g kg ⁻¹)*
P1	Gramíneas exóticas	Ondulado	11,92
P2	Gramíneas nativas	Plano	6,41
P3	Gramíneas exóticas	Suave ondulado	18,70
P4	Floresta Estacional Semidecidual	Suave ondulado	29,26
P5	Gramíneas exóticas	Suave ondulado	10,56
P6	Gramíneas exóticas	Suave ondulado	11,76

*Teores médios de três amostras por ponto de coleta;*classificação segundo EMBRAPA (1979).

O menor teor de COT (6,41 g kg⁻¹) foi encontrado na área de planície fluvial (P2), onde a vegetação é composta predominantemente por gramíneas nativas (capim- rabo-de-burro). O baixo teor de COT foi influenciado diretamente pela dinâmica de inundação dessas áreas (solos permanecem alagados durante o ano todo) e o alto nível do lençol freático. Segundo Santos (2012) a proximidade com o lençol freático e a diminuição do nível de oxigênio reduz a ação dos micro-organismos e consequentemente a taxa de decomposição do material orgânico nessas áreas alagadas.

Os valores intermediários de COT foram encontrados nas áreas de pastagem (P1, P3, P5 e P6), conforme demonstra a Tabela 2. Comparando com a vegetação florestal o estoque de carbono orgânico é inferior (50% menor). Observa-se que a diferença é devido o grau de degradação da pastagem e a falta de manejo adequado.

Alguns trabalhos demonstraram que pastagens cultivadas e manejadas no cerrado (SILVA et. al., 2004; ROSENDO e ROSA, 2012; ROSA et al., 2014) e florestas nativas (COSTA et al., 2009) possuem estoques de carbono iguais ou até mesmo superiores aos apresentados pelas diferentes fitofisionomias, devido a um maior acúmulo de biomassa proporcionado pelo sistema radicular das gramíneas que é desenvolvido e bem distribuído em área de pastagem.

Entretanto, se as pastagens estão degradadas, produzem menores quantidades de serrapilheira, matéria orgânica e biomassa nos solos, como verificado na bacia do Indaiá e também relatado em outros trabalhos (D'ANDRÉA et al., 2002; CARDOSO et al., 2009). Cardoso et al. (2010) ao estudarem estoque de carbono sob floresta nativa e pastagem no Bioma Pantanal verificaram que a ausência de reposição de nutrientes e a falta de correção da acidez do solo nas áreas pastejadas são fatores que podem contribuir também para a exaustão da fertilidade do solo e, por conseguinte, da matéria orgânica, o que levaria a perdas substanciais de CO₂ do solo.

O teor médio mais elevado (29.26 g kg^{-1}) de COT foi encontrado na área de Floresta Estacional Semidecidual (P4). Neste caso observa-se maior capacidade de ciclagem de nutrientes, em virtude do sistema radicular permanente e profundo que absorve elementos de camadas subsuperficiais, retornando-os à superfície pela deposição de serrapilheira (HAAG, 1985). Resultados encontrado por Stürmer et al. (2011) demonstram que a composição da serrapilheira acumulada na superfície proporciona maior entrada de carbono orgânico no solo da camada de 0-5 cm.

O crescimento vegetativo, maior índice de biomassa e proteção oferecida pela vegetação florestal contra a erosão é certamente um dos principais fatores que explicam a diferença entre os teores de COT da vegetação florestal e demais coberturas vegetais da unidade de estudo.

5.4 Fator topográfico LS

O mapeamento da declividade (Figura 23a) apresenta-se como uma importante característica de análise de uma bacia hidrográfica. A declividade foi avaliada de acordo com a proposta de classificação da EMBRAPA (1979), conforme demonstra a Tabela 3.

Tabela 3- Classes de declividade (EMBRAPA, 1979), tipo de relevo e quantificação de área.

Classes de declividades	Relevo	Área (ha)	%
0% a 3%	Plano	1449,07	15,32
3% a 8%	Suave	6660,33	70,39
8% a 20%	Suave ondulado	1298,23	13,72
20% a 45%	Ondulado	46,72	0,49
Acima de 45%	Montanhoso	7,22	0,08
Total		9461,57	100

Observando a Tabela 3 indentifica-se o predomínio de um relevo suave (70,39%) na unidade estudada, caracterizada por colinas convexas. Bueno et al. (2011) verificaram que as formas de relevo suave apresentam escoamento superficial muito lento, não favorecendo a erosão hídrica. No entanto, Cunha et al. (2013) ao estudarem a geomorfologia da bacia do córrego Indaiá observaram que estas formas de relevo estão sustentadas sobre as Formações Furnas e Aquidauana (BRASIL, 1982), em essência constituída por arenitos de granulação média. Os processos de infiltração são favorecidos pela constituição litológica dessas unidades, as quais, proporcionam uma baixa densidade de drenagem e maior alongamento da bacia, no entanto, a atual situação da área de estudo (pouca cobertura vegetal, compactação do solo) tem facilitando o escoamento superficial das águas pluviais, por consequência favorece o desenvolvimento de processos erosivos.

As áreas planas (0-3%) estão localizadas na planície fluvial, enquanto que as inclinações mais acentuadas superiores 20% compreendem apenas 0,57% da bacia e, ocorrem à oeste, nas áreas onde o relevo apresenta formas fortemente onduladas, representadas por morrote e morro (CUNHA et al., 2013), constituindo uma área propensa a erosão.

Para Villela e Mattos (1975) a declividade relaciona-se com a velocidade em que se dá o escoamento superficial, afetando, portanto, o tempo que leva a água da chuva para concentrar-se nos leitos fluviais que constituem a rede de drenagem das bacias, sendo que os picos de enchente, infiltração e susceptibilidade para erosão dos solos dependem da rapidez com que ocorre o escoamento sobre o terreno da bacia.

Neste sentido é essencial a compreensão da distribuição da inclinação do relevo, uma vez que ela fornece informações para o planejamento e mecanização da agricultura, planejamento de estruturas de engenharia, práticas conservacionistas entre outros (SREEDEVI et al., 2005; 2009).

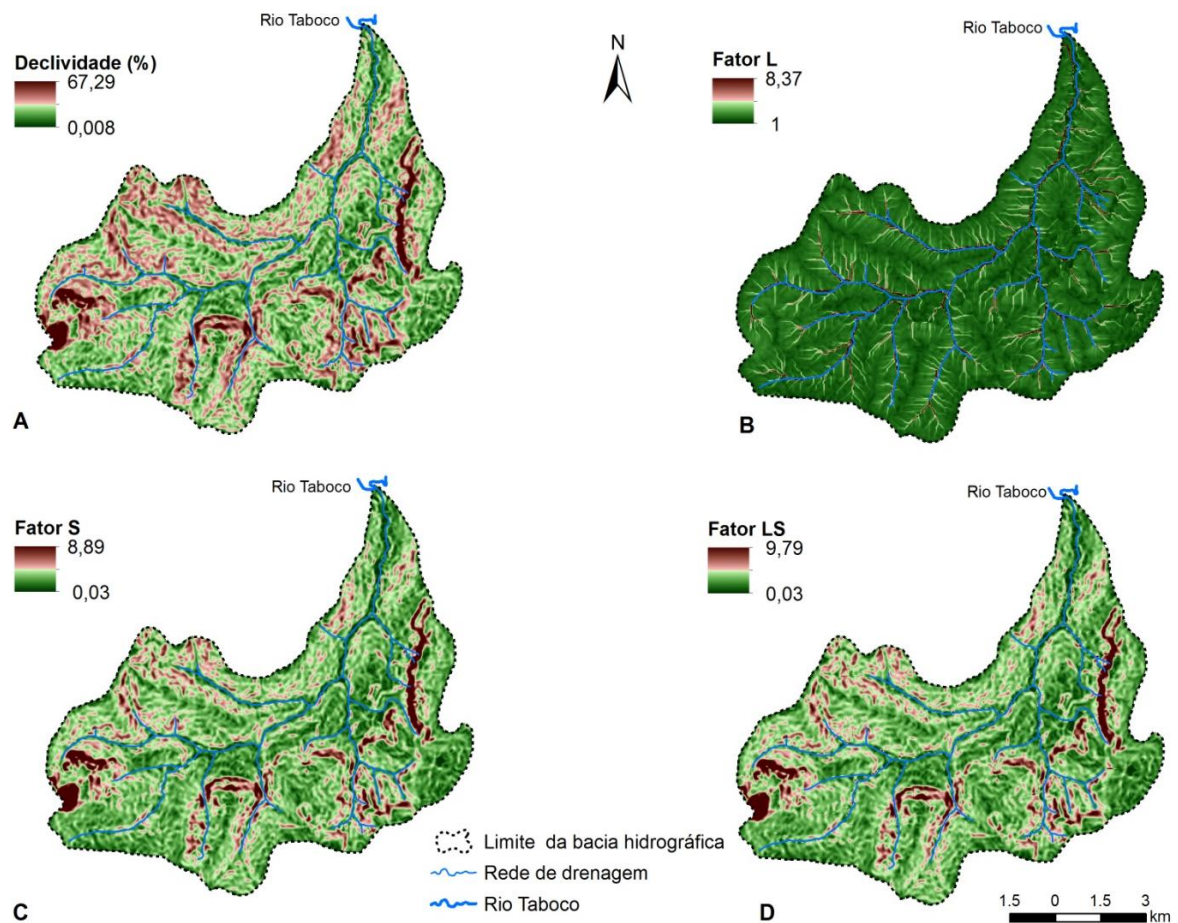


Figura 23- Distribuição da declividade (a); Fator L (b); Fator S (c); Representação espacial do Fator LS (d).

O fator topográfico para a unidade de estudo (Figura 23d) variou de 0,03 a 9,79, com valor médio de 0,67. Segundo Coutinho et al. (2014) o fator LS é bastante significativo nas aplicações de perda de solo, uma vez que é originado de fatores que condicionam o escoamento superficial e desenvolvimento de processos erosivos.

Ao observar a espacialização da declividade (Figura 24a) e fator LS (Figura 24d) verificou-se que as áreas com baixas inclinações e com baixos valores de fator topográfico ocorrem ao longo de toda bacia. Enquanto que as áreas com declive acentuado (>20%) estão localizadas a leste e extremo oeste, com valores de declividade superiores aos resultados do fator LS. Essa diferença é devida a convergência do relevo e fluxo acumulado (MINELLA, 2010; COUTINHO et al., 2014), no entanto Oliveira et al. (2010) relacionam com a equação da RUSLE (RENARD et al., 1997) que contempla áreas com declive superior a 9%.

Os resultados da relação entre declividade e fator topográfico corroboram com os obtidos por Silva et al. (2003) que utilizaram o método de Desmet e Govers (1996) no cálculo automático do fator LS na bacia do Paracatu com suporte de SIG, e de Oliveira et al. (2010) que analisaram a influência da declividade sobre o fator LS e Coutinho et al. (2014) em estudo na bacia do rio da Prata.

5.5 Potencial natural de erosão (PNE)

A integração dos fatores erosividade (R), erodibilidade (K) e fator topográfico (LS) possibilitou espacializar a distribuição do Potencial Natural de Erosão (PNE) na bacia hidrográfica do córrego Indaiá (Figura 24).

O valor de potencial natural de erosão (PNE) para área de estudo variou entre 16 e 9897,5 $\text{Mg h}^{-1} \text{ano}^{-1}$, com média de 465,40 $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$. Os resultados indicaram que pouco mais da metade da área (50,61%) da bacia apresenta PNE entre 0 e 400 $\text{Mg h}^{-1} \text{ano}^{-1}$.

Os valores entre 200 e 800 $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ que são classificados na faixa de alto a muito alto potencial natural de erosão (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999) predominam em 79,95% da unidade de estudo. A partir da espacialização do PNE (Figura 24) verificou-se que esses valores ocorrem principalmente nas áreas (margem esquerda do córrego Indaiá) onde se desenvolvem Neossolos Quartzarênicos. Estes por sua vez são caracterizados pela alta susceptibilidade a erosão, devido o elevado teor de areia em sua composição (EMBRAPA, 2013). Resultados semelhantes (78,8% de associação entre Neossolos Quartzarênicos e elevado PNE) foram encontrados por Galdino (2012) em estudo de perda de terra em solos arenosos na bacia hidrográfica do Alto Taquari. Nota-se que a alta erodibilidade dos Neossolos Quartzarênicos influenciou diretamente na distribuição desses valores.

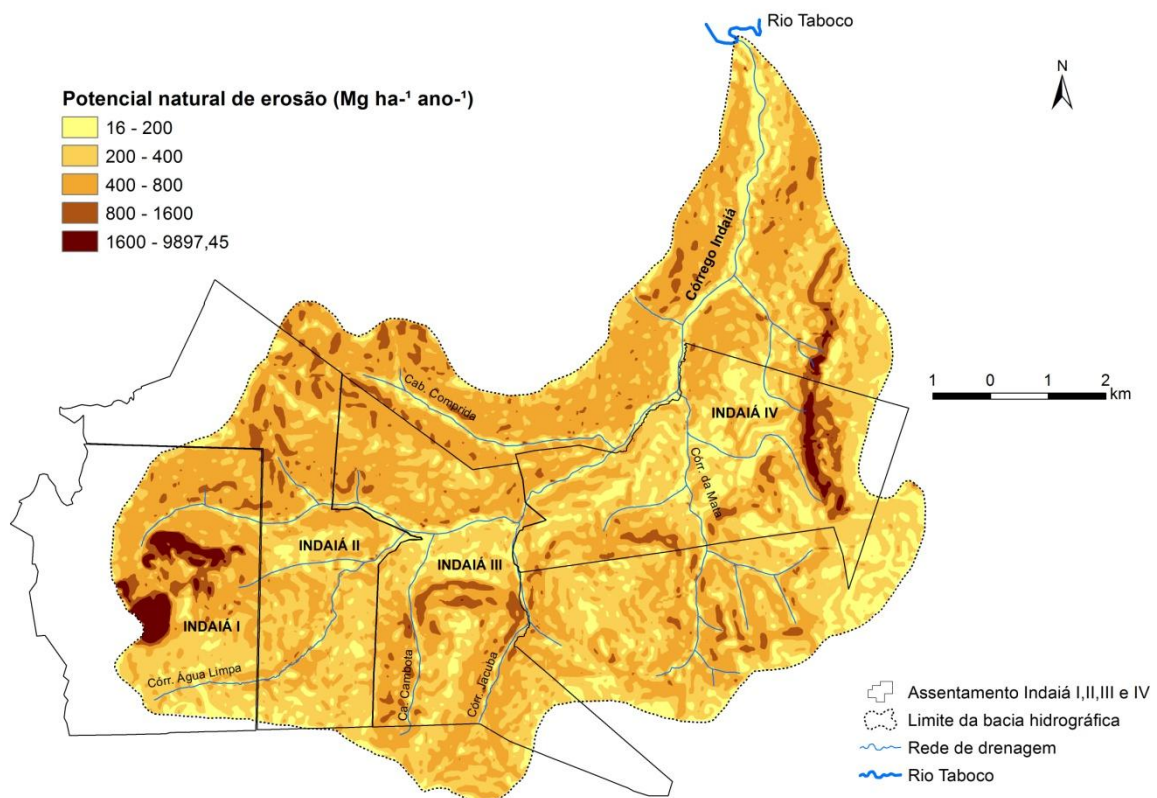


Figura 24- Potencial Natural de Erosão (PNE) da bacia e limites do complexo de assentamentos Indaiá.

Entretanto, a classe de PNE classificada como extremamente alta (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999), cujos valores são superiores $800 \text{ Mg h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (6,95%) ocorrem nas áreas de relevo ondulado e montanhoso, caracterizado pelas colinas convexas (inclinações superiores a 20%), morrote e morro de topo convexo, associado a solos (Neossolos Litólicos) altamente erodíveis, pouco desenvolvidos e rasos, vindo confirmar a influência do fator topográfico e erodibilidade na distribuição geográfica dos altos valores de PNE nessas áreas. O fator erosividade (R) por ser uma constante ($8953,05 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) não influenciou nos valores de PNE.

Considerando os valores do PNE (Tabela 4) para os setores do Complexo de Assentamento Indaiá (Indaiá I, II, III e IV), verificou-se que os maiores potenciais de perdas ocorrem no assentamento Indaiá I, variando de 16 e 9897,45 Mg ha⁻¹ano⁻¹, onde os valores superiores a 800 Mg h⁻¹ ano⁻¹ correspondem a 45%. Na sequência o Indaiá IV com perdas que alcançam 6234,88 Mg ha⁻¹ano⁻¹, onde predominam valores entre 200 e 800 Mg ha⁻¹ano⁻¹ em 71%. Ambos os Assentamentos (Indaiá I e IV) sofrem influência significativa da inter-relação relevo (LS) e solo (K). Os valores menores de perda (inferiores a 2300 Mg ha⁻¹ano⁻¹) ocorrem

no Indaiá II e III, entretanto predominam perdas entre 200 e 800 Mg ha⁻¹ano⁻¹, o que correspondem 83,25% e 71,06, respectivamente.

Tabela 4- Valores de PNE para os setores do complexo de assentamento Indaiá.

Assentamento	Indaiá I		Indaiá II		Indaiá III		Indaiá IV	
	Área							
PNE Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
16 e 200	72,65	6,93	120,76	9,93	143,75	9,97	308,55	19,88
200 e 400	172,26	16,44	523,04	42,99	522,62	36,24	661,63	42,62
400 e 800	328,42	31,35	513,52	42,21	678,01	47,01	441,52	28,44
800 e 9897,45	474,26	45,27	59,39	4,88	97,74	6,78	140,71	9,06
Total	1047,59	100	1216,71	100	1442,12	100	1552,41	100

Pedro e Lorandi (2004) ressaltaram que apesar de suas limitações, a espacialização do potencial natural de erosão (PNE) pode ser utilizada em tomadas de decisões relativas ao uso do solo, pois permite identificar áreas que devem ser monitoradas principalmente do ponto de vista dos processos erosivos.

A partir da estimativa do PNE e análise dos valores encontrados, pode-se constatar que a região onde se localiza o complexo de assentamento Indaiá é potencialmente susceptível à erosão. Neste sentido, devem-se trazer à atenção dos assentados, autoridades locais (planejadores e gestores) tendo em vista a necessidade de planejamento do uso da terra através de sistemas de manejos conservacionistas e gestão dos recursos naturais de forma adequada.

5.6 Fatores uso e manejo (C) e práticas conservacionistas(P)

Entre os fatores que explicam a intensidade da erosão, a cobertura vegetal e uso da terra são considerados os mais importantes, superando a intensidade da chuva e declividade do terreno (THORNES, 1990; KOSMAS et al., 1997; WAINWRIGHT e THORNES, 2004; GARCÍA-RUIZ, 2010). Os fatores uso, manejo e práticas conservacionistas estão relacionados diretamente com o uso da terra e cobertura vegetal. Neste sentido, o tipo de cobertura vegetal é determinante para a definição dos valores dos fatores C e P do modelo *RUSLE*.

Assim, a partir da interpretação visual de imagem de alta resolução obteve-se 19 classes de uso da terra e cobertura vegetal na bacia do córrego Indaiá (Figura 25). A Tabela 5 apresenta as classes mapeadas, quantificação de área e seus respectivos valores estimados dos fatores C e P.

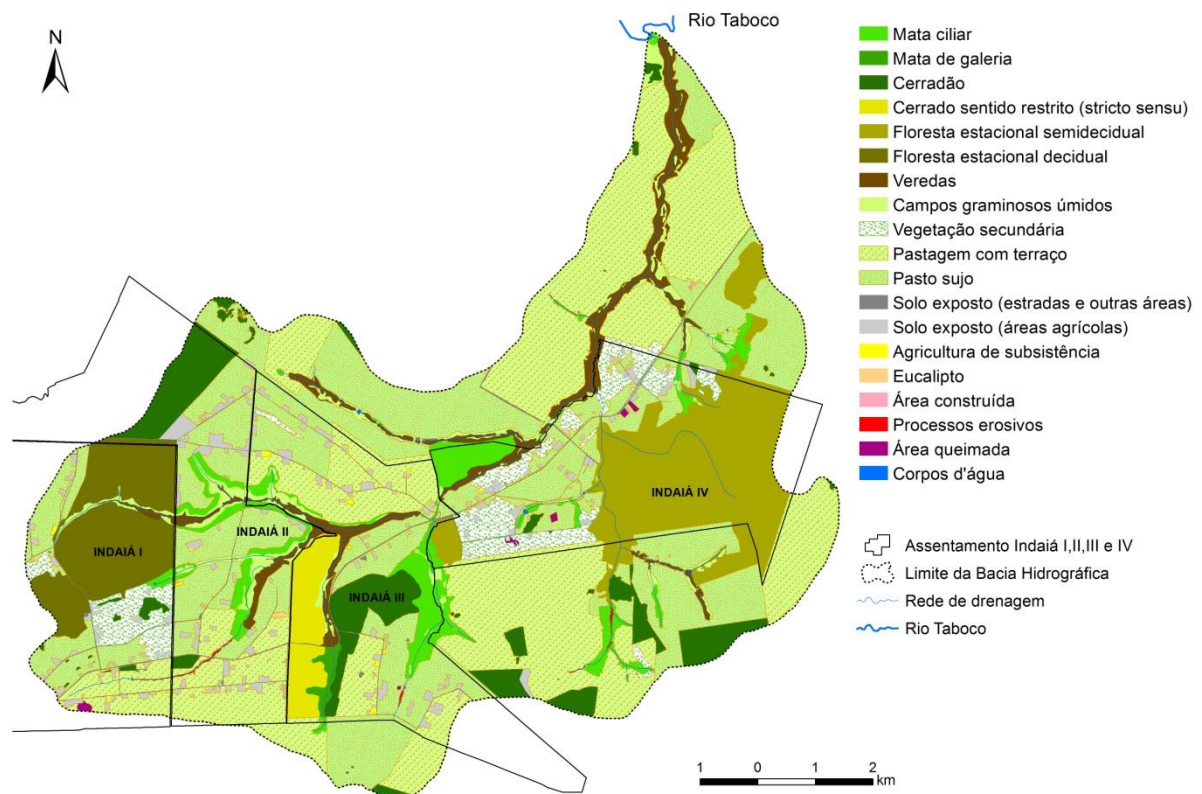


Figura 25- Espacialização das classes de uso da terra e cobertura vegetal na bacia hidrográfica do córrego Indaiá.

A Tabela 5 retrata o predomínio de pastagem em 58,31% da área da bacia, dos quais 29,92% são ocupados por pasto com terraços (Figura 26a) e 28,39% de pasto degradado (Figura 26b). A pastagem com terraços encontra-se distribuída desde as nascentes do córrego Água Limpa e Cabeceira Comprida (assentamentos Indaiá I e II) até próximo à foz do córrego Indaiá com o rio Taboco, onde se localiza a fazenda Rancho Grande propriedade que tem como atividade econômica a pecuária.

A prática com terraços foi implementada pelo proprietário da antiga fazenda Indaiá (área onde se localiza atualmente o complexo de assentamento Indaiá) como medida mitigadora com objetivo de reduzir a velocidade do escoamento superficial e facilitar na infiltração das águas pluviais, na busca de diminuir o avanço dos processos erosivos principalmente no córrego Água Limpa, outra medida verificada *in situ* foi à construção de cercas ao longo do canal para evitar o pisoteio do gado.

Tabela 5- Classes de uso da terra e cobertura vegetal, quantificação de área e os valores de uso e manejo.

Uso da terra e cobertura vegetal	Área (ha)	%	C	P
Cerradão	553,02	5,84	0,001	0,8
Mata Ciliar	415,31	4,39	0,0004	0,8
Mata Galeria	26,42	0,28	0,0004	0,8
Cerrado Sentido Restrito (<i>stricto sensu</i>)	182,55	1,93	0,002	0,8
Floresta Estacional Semidecidual	917,78	9,69	0,003	0,8
Floresta Estacional Decidual	510,03	5,39	0,003	0,8
Veredas	361,14	3,81	0,038	1
Campos gramíneos úmidos	222,11	2,35	0,038	1
Vegetação Secundária	409,93	4,33	0,250	1
Pastagem com terraços	2832,66	29,92	0,0160	0,5
Pasto sujo (degradado)	2687,85	28,39	0,0160	1
Solo exposto (estradas e outras áreas)	71,11	0,75	1	1
Solo exposto (áreas agrícolas)	240,00	2,53	1	1
Agricultura de subsistência	10,22	0,11	0,22	0,9
Eucalipto	2,91	0,03	0,005	1
Área construída	1,94	0,02	1	1
Processos erosivos	9,31	0,10	1	1
Área queimada	10,09	0,11	1	1
Corpos d'água	3,55	0,04	0.0	1
Total	9467,91	100		1

Fonte: Adaptado de Wischmeier e Smith (1978); USDA Handbook No. 282 (1981); Bertoni e Lombardi (1985); Canga, (1995); Renard et al. (1997); Yang et al. (2003); Vezina et al. 2006; Pham, 2007; Galdino (2012).

Resultados encontrados por Cunha et al. (2013) apontam que as áreas de pasto degradado são encontradas a sudoeste da bacia, entretanto a partir do atual mapeamento, mais detalhado, pode-se afirmar que essas áreas encontram-se distribuídas ao longo de toda área de estudo. A pastagem degradada é caracterizada pela ação evolutiva de perda de vigor e produtividade forrageira, sem possibilidade de recuperação natural, que afeta a produção e o desempenho animal e culmina com a degradação do solo e dos recursos naturais em função de manejos inadequados. Causada por diversos fatores, dentre eles, escolha inadequada da espécie forrageira, falta de adubação de manutenção e manejo da pastagem inadequado (MACEDO, 2000).

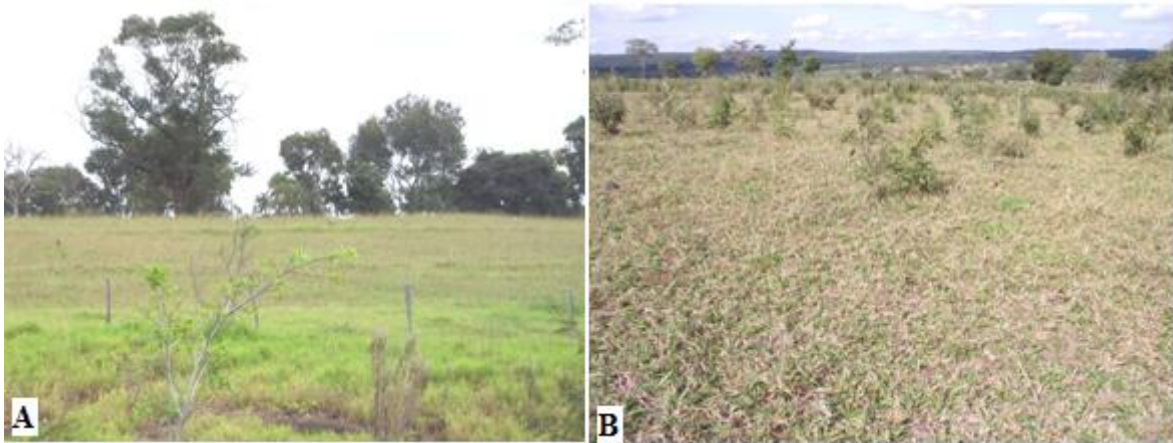


Figura 26- Pastagem com terraços próximos as margens do córrego Água Limpa (a), pasto sujo degradado ao longo da bacia (b).

Além da pastagem foram mapeadas outras classes que sofrem influência da ação antrópica (Figura 27): solo exposto em estradas (0,75%), solo exposto em áreas agrícolas (2,53%), agricultura de subsistência (0,11%), eucalipto (0,03%), áreas construídas (0,02%) e processos erosivos (0,10%), área queimada (0,11%) e corpos d'água (0,04%).



Figura 27- Solo exposto em estradas (A), solos exposto em áreas agrícolas (B), agricultura de subsistência (C), Eucalipto (D), áreas construídas (E), processos erosivos (F), áreas queimadas

(G) e corpos d'água caracterizados por pequenas represas (H) construídas irregularmente nos córregos e açudes (I).

As áreas de vegetações nativas (Figura 28) estão relacionadas às formações fitofisionômicas do bioma Cerrado caracterizadas pelas formações florestais do tipo Cerradão (5,84%), Floresta Estacional Semidecidual (9,69%), Floresta Estacional Decidual (5,39%), Mata Ciliar (4,39%), Mata de Galeria (0,28%), Formações savânicas Cerrado Sentido Restrito (1,93%), Veredas (3,81), Formação campestre Campos Graminosos Úmidos (2,35%), exceto a vegetação secundária (4,33%) que apresenta apenas características fisionômicas, devido à ação antrópica (Tabela 5).



Figura 28- Fitofisionomias do Bioma Cerrado: Cerradão (A), Cerrado sentido restrito (B), Floresta Estacional Semidecidual (C), Floresta Estacional Decidual (D), Mata Ciliar (E), Mata de Galeria em área de reserva remanescente (F), Veredas no médio curso do córrego Indaiá (G), Campos Graminosos Úmidos caracterizado pela presença de capim-rabo-de-burro (H), Vegetação secundária (I).

As formações do tipo Cerradão, Cerrado Sentido Restrito, Floresta Estacional Semidecidual e Florestal Estacional Decidual compreendem aproximadamente 22,85% da

área total da bacia, e encontram-se nas áreas definidas segundo o INCRA (2009) como de reserva legal e reserva remanescente, situadas de leste a oeste na bacia. O relevo dessas áreas varia de suave/ondulado (colinas convexas com declividades até 20%.) a montanhoso caracterizado pela presença de morro e morrote (CUNHA et al., 2013).

A cobertura vegetal dessas áreas tem uma importante função de estabilização dessas vertentes. De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (2008) a cobertura vegetal contribui como a defesa de um terreno contra a erosão, tal efeito da cobertura vegetal pode ser assim enumerado: 1) proteção direta contra o impacto das gotas das chuvas, 2) dispersão da água, interceptando-a e evaporando-a antes que atinja o solo, 3) decomposição das raízes das plantas que, formando canalículos no solo, aumentam a infiltração da água, 4) melhoramento da estrutura do solo pela adição de matéria orgânica, aumentando assim a sua capacidade de retenção de água, 5) diminuição da velocidade de escoamento da enxurrada pelo aumento do atrito na superfície.

As fitofisionomias como Mata de Galeria, Mata Ciliar, Veredas e Campos Graminosos Úmidos (formação campestre) predominam no entorno das nascentes e ao longo das margens do córrego Indaiá e seus tributários. Dentre todas as formações citadas, a vereda é a que mais sofre com a ação antrópica. A utilização de práticas pastoris inadequadas, construção de estradas (Figura 29) e pequenas represas, têm favorecido a descaracterização dessas áreas. Para Guimarães (2001) o simples pisoteio do gado pode causar processos erosivos e compactação do solo que afetam a taxa de infiltração de água que vai alimentar os aquíferos subterrâneos (MEIRELLES et al., 2004).



Figura 29- Pisoteio do gado nas áreas de veredas (a), estradas irregulares em áreas de veredas (b).

Segundo Araujo et al. (2002), as veredas devem ser consideradas um complexo vegetacional devido às suas características peculiares (circundadas por campos típicos,

geralmente úmidos, agrupamentos mais ou menos densos de espécies arbustivo-herbáceas e buritis que não formam dossel como ocorre no buritizal). Essas áreas exercem um papel fundamental no sistema hidrológico, na manutenção da fauna do Cerrado, funcionando como local de pouso para avifauna, atuando como refúgio, abrigo, fonte de alimento e local de reprodução também para a fauna terrestre e aquática (BRANDÃO et al., 1991; CARVALHO, 1991).

Os valores estimados do fator C variaram de 0 a 1 (Figura 30a). De acordo com os padrões de cobertura vegetal (Tabela 5) foram encontrados valores mais elevados de potencial erosivo nas áreas de solo exposto, localizadas ao longo das estradas, áreas agrícolas (maior incidência no Indaiá I, II e III), áreas queimadas e áreas onde se desenvolvem processos erosivos, a sudoeste da bacia, precisamente nas margens do córrego Água Limpa e Jacuba.

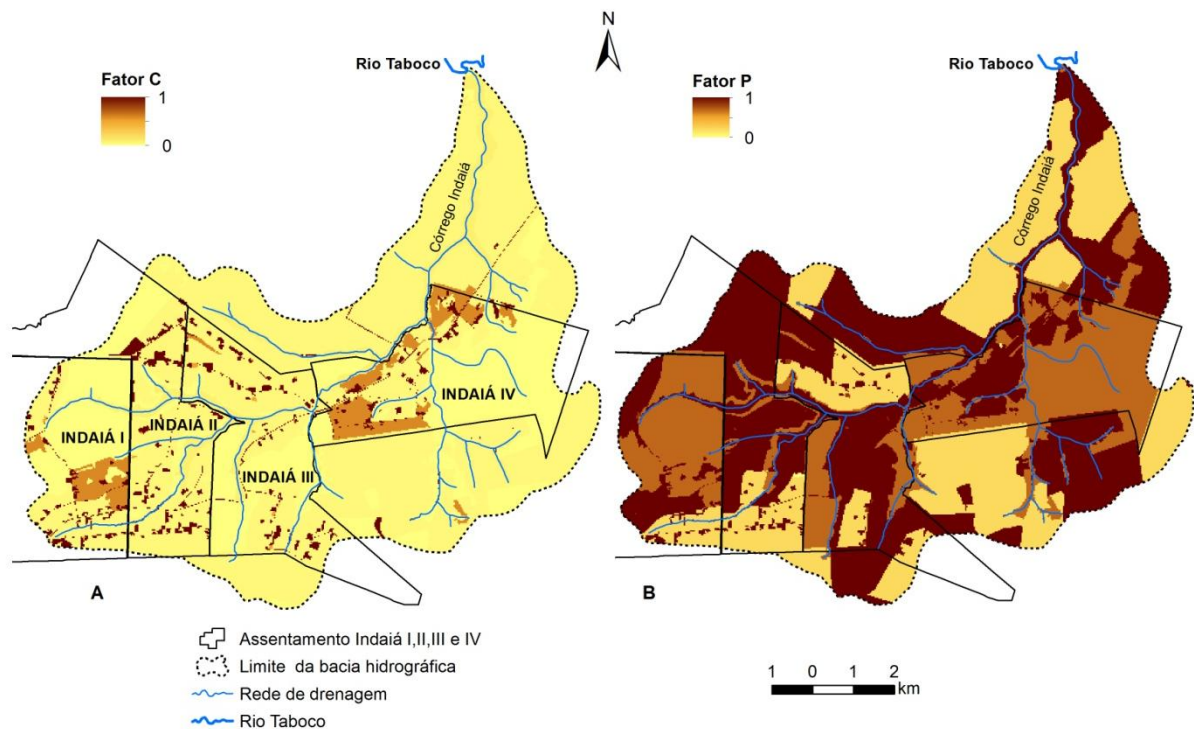


Figura 30- Espacialização dos valores do fator uso e manejo (a) e práticas conservacionistas (b) na área de estudo.

Os valores menores correspondem às áreas ocupadas por vegetação nativa, essas apresentam maior grau de proteção em relação às áreas sem cobertura natural (BAKKER et al., 2008; CEBECAUER e HOFIERKA, 2008), favorecendo a redução da erosão e exportação de sedimentos aos canais de drenagem (RULLI e ROSSI, 2005; VANACKER et al., 2005; LE et al., 2007). Os valores estimados do fator P variaram de 0,5 a 1 (Figura 30b), sendo

representados pelos terraços nas áreas de pastagem (0,5), vegetação nativa do bioma Cerrado (0,8) e áreas que sofrem ação antrópica (1).

5.7 Perdas de solo

A integração dos fatores do meio físico e antrópico em ambiente SIG possibilitou estimar as perdas de solo na bacia hidrográfica do córrego Indaiá (Figura 31). Os valores de perdas de solo variaram de 0 e 1825,59 $\text{Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ com média de 19,23 $\text{Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. A distribuição das classes de perdas de solo conforme classificação proposta pela *Food and Agriculture Organization*- FAO (1980) encontra-se na Tabela 6.

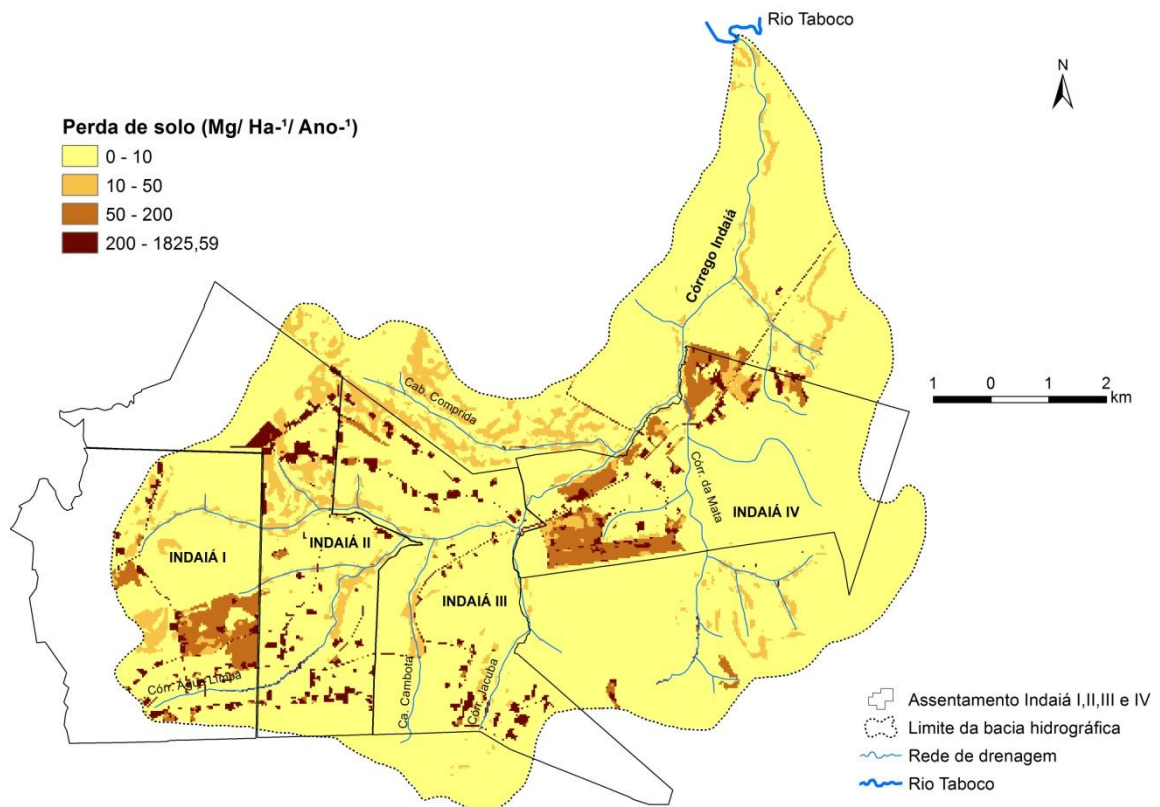


Figura 31- Espacialização de perdas de solo na área de estudo a partir do modelo RUSLE.

Ao comparar os valores médios de perdas de solo ($19,23 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ ano}^{-1}$) com o PNE ($465,40 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ ano}^{-1}$) verificou-se uma redução de 24 vezes nas perdas de solo. As Figuras 32 e 33 apresentam os valores médios e máximos de PNE e perdas de solo em áreas vegetação florestal, evidenciando a maior influência da cobertura vegetal (Fator C) quanto aos demais fatores (R, K e LS) na atenuação da perda de solo. Vale salientar que o cálculo do PNE considera o solo desnudo, todavia na estimativa de perda de solo pelo modelo RUSLE utilizam-se os valores do fator C como variável.

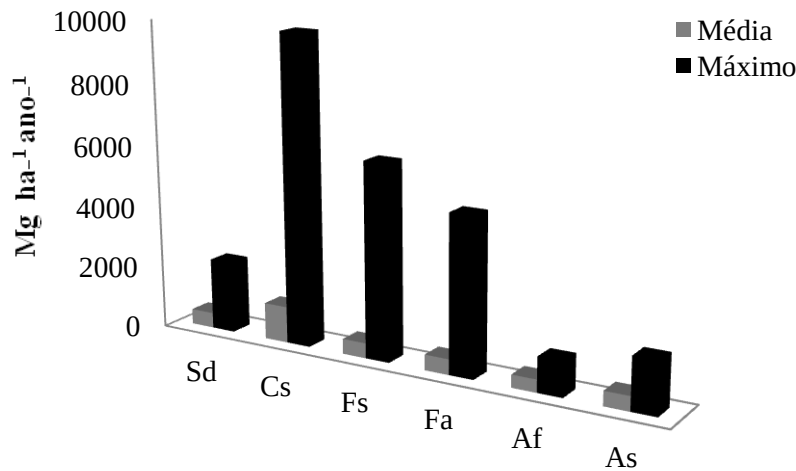


Figura 32- Valores médios e máximos de PNE em áreas de vegetação florestal.

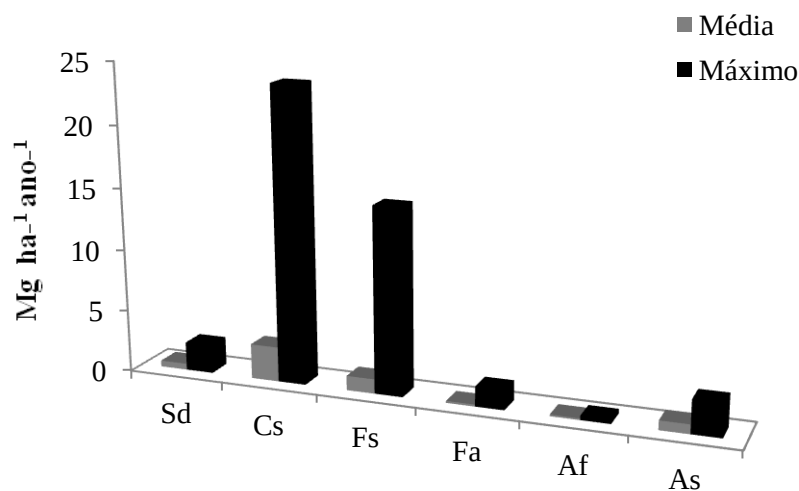


Figura 33- Valores médios e máximos de perdas de solo nas áreas de vegetação florestal. Sd= Cerradão; Cs= Florestal Estacional Decidual; Fs= Floresta Estacional Semidecidual; Fa= Mata Ciliar; Af= Mata de Galeria; As= Cerrado Sentido Restrito. Legenda de acordo com SILVA et al. (2011).

A maior proteção contra a energia erosiva das gotas da chuva (Fator R) é constatada nas áreas de vegetação florestal, uma vez que elas fornecem materiais (serrapilheira) para a cobertura do solo na floresta (SINUN et al., 1992; WIERSUM, 1984). Como resultado da energia cinética da chuva (caracterizada pelo efeito *splash* ou salpico) que depende do tamanho e velocidade das gotas das chuvas é reduzido significativamente quando atingem o solo, melhorando a infiltração e retardando o movimento de escoamento (BINKLEY e

BROWN, 1993, GYSSSELS et al., 2005; WANG et al., 2013). Estes resultados evidenciam a importância do suprimento de elevada cobertura vegetal ao solo, seja por plantas, seja por seus resíduos, nos períodos de maior erosividade das chuvas, para o eficaz controle da erosão hídrica (WISCHMEIER e SMITH, 1978; COGO et al., 2003).

Em relação à importância da vegetação florestal corroboram com os resultados encontrados, constatações realizadas por Oliveira et al. (2014) na bacia hidrográfica do rio Verde –MG, Fang et al. (2012) em estudo da influência da chuva e uso da terra na bacia hidrográfica Wangjiaqiao, região montanhosa no noroeste da China, Peng e Wang (2014) no estudo da influência uso e cobertura vegetal nas perdas de solo no sudoeste cárstico da China, Kavian et al. (2014) no estudo do efeito do desmatamento na propriedade do solo, escoamento e erosão no norte do Irã e Mena et al. (2008) em estudo do efeito da erosão hídrica e cultivo no semiárido da Espanha.

Deste modo, ao analisar os resultados de perdas de solo obtidos nos estudos mencionados na América do Sul, Europa e Ásia pode-se ratificar a importância do papel desempenhado pela cobertura florestal, que se destaca como um agente extremamente relevante na proteção do solo quanto à erosão, independente da sua localização geográfica, seja nas regiões de zona climática tropical ou temperada.

Os resultados apresentados na Tabela 6 demonstram que 85,59% da área de estudo apresentam nenhuma ou ligeiras perdas de solo (0 e 10 Mg ha⁻¹ ano⁻¹), de acordo com a classificação da FAO (1980). Essas perdas ocorrem nas áreas de relevo plano à suave ondulado com declividades inferiores a 20%, cuja cobertura vegetal é caracterizada pela presença de vegetação nativa e pastagem.

Tabela 6- Quantificação de perda de solo a partir do modelo RUSLE.

Perda de solo Mg há⁻¹ ano⁻¹	Classes*	Área (ha)	%
0 e 10	Nenhuma ou ligeira	8081,23	85,59
10 e 50	Moderada	705,15	7,47
50 e 200	Alta	373,77	3,96
200 e 1825,59	Muito alta	282,10	2,99
Total		9442,25	100

Fonte: *Classificação segundo a FAO (1980).

Embora ocorram áreas de relevos ondulado (morrote) e montanhoso (morro) caracterizadas pelo fator topográfico (LS) elevado, onde ocorrem solos (Neossolos Litólicos) com maior tendência a erodibilidade (K), estes fatores juntamente com a erosividade (valor

constante para unidade estudada) não influenciaram diretamente nos valores mais elevados de perdas de solo, uma vez que nestas áreas o valores ficaram entre 10 a 50 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

As perdas superiores a 200 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ classificadas como muito alta, ocorrem em apenas 2,99%, localizadas em relevo dominado por colinas. Nota-se que valores mais elevados de perda de solos (Tabela 7) associam-se com áreas que sofrem intensa ação antrópica (vegetação secundária, silvicultura, área construída, solo exposto em áreas agrícolas, estradas, pastagem degradada, áreas de queimada e processos erosivos).

A estimativa de perdas de solo para cada classe de uso da terra e cobertura vegetal da bacia hidrográfica do córrego Indaiá é demonstrada na Tabela 7. Ao observar os valores médios estimados de perdas de solo, pode-se constatar que as menores perdas (< 3 Mg ha⁻¹ ano⁻¹) ocorrem em áreas de vegetação florestal (Mata Ciliar, Mata de Galeria, Cerradão, Cerrado *Stricto Sensu*, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual).

Tabela 7- Classes de uso da terra de cobertura vegetal e estimativa de perda de solo.

Uso da terra e cobertura vegetal	Área		Estimativa de perda de solo (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)		
	ha	%	Máx	Média	DP
Cerradão	553,02	5,84	2,30	0,49	0,28
Mata ciliar	415,31	4,39	1,61	0,16	0,11
Mata galeria	26,42	0,28	0,36	0,13	0,06
Cerrado sentido restrito (<i>stricto sensu</i>)	182,55	1,93	2,68	0,76	0,35
Floresta estacional semidecidual	917,78	9,69	14,96	1,17	1,13
Floresta estacional decidual	510,03	5,39	23,75	2,81	3,55
Veredas	361,14	3,81	74,88	8,77	6,25
Campos gramíneos úmidos	222,11	2,35	114,31	11,67	8,06
Vegetação secundária	409,93	4,33	276,44	83,46	38,83
Pastagem com terraços	2832,66	29,92	18,26	3,34	1,51
Pasto sujo (degradado)	2687,85	28,39	206,38	6,78	3,49
Solo exposto (estradas e outras áreas)	71,11	0,75	1825,59	387,55	175,38
Solo exposto (áreas agrícolas)	240,00	2,53	1374,57	424,16	202,11
Agricultura de subsistência	10,22	0,11	149,15	89,49	26,07
Eucalipto	2,91	0,03	283,99	11,06	54,57
Área construída	1,94	0,02	412,47	305,03	72,87
Processos erosivos	9,31	0,10	1398,35	347,80	249,48
Área queimada	10,09	0,11	1018,52	344,13	212,79

DP= Desvio padrão.

Comparando os valores médios de perdas de solo nas áreas de pastagem com terraços e pastagem degradada (Tabela 7), respectivamente 3,34 e 6,78 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, nota-se o dobro de perdas em áreas sem adoção de terraços (fator P). Ao considerarmos apenas os valores máximos (Figura 34), é possível observar que as perdas são 11 vezes maiores nas áreas de pastagem degradada sem terraceamento, atingindo 206,38 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, enquanto pastagem

com terraços atinge $18,26 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. No que tange as perdas de solo em áreas de pastagem, fica evidente o importante papel das práticas conservacionistas na proteção contra erosão hídrica e predição de perdas do solo.

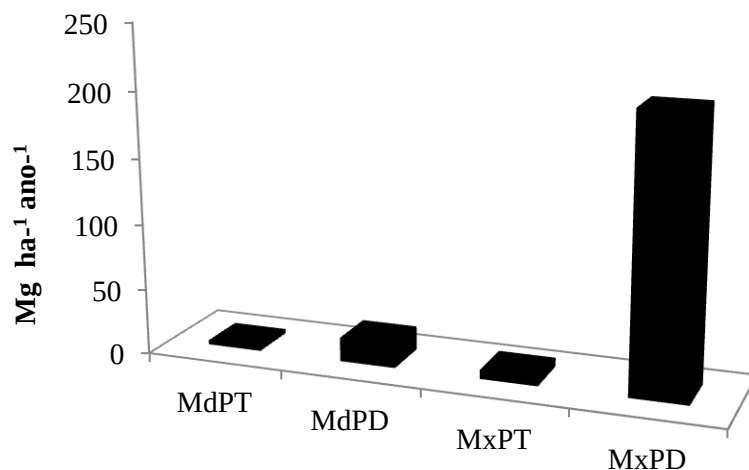


Figura 34- Perda de solo por classe: MdPT= Média pastagem com terraços; MdPD= Média pastagem degradada; MxPT= Valor máximo pastagem com terraços; MxDP= Valor máximo pastagem degradada.

Cogo et al. (2003) salientam a necessidade de aplicar às práticas conservacionistas de suporte, principalmente os terraços, em áreas de declives longos e, ou, inclinados, para garantir o adequado controle da erosão e, ao mesmo tempo, disciplinar o movimento das águas de escoamento superficial ou enxurrada.

Em estudo realizado na bacia do Alto Taquari, Galdino (2012) verificou que a reforma dos pastos degradados e o seu correto manejo, pode promover uma redução estimada de 66,94% nas perdas de solo nas áreas de pastagens degradadas. Com a recuperação das pastagens degradadas e o terraceamento das áreas de pastagens com declividade de até 16%, incluindo as áreas de pasto não degradado, a estimativa de redução das perdas de solo passa a ser de 75,97%.

Em relação aos valores de perdas de solo mais elevados quanto ao tipo de uso da terra destaca-se perdas ao longo das estradas $1825,59 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ com média $387,55 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), ocupando 0,75% da unidade de estudo. As construções de estradas promoveram a retirada da cobertura vegetal, a movimentação do solo e a compactação de seu leito, tornando muito susceptíveis à erosão hídrica.

Observou-se *in locu* o desenvolvimento de pequenas incisões na superfície (sulcos) ao longo das estradas vicinais do complexo de assentamentos Indaiá e na estrada que dá acesso à sede da fazenda Rancho Grande, conforme ilustra a Figura 35. Segundo Dadalto et al. (1990)

essa erosão será maior com o aumento da declividade e o comprimento de rampa, fatores que aceleram a velocidade da enxurrada. Ressalta-se que essas áreas estão localizadas sobre relevo dominado por colinas, as mesmas desenvolvidas em formações sedimentares arenosas (Formações Furnas e Aquidauana), cujas constituições litológicas são compostas predominantemente por arenitos favorecendo o desenvolvimento de processos erosivos.



Figura 35- Desenvolvimento de pequenas incisões na superfície em forma de sulcos ao longo das estradas vicinais: A) Estrada ao longo do complexo de assentamento Indaiá; B) Estrada na fazenda Rancho Grande.

Embora ocorram desenvolvimentos de erosões em sulcos ao longo das estradas, uma maneira encontrada na tentativa de reduzir o escoamento superficial e perdas de sedimentos pela água das chuvas foi à implantação de uma prática conservacionista de suporte através de caixas de contenção (Figura 36). Segundo Cunha et al. (2013) o objetivo da caixa de contenção é garantir a estabilização dos processos decorrentes da produção de sedimentos, bem como recuperar as áreas (estradas) já degradadas, sendo eficientes, econômicas e aplicadas conforme as necessidades locais. Assim a principal função destas caixas é o armazenamento das águas das chuvas, reduzindo ao mínimo suas perdas nesses períodos, retirando a água do leito das estradas, servindo como dissipadoras de energia, facilitando a infiltração da água no solo.



Figura 36- caixas de contenção, utilizada como prevenção e controle de escoamento superficial e sedimentos.

As áreas onde desenvolvem processos erosivos ($1398,35 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) estão localizadas nas margens do córrego Água Limpa (Figura 37a) e Jacuba. Diante das condições observadas *in locu*, duas medidas mitigadoras para reduzir os processos erosivos podem ser utilizadas e terem resultados em longo prazo. O primeiro é reflorestamento ciliar das margens e nascentes com espécies arbóreas nativas da região e o segundo é abandono e isolamento (através de cercas) dessas áreas para que haja a recuperação natural da vegetação. A última estratégia de recuperação foi implementada nas margens do córrego Água Limpa (Figura 37b) e vem apresentando resultados satisfatórios, uma vez que a preservação dessa área favoreceu o desenvolvimento natural da vegetação (arbustos e árvores) caracterizada pela presença da vegetação secundária.

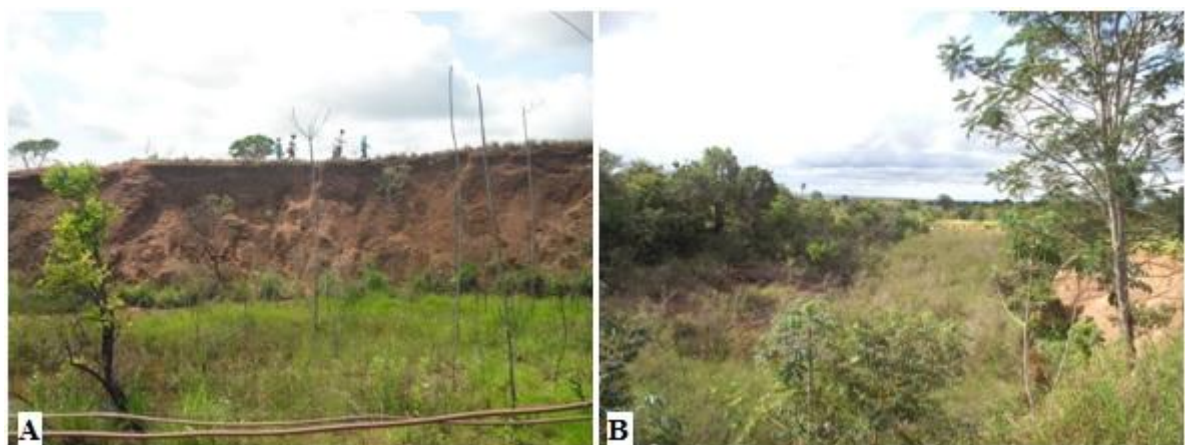


Figura 37- A imagem (a) referente ao ano de 2010 ilustra a margem direita do córrego Água Limpa ocorrência de processos erosivos devido à ausência da mata ciliar, imagem (b) datada no ano de 2014, notar-se a recuperação da natural da vegetação.

Uma possível parceria entre as instituições de ensino superior (UFMS/UEMS), órgãos de fomentos (FUNDECT/CNPq) e prefeitura seria o primeiro passo para elaboração de um plano de manejo e conseqüentemente o desenvolvimento de um projeto de recuperação dessas áreas degradadas.

As áreas de solo exposto agricultáveis apresentam perdas que alcançam 1374,57 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e estão localizadas pontualmente nos lotes do complexo de assentamentos Indaiá I, II, III e IV. Nas áreas submetidas às queimadas as perdas atingem valores máximos de 1018,52 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e média de 344,13 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ que correspondem a apenas 0,11% da bacia. No entanto, deve-se atentar que como conseqüências da queima podem ocorrer modificações na taxa de infiltração e evapotranspiração da água do solo, na porosidade e no aumento do grau de suscetibilidade dos solos à erosão hídrica e eólica (CASSOL et al., 2004). Além disso, o solo desprotegido oferece uma maior possibilidade de perdas de nutrientes por escoamento superficial.

Tabela 8- Valores de perdas de solo para os setores do complexo de assentamento Indaiá.

Assentamento	Indaiá I		Indaiá II		Indaiá III		Indaiá IV	
	Área							
Perda de solo Mg ha ¹ ano ¹	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
0 e 10	802,53	76,54	962,73	79,04	1259,46	87,25	1215,27	78,21
10 e 50	76,40	7,29	147,69	12,13	91,53	6,34	75,69	4,87
50 e 200	123,11	11,74	8,46	0,69	16,29	1,13	204,57	13,17
200 e 1825,59	46,51	4,44	99,18	8,14	76,23	5,28	58,32	3,75
Total	1048,55	100	1218,06	100	1443,51	100	1553,85	100

Analisando os valores das perdas de solo (Tabela 8) para os setores do Complexo de Assentamento Indaiá (Indaiá I, II, III e IV), observou-se que as perdas maiores ocorrem no Indaiá II, variando de 0 e 1398,35 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, entretanto os valores classificados como muito alta (>200 Mg h⁻¹ ano⁻¹) correspondem apenas 8,14%. A presença de lotes com áreas de solo desnudo para agricultura explica o elevado valor de perdas de solo, uma vez que essas áreas não apresentam nenhuma prática conservacionista de suporte. Os valores de perdas de solo de 0 e 10 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ estão distribuídos predominantemente nas áreas de pastagem degradada, ocupando 79,04% do assentamento Indaiá II inserido na bacia. Embora não ocorra a presença de terraceamento a proteção imposta pelo pasto ajudou a minimizar as perdas de solo.

Na sequência o Indaiá III com perdas que alcançam 1063,51 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, embora esse complexo apresente o segundo valor mais elevado de perdas de solo, os valores superiores a 200 Mg h⁻¹ ano⁻¹ equivalem a apenas 5,28 %. Em compensação predominam em

87,25% dessas áreas valores classificados como nenhuma ou ligeira perda, representando a maior área dos assentamentos com perda inferior a $10 \text{ Mg h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. A menor taxa de perdas de solo é influenciada pela presença de algumas áreas de pastagem com terraceamento e a ocorrência da vegetação florestal localizada nas áreas de remanescentes florestais. Cabe ressaltar que os valores mais elevados de perdas de solo dentro do complexo de assentamento Indaiá foram localizados nas de solo exposto para agricultura. Ficou evidente a carência de práticas conservacionistas nas atividades desenvolvidas pelos produtores rurais.

Diante do atual cenário de perdas de solo no complexo de assentamentos a adoção de práticas conservacionistas (plantio direto com terraceamento) nas áreas agrícolas associadas formas de manejo adequado como cobertura do solo com palhadas, adubação e rotação de culturas podem ajudar a minimizar os efeitos dos agentes ativos de processo erosivo conciliando a exploração econômica com a conservação e preservação dos recursos naturais do solo e água na bacia hidrográfica do córrego Indaiá.

6 CONCLUSÕES

A partir dos resultados desse trabalho pode-se concluir que:

- 1) Dentre os solos mapeados verificou-se que o Neossolo Litólico apresenta maior tendência a erodibilidade;
- 2) As áreas de vegetação florestal apresentam maiores COT quando comparadas com as demais coberturas vegetais presentes na bacia.
- 3) As baixas declividades se equiparam com o fator LS. No entanto os valores elevados não se assemelham, devido à convergência do relevo e fluxo acumulado.
- 4) As áreas classificadas com valores de PNE (200 e $800 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) predominam em 79,95% da bacia.
- 5) Considerando os valores do PNE para os setores do complexo de assentamento Indaiá verifica-se que as perdas maiores ocorrem no Indaiá I.
- 6) Ocorre o predomínio de pastagem em 58,31% da área da bacia, dos quais 29,92% são ocupados por pasto com terraço e 28,39% de pasto degradado.
- 7) Dentre as fitofisionomias do bioma Cerrado mapeadas, a vereda é a que mais sofre com a ação antrópica, embora seja considerada como área de preservação permanente (APP).
- 8) Em 85,59% da área de estudo estimou-se perdas de solo que variam de 0 e $10 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

9) As áreas mais propensas quanto à perdas de solo estão localizadas ao longo das estradas e nos lotes do complexo de assentamento Indaiá, caracterizados pela presença de solos descobertos.

10) A aplicação do modelo RUSLE a partir de técnicas de geoprocessamento se apresentou eficaz no cálculo de estimativa de perdas de solo em bacias hidrográficas. Os resultados obtidos no presente estudo foram satisfatórios, servindo para compreensão da atual situação e relação de perdas de solo por erosão na unidade de estudo. Salienta-se que esses resultados são úteis para subsidiar estratégias de controle de erosão, formular e implementar programas de conservação nessa unidade ambiental.

7 REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, A. W. DE.; MOURA FILHO, G.; SANTOS, J. R.; COSTA, J. P. V.; SOUZA, J. L. Determinação de fatores da equação universal de perda de solo em Sumé, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 153-160, 2005.

ALHO, D. R.; JÚNIOR, J. M.; CAMPOS, Milton, C. C. Caracterização física, química e mineralógica de Neossolos Litólicos de diferentes materiais de origem. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias (Agrária) Brazilian Journal of Agricultural Sciences**, v. 2, n. 2, p. 117-122, 2007.

ANGIMA, S. D.; STOTT, D. E.; O'NEILL, M. K.; ONG, C. K.; WEESIES, G. A. Soil erosion prediction using RUSLE for central Kenyan highland conditions. **Journal of Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 97, p. 295–308, 2003.

AQUIDANOTÍCIAS. **Jornal eletrônico de Aquidauana**. Disponível em <<http://www.aquidanoticias.com.br/view.asp?id0=20646>> Acesso em 08 de setembro de 2012.

AQUIDANOTÍCIAS. **Jornal eletrônico de Aquidauana**. Disponível em <<http://www.aquidanoticias.com.br/noticia/20140715-empresas-fazem-visita-tecnica-ao-assentamento-indaia-em-aquidauana.asp>>. Acesso em : 28 agosto, 2014.

AQUIDAUANANEWS, **Agência de Notícias da cidade Portal do Pantanal**. Disponível em<<http://www.aquidauananeWS.com/0,0,00,5376-198114aquidauana+projeto+de+fruticultura+no+assentamento+indaia.htm>> Acesso em: 21 maio 2012.

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.

ARAGÃO, R; DE ALMEIDA, J. A. P. Mapeamento do potencial de erosão laminar na bacia do rio Japarutuba, SE, via SIG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, v. 15, n. 7, p. 731-740, 2011.

ARAÚJO, G. M.; BARBOSA, A. A. A.; ARANTES, A. A.; AMARAL, A. F. Composição florística de veredas no município de Uberlândia, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 4, p. 475-493, 2002.

BAKKER, M. M.; GOVERS, G.; VAN DOORN, A.; QUETIER, F.; CHOUVARDAS, D.; 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**, v. 98, n. 3, 213-226. 2008.

BAPTISTA, G. M. M. **Diagnostico Ambiental da Perda Laminar de Solo, no Distrito Federal, por meio de Geoprocessamento**. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília- Brasília, 1997.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. São Paulo. Ícone. p. 355, 2008.

BESCHTA, R. L. Long-term patterns of sediment production following road construction and logging in the Oregon Coast Range. **Water Resources Research**, v. 14, n. 6, p. 1011-1016, 1978.

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, p. 49-59, 2009.

BEURLIN, K. **A geologia pós- algonquiana do sul do Estado de Mato Grosso**. Boletim da Divisão de Geologia e Mineralogia. Rio de Janeiro (163): 1-137, 1956.

BINKLEY, D.; BROWN, T. C. **Management Impacts on Water Quality of Forests and Rangelands**. Gen. Tech. Rep. RM-239. USDA Forest Service, Fort Collins. 1993.

BOGGS, G.; DEVONPORT, C.; EVANS, K.; PUIG, P. GIS-based rapid assessment of erosion risk in a small catchment in the wet/dry tropics of Australia. **Land Degradation & Development**, v. 12, n. 5, p. 417-434, 2001.

BRANDÃO, M.; CARVALHO, P. G. S. BARUGUI, F. M. Veredas uma abordagem integrada. **Daphne**, Belo Horizonte, v.1, n. 3, p.5-8, 1991.

BRASIL, Ministério das Minas e Energias. Secretaria Geral. **Projeto RADAMBRASIL: Geologia, Geomorfologia, Pedologia, Vegetação e Uso potencial da terra**. Rio de Janeiro, Folha SE. 21, Campo Grande, 1982.

BRASIL. **Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização** - Portaria MMA n. 9, de 23 de janeiro de 2007. / Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. – Brasília: MMA, 2007.

BRASIL. **Plano de conservação da bacia do alto Paraguai: Análise Integrada e Prognóstico da Bacia do Alto Paraguai**. Brasília: PNMA, 1997.

BROWN, S.; ANDERSON, J. M.; WOOMER, P. L.; SWIFT, M. J.; BARRIOS, E. **Soil biological processes in tropical ecosystems**. In: The biological management of tropical soil fertility. WOOMER, P. L.; SWIFT, M. J. Ed: John Wiley, Chichester, p. 15-46. 1994.

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

BUENO, C. R. P.; ARRAES, C. L.; MIQUELONI, D. P. Application the geographic information system for the determination of topographic factor in a watershed. **Applied Research & Agrotechnology**, v. 4, n. 2, p. 30-47, 2011.

CANGA, M. R **Soil and water conservation** (in Turkish). Press No.1386. Ankara University, Faculty of Agriculture, Ankara, p 43–64. 1995.

CARDOSO, E. L.; SILVA, M. L. N.; MOREIRA, F. M. S.; CURI, N. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em pastagem cultivada e nativa no Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** (online), v. 44, n. 6, p. 631-637, 2009.

CARDOSO, E. L.; SILVA, M. L. N.; SILVA, C. A., CURI, N.; DE FREITAS, D. A. F. Estoques de carbono e nitrogênio em solo sob florestas nativas e pastagens no bioma Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 9, p. 1028-1035, 2010.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: CPRM, 1994. 372 p.

CARVALHO, P. G. S. As veredas e sua importância no município dos cerrados. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 15, n. 168, p. 54-56, 1991.

CASSOL, E. A. et al. Erosividade das chuvas em Taquari, RS, determinada pelo índice EI30, no período de 1963 a 1999. In: Reunião Brasileira De Manejo E Conservação De Solo E Água, 15, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: SBCS, 2004.

CASTRO, W. J.; LEMKE-DE-CASTRO, M. L.; OLIVEIRA LIMA, J.; OLIVEIRA, L. F. C. RODRIGUES, C.; FIGUEIREDO, C. C. Erodibilidade de solos do Cerrado Goiano. **Revista Agronegócios e Meio Ambiente**.v. 4, n. 2, p. 305-320, 2011.

CEBECAUER, T.; HOFIERKA, J. The consequences of land-cover changes on soil erosion distribution in Slovakia. **Geomorphology**, v. 98, n. 3, p. 187-198, 2008.

CERDAN, O.; GOVERS, G.; LE BISSONNAIS, Y.; VAN OOST, K.; POESEN, J.; SABY, N.; DOSTAL, T. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. **Geomorphology**, v. 122, p. 167–177, 2010.

CHAPPELL, N. A.; DOUGLAS, I.; MOHD HANAPI, J.; TYCH, W. Sources of suspended sediment within a tropical catchment recovering from selective logging. **Hydrological Process**, v. 18, p. 685–701, 2004.

CHAVES, H. M. L. **Estimativa da erosão atual e potencial no vale do São Francisco**: relatório final de consultoria. Brasília: CODEVASF/FAO, p. 35, 1994.

CHAVES, H. M. L. Modelagem matemática da erosão hídrica: passado, presente e futuro. In: ALVAREZ V. H.; FONTES, L. E.; FONTES, M. P. F. (Eds.) **O solo nos grandes domínios, morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Viçosa: SBCS, UFV, DPS. p. 731-750, 1996.

CHISCI, C.; MORGAN, R. P. C. Modeling soil erosion by water: Why and how? In: Dino T (ed) **Agriculture erosion assessment and modeling**. EU, p. 123–145, 1988.

CHOU, W. C. Modelling watershed scale soil loss prediction and sediment yield estimation. **Water resources management**, v. 24, n. 10, p. 2075-2090, 2010.

COGO, N. P.; DENARDIN, J. E.; BERTOL, I.; KOCHHANN, R. A. Retomada, redefinição e intensidade da pesquisa em erosão do solo no Brasil. In: Reunião Brasileira De Manejo E Conservação Do Solo E Da Água, Manejo Integrado A Ciência Do Solo Na Produção De Alimentos, 15., Santa Maria, 2004. **Anais**. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2004. p. 1-26.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciada por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n.4, p. 743-753, 2003.

CONCEIÇÃO, P. C. **Indicadores de qualidade do solo visando a avaliação de sistemas de manejo do solo**. Santa Maria: UFSM, 2002. 125 p.

COSTA, O. V.; CANTARUTTI, R. B.; FONTES, L. E. F.; COSTA, L. M.; NACIF, P. G. S.; FARIAS J. C. Estoque de carbono do solo sob pastagem em área de Tabuleiro Costeiro no sul da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1137-1145, 2009.

CRASWELL E.; NIAMSKUL, C.; F. W. T. **Penning de Vries Catchment approach to combating soil erosion in Asia the Managing Soil Erosion Consortium (MSEC)** F.W.T. Penning de Vries, F. Agus, J. Kerr (Eds.), Soil Erosion at Multiple Scales: Principles and Methods for Assessing Causes and Impacts, CABI/IBSRAM, Oxford shire p. 161–174, 1998.

CUNHA, E. R.; BACANI, V. M.; FACINCANI, E. M.; SAKAMOTO, A. Y.; LUCHIARI, A. Remote sensing and gis applied to geomorphological mapping of the watershed stream Indaia, MS, Brazil. In: 8th IAG International Conference on Geomorphology, Paris-France. 8th IAG International Conference on Geomorphology, 2013.

CUNHA, E. R.; BACANI, V. M.; AYACH, L. R. Geoprocessamento aplicado à análise da fragilidade ambiental. *Revista da ANPEGE*, v. 9, p. 89-105, 2013.

CUNHA, E. R. **Geoprocessamento aplicado à análise da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do córrego indaiá- MS**. Monografia (trabalho de conclusão de curso) Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Aquidauana, 2012.

CUNHA, E. R.; SILVA, L. F.; AYACH, L. R.; BACANI, V, M. Imagens de Alta Resolução do *Google Earth* como Base para o Mapeamento do Uso e Cobertura da Terra da Bacia Hidrográfica do Córrego Indaiá- MS. **Revista Pantaneira**, v. 14, p. 60-68, 2012.

CUNHA, M. C. D. THOMAZ, E. L.; VESTENA, L. R. Erosion control measures of rural roads in the Rio das Pedras basin, Guarapuava, Paraná (Brazil). **Sociedade & Natureza**, v. 25, p. 107-118, 2013.

CYR, L.; BONN, F.; PESANT, A. Vegetation indices derived from remote sensing for an estimation of soil protection against soil erosion. **Ecological Modeling**, v. 79, p. 277–285, 1995.

DABRAL, P. P.; BAITHURI, N.; PANDEY, A. Soil erosion assessment in a hilly catchment of north eastern India using USLE, GIS and remote sensing. **Water Resources Management**, v. 22, n. 12, p. 1783-1798, 2008.

DADALTO, G. G.; CARMO FILHO, O. G.; CASTRO, L. L. F. **Captação de águas pluviais das estradas vicinais**. Vitória: EMCAPA, p. 22, 1990.

DE JONG, S. M. Derivation of vegetative variables from Landsat TM for modeling soil erosion. **Earth Surface Process and Landforms**, v. 19 n. 2, p. 165–178, 2006.

DESCROIX, L.; BRRIOS, J. L. G.; VIRAMONTES, D.; POULENARD, J.; ANAYA, E.; ESTEVES, M.; ESTRADA, J. Gully and sheet erosion on subtropical mountains slopes: Their respective roles and the scale effect. **Catena**, v. 72, p. 325-339, 2008.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. 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. 427–435, 1996.

DISSMEYER, G. E.; FOSTER, G. R. A guide for predicting sheet and rill erosion on forest land. Atlanta: **USDA Forest Service**. p. 40, 1980.

DOGAN, O. **Erosive potentials of rainfalls in Turkey and erosion index values of universal soil loss equation (in Turkish)**. Publication No. 220, Report No. R-120. Publication of Ankara Research Institute, General Directorate of Rural Service, Ankara, 2002.

DOGAN, O.; CEBEL, H.; KUCUKCAKAR, N.; AKGUL, S. **The erodibility factor for the great soil groups in Turkey (in Turkish)**. Publication No. 111, Report No. 17. General Directorate of Rural Services of Turkey Research Planning and Coordination Unit, Soil and Water Resources Research Directorate, Ankara. 2000.

DUVERT, C.; GRATIOT, N.; EVRARD, O.; NAVRATIL, O.; NÉMERY, J.; PRAT, C.; ESTEVES, M. Drivers of erosion and suspended sediment transport in three headwater catchments of the Mexican central highlands. **Geomorphology**, v. 123, p. 243–256, 2010.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA- EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3 ed. Brasília, 2013. 353p.

ESRI - **Environmental Systems Research Institute**. Inc. ArcGIS Professional, GIS for the desktop, version 10.0. Software, 2010.

FANG, NU.; SHI Z, H.; LI, L.; GUO, Z. L.; LIU, Q. J.; AI, L. The effects of rainfall regimes and land use changes on runoff and soil loss in a small mountainous watershed. **Catena**, v. 99, p.1–8, 2012.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO. **Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos**. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Roma, 1980. 86 p.

FARINASSO, M.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; GUIMARÃES, R. F.; GOMES, R. A. T.; RAMOS, V. M. 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**, v.7 n. 2 p. 73-85, 2006.

FENG, X.; WANG, Y.; CHEN, L.; FU, B.; BAI, G. Modeling soil erosion and its response to land-use change in hilly catchments of the Chinese Loess Plateau. **Geomorphology**, v. 118, p. 239–248, 2010.

FORNELOS, L. F.; NEVES, S. M. A. S. Uso de Modelos Digitais de Elevação (MDE) gerados a partir de imagens de radar interferométricos (SRTM) na estimativa de perdas de solo. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 59, p. 25-33, 2007.

FU, B. J.; ZHAO, W. W.; CHEN, L. D.; ZHANG, Q. J.; LU, Y. H.; GULINCK, H.; POESEN, J. Assessment of soil erosion at large watershed scale using RUSLE and GIS: A case study in the Loess Plateau of China. **Land Degradation and Development**, v. 16, p. 73–85, 2005.

GALDINO, S. **Estimativa da perda de terra sob pastagens cultivadas em solos arenosos da bacia hidrográfica do alto Taquari - MS/MT**. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Agrícola, 2012.

GAO, Y.; ZHONG, B.; YUE, H.; WU, B.; CAO, S. A degradation threshold for irreversible loss of soil productivity: a long-term case study in China. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, p. 1145–1154, 2011.

GARCÍA-RUIZ, J. M. The effects of land uses on soil erosion in Spain: a review. **Catena**, v. 81, n. 1, p. 1-11, 2010.

GOMI, T.; MOORE, R. D.; HASSAN, M. A. Suspended sediment dynamics in small forest streams of the Pacific Northwest. **Journal America Water Resources Association**, v. 41, p. 877–898, 2005.

GONÇALVES, A.; SCHNEIDER, R. L. **Geologia do centro-leste de Mato Grosso**. Ponta Grossa, PETROBRÁS-DESUL. 43p. (Relatório Técnico Interno, 394), 1970.

GUIMARÃES, A. J. M. **Características do solo e comunidade vegetal em área natural e antropizada de uma vereda na região de Uberlândia, MG**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação dos Recursos Naturais do Solo)- Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2001.

GROHMANN, C. H.; RICCOMINI, C.; ALVES, F. M. SRTM-based morphotectonic analysis of the Poços de Caldas Alkaline Massif, southeastern Brazil. **Computers & Geosciences**, v. 33, n. 1, p. 10-19, 2007.

GYSSSELS, G.; POESEN, J.; BOCHET, E.; LI, Y. Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. **Progress in physical geography**, v. 29, p. 189–217, 2005.

HAAG, H. P. **Ciclagem de nutrientes em florestas tropicais**. Campinas: Fundação Cargill, 1985. 144p.

HICKEY, R.; SMITH, A.; JANKOWSKI, P. Slope length calculations from a DEM with in ArcInfo GRID. **Computing, Environment and Urban Systems**, v. 18, n. 5, p.:365–380, 1994.

HUDSON, N., **Conservacion del suelo**. Barcelona: Reverté, 1982.

INCRA, **Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária**. Disponível em < <http://www.incra.gov.br/incra-lanca-complexo-de-assentamentos-em-aquidauana> > Acesso, 21, maio, 2014.

JAGER, S. Modeling regional soil erosion susceptibility using the universal soil loss equation and GIS. In: Rickson RJ (ed) **Conserving soil resources: European perspectives**. CAB International, Wallingford, p. 161–177. 1994.

JAIN, S. K.; KUMAR, S.; VARGHESE, J. Estimation of soil erosion for a Himalayan watershed using GIS technique. **Water Resources Management**, v. 15, p.41-54, 2001.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. Tradução da 2ed. por (pesquisadores do INPE): José Carlos N. Epiphanyo (coordenador); Antonio R. Formaggio; Athos R. Santos; Bernardo F. T. Rudorff; Cláudia M. Almeida; Lênio S. Galvão. São José dos Campos: Parêntese. 2009. 672p.

KAVIAN, A.; AZMOODEH, A.; SOLAIMANI, K. Deforestation effects on soil properties, runoff and erosion in northern Iran. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 7, n. 5, p. 1941-1950, 2014.

KINNEL, P .I. A. Slope length factor for applying the USLE-M to erosion in grid cells. **Soil Tillage Research**, v. 58, p. 11–17, 2001.

KMOE (Korea Ministry of Environment). **A Study on the Conservation of Surface Soil and Erosion Control**, p. 30–57 (in Korean), 2001.

KOSMAS, C.; DANALATOS, N. G.; LÓPEZ BERMÚDEZ, F.; ROMERO DÍAZ, M. A. **The effect of land use on soil erosion and land degradation under Mediterranean conditions**. In: Geeson, N.A., Brandt, C.J., Thornes, J.B. (Eds.), **Mediterranean Desertification: A Mosaic of Processes and Responses**. Wiley, Chichester, p. 57–70, 2002

KOULI, M.; SOUPIO, P.; VALLIANATOS, F. Soil erosion prediction using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) in a GIS framework, Chania, Northwestern Crete, Greece. **Environmental Geology**, v. 57, p. 483- 497, 2009.

KREUTZWEISER, D. P.; CAPELL, S. C. Fine sediment deposition in streams after selective forest harvesting without riparian buffers. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 31, n. 12, p. 2134-2142, 2001.

KREUTZWEISER, D. P.; CAPELL, S. C.; GOOD, K. P. Effects of fine sediment inputs from a logging road on stream insect communities: a large-scale experimental approach in a Canadian headwater stream. **Aquatic Ecology**, v. 39, p. 55–66, 2005.

LE, T. P. Q.; GARNIER, J.; GILLES, B.; SYLVAIN, T.; CHAU, V. M. The changing flow regime and sediment load of the Red River, Viet Nam. **Journal of Hydrology**, v. 334, p. 199-214, 2007.

LEE, G.S.; LEE, H. S. Scaling effect for estimating soil loss in the RUSLE model using remotely sensed geospatial data in Korea. **Hydrology and Earth System Sciences Discussions**, v. 3, p. 135–157, 2006.

LEE, S. Soil erosion assessment and its verification using the universal soil loss equation and geographic information system: a case study at Boun, Korea. **Environmental Geology**, v. 45, p. 457–465, 2004.

LEWIS, L.A.; VERSTRAETEN, G.; ZHU, H. RUSLE applied in a GIS framework: calculating the LS factor and deriving homogeneous patches for estimating soil loss. **International Journal of Geographic Information Science**, v. 19, n. 7, p. 809–829, 2005.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com a perda de solo em Campinas (SP). **Bragantia**, Campinas, v. 51 n. 2, p 189-192, 1992.

LU, D.; LI, G.; VALLADARES, G.S.; BATISTELLA, M. Mapping soil erosion risk in Rondonia, Brazilian Amazonia: using RUSLE, remote sensing and GIS. **Land Degradation and Development**, v. 15, p. 499–512, 2004.

LUIZÃO, R. C. C.; LUIZÃO, F. J.; PROCTOR, J. Fine root growth and nutrient release in decomposing leaf litter in three contrasting vegetation types in central Amazonia. **Plant Ecology**, v. 192, p. 225-236, 2007.

MAACK, R. Vestígios pré-devonianos de glaciação e a sequencia de camadas devonianas no Estado do Paraná. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**. Curitiba, v. 5/6, p. 197-230, 1950.

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

MANOJ, K. J.; KOTHYARI, U. C. Estimation of soil erosion and sediment yield using GIS. **Hydrological Sciences**, v.45, n. 5, p. 771–78, 2000.

MARGOLIS, E.; SILVA, A. B.; REIS, O. V. Controle de erosão com diferentes práticas conservacionistas num litólico de Caruaru (PE). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 9, p. 161-164, 1985.

MARTINEZ-MENA, M.; LOPEZ, J.; ALMAGRO, M.; BOIX-FAYOS, C.; ALBALADEJO, J. Effect of water erosion and cultivation on the soil carbon stock in a semiarid area of South-East Spain. **Soil and Tillage Research**, v. 99, n. 1, p. 119-129, 2008.

MENDES, C. A. B.; CIRILO, J. A. **Geoprocessamento em Recursos Hídricos: Princípios, Integração e Aplicação**. Porto Alegre: ABRH, 2001. 536p.

MEIRELLES, M. L.; GUIMARÃES, A. J. M.; OLIVEIRA, R. C.; ARAÚJO, G. M.; RIBEIRO, J. F. **Impactos sobre o estrato herbáceo de áreas úmidas do Cerrado**. In: Aguiar, L. M. S.; Camargo, A. J. A. (ed). Cerrado: ecologia e caracterização. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004.p. 41-68.

MERRITT, W. S.; LETCHER, R. A.; JAKEMAN, A. J. A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling & Software**. v.18, p.761-799, 2003

MILLWARD, A. A.; MERSEY, J. E. Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed. **Catena** 38:109–129, 1999.

MINELLA, J. P. G.; WALLING, D. E.; MERTEN, G. H. Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring to assess the impact of improved land management on catchment sediment yields. **Journal of Hydrology**, v. 348, p. 546-563, 2008.

MISHRA, P. K.; DENG, Z. Q. Sediment TMDL development for the Amite River. **Water resources management**, v. 23, n. 4, p. 839-852, 2009.

MOREIRA, A, M. Uso de imagens do Google Earth capturadas através do software stitch map e do TM/Landsat-5 para mapeamento de lavouras cafeeiras – nova abordagem metodológica **In: XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 2011. Curitiba. XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, p. 481- 488, 2011.

NAQVI, H. R.; MALLICK, J.; DEVI, M. L.; SIDDIQUI, A. M. Multi-temporal annual soil loss risk mapping employing Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) model in Nun Nadi Watershed, Uttrakhand (India). **Arabian Journal of Geosciences**, v. 6, p. 4045–4056, 2013.

NEARY, D. G. **Forested paired catchment studies of water quality: past, present and future**. In: WEBB, A.A., BONELL, M., BREN, L., LANE, P.N.J., MCGUIRE, D., NEARY, D.G., NETTLES, J., SCOTT, D.F., STEDNICK, J.D., WANG, Y. (Eds.), *Revisiting Experimental Catchment Studies in Forest Hydrology*. IAHS Publication No. 353, Wallingford, UK, p. 169–184, 2012.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações**. São Paulo: Edgard Blucher, 2010.

OH, J. H.; JUNG, S. G. Potential soil prediction for land resource management in the Nakdong River basin. **Journal of Korean Society of Rural Planning**, v.11, n.2, p. 9–19, 2005.

OLIVEIRA, P. T. S. **Zoneamento Ambiental No Planejamento E Gestão De Bacias Hidrográficas**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 2011.

OLIVEIRA, P. T. S.; RODRIGUES, D. B. B.; ALVES SOBRINHO, T., PANACHUKI, E. Estimativa do fator topográfico da USLE a partir de três algoritmos. **Ambiente & Agua**, v. 5, p. 217-225, 2010.

OLIVEIRA, P. T. S.; RODRIGUES, D. B. B.; ALVES SOBRINHO, T.; CARVALHO, D. F.; PANACHUKI, E. Spatial variability of the rainfall erosive potential in the State of Mato Grosso do Sul, Brazil. **Engenharia Agrícola** (Impresso), v. 32, p. 69-79, 2012.

OLSON, K. R.; LAL, R.; NORTON, L. D. Evaluation of the methods to study soil erosion-productivity relationships. **Journal of the Soil and Water Conservation**. v.49, n. 6, p.586-590, 1994.

ONORI, F.; DE BONIS, P.; GRAUSO, S. Soil erosion prediction at the basin scale using the revised universal soil loss equation (RUSLE) in a catchment of Sicily (southern Italy). **Environmental Geology**, v. 50, p. 1129–1140, 2006.

OZCAN, A. U.; ERPUL, G.; BASARAN, M.; ERDOGAN, H. E. Use of USLE/GIS technology integrated with geostatistics to assess soil erosion risk in different land uses of Indagi Mountain Pass-Cankiri, Turkey. **Environmental Geology** 53:1731–1741, 2008.

OZDEMIR, H.; BIRD, D. Evaluation of morphometric parameters of drainage networks derived from topographic maps and DEM in point of floods. **Environmental geology**, v. 56, n. 7, p. 1405-1415, 2009.

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, n. 4, p. 679-694, 2012.

PANDEY, A.; CHOWDARY, V. M.; MAL, B. C.; DABRAL, P. P. Remote sensing and GIS for identification of suitable sites for soil and water conservation structures. **Land Degradation and Development**, v.22, p. 359–372, 2011.

PANDEY, A.; CHOWDARY, V. W.; MAL, B. C. Identification of critical erosion prone areas in the agricultural watershed using USLE, GIS and Remote sensing. **Water Resources Management**, v. 21, n. 10, p. 729- 746, 2007.

PEDRO, F. G.; LORANDI, R. Potencial Natural de Erosão na Área Periurbana de São Paulo – SP. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 26, n. 1, p. 28-33, 2004.

PENG, TAO; WANG, SHI-JIE. Effects of land use, land cover and rainfall regimes on the surface runoff and soil loss on karst slopes in southwest China. **Catena**, v. 90, p. 53-62, 2012.

PEREIRA, S. P.; TEIXEIRA, A. S. Avaliação espacial da Erosão Através do Uso de SIG – Sistema de Informações Geográficas. **Revista Tecnologia da UNIFOR**, v. 26, n. 2, p. 186-195, 2005.

PETRI, S. **Contribuição ao estudo do devoniano paranaense**. Boletim da Divisão de Geologia e Mineralogia. Rio de Janeiro (129), p. 1-125, 1948.

PHAM, H. **Evaluating Potential of Soil Loss Erosion in the Ba Be Lake Basin in Vietnam**. Project, Hanoi-Vietnam (in Vietnamese), 2007.

PINTO, A. L. **Saneamento básico e suas implicações na qualidade das águas subterrâneas da cidade de Anastácio (MS)**. 1998 175. Tese (Doutorado em Geociências)- Universidade Estadual Paulista/ Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro, 1998.

PRASANNAKUMAR, V.; VIJITH H.; ABINOD, S.; GEETHA, N. Estimation of soil erosion risk within a small mountainous sub-watershed in Kerala, India, using Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and geo-information technology. **Geosciences Frontiers** v. 3, n. 2, p. 209- 215, 2012.

REDDY, G. P. O.; MAJI, A. K.; GAJBHIYE, K. S. Drainage morphometry and its influence on landform characteristics in a basaltic terrain, Central India—a remote sensing and GIS approach. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 6, n. 1, p. 1-16, 2004.

RENARD, K. G.; FOSTER, G.; 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). **Agricultural Handbook** No 703. United States Department of Agriculture, Washington, DC, 1997.

RODRIGUES, J. O.; ANDRADE, E. M.; MOREIRA, L. C. J.; SANTOS, J. C. N. Estimativa espacial da perda de solo com auxílio do sistema de informações geográficas. II Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas na Irrigação & I Simpósio Brasileira sobre o Uso Múltiplo da Água. Fortaleza – CE. **Anais...** p. 98-103, 2008.

ROSA, R.; SANO, E. E.; SANTOS ROSENDO, J. Estoque de carbono em solos sob pastagens cultivadas na bacia hidrográfica do Rio Paranaíba/Carbon storage in soils of cultivated pastures in the Parnaíba River basin. **Revista Sociedade & Natureza**, v. 26, n. 2, 2014.

ROSENDO, J. S.; ROSA, R. Comparação do estoque de C estimado em pastagem e vegetação nativa de cerrado. **Sociedade & Natureza**, v. 24, n. 2, p. 359-379, 2012.

ROSS, J. L. S. Análise Empírica da Fragilidade dos Ambientes Naturais e Antropizados. In: **Revista do departamento de geografia**, nº 8. FFLCH.SP. São Paulo, 1994.

ROYALL, D. A comparison of mineral-magnetic and distributed RUSLE modeling in the assessment of soil loss on a southeastern US cropland. **Catena**, v. 69, p. 170–180, 2007.

RULLI, M. C.; ROSSO, R. Modeling catchment erosion after wildfires in the San Gabriel Mountains of southern California. **Geophysical Research Letters**, v. 32, n. 19, 2005.

SANT'ANNA NETO, J. L. O Caráter Transicional do Clima e a Diversidade da Paisagem Natural na Região de Aquidauana. In: II Semana de Estudos Geográficos: Desenvolvimentos e Geografia. 1993, Aquidauana. **Anais...** UFMS/CEUA, v. 1, p.188-128, 1993.

SANTOS, I.; GOMES, J. Caracterização do Índice de Erosividade da Porção Orientação do Estado do Paraná. In: VI Simpósio Nacional De Controle De Erosão, 1999.

SERGIO, J.; COSTA, C. A. G.; TEIXEIRA, A.; ORTEGA, E. Aplicação da USLE e SIG na caracterização de três microbacias hidrográficas no Brasil. **Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 6, n. 2, p. 213-221, 2008.

SHIH, H. M; YANG, C. T. Estimating overland flow erosion capacity using unit stream power. **International Journal of Sediment Research**, v. 24, p. 46–62, 2009.

SILVA, A. M. **Aplicações de técnicas de geoprocessamento no estudo das relações entre os processos erosivos e sedimentológicos de bacia hidrográfica**. São Carlos, 1999. Tese (Doutoramento em Ciências da Engenharia Ambiental). USP.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; CORAZZA, E. J.; VIVALDI, L. Carbon storage in clayey Oxisol cultivated pastures in the “Cerrado” region, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 103, p. 357-363, 2004.

SILVA, J. R. C.; SILVA, F. J. Produtividade de um solo litólico associado ao controle de erosão por cordões de pedra em contorno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p. 435-440, 1997.

SILVA, J. S. V.; POTT, A.; ABDON, M. M.; POTT, V. J.; SANTOS, K. R.. **Projeto GeoMS: cobertura vegetal e uso da terra do Estado de Mato Grosso do Sul**. Campinas/SP: Embrapa Informática Agropecuária, 2011.

SILVA, V. C. Estimativa da erosão atual da bacia do rio Paracatu (MG/GO/DF). **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 34, n. 3, p. 147-159, 2003.

SIVIERO, M. R. L.; COIADO, E. M. A Produção de Sedimentos a Montante de uma Seção no Rio Atibaia Associada à Descarga Sólida Transportada. **In: XIII Simpósio Brasileiro De Recursos Hídricos**, 1999.

SINUN, W.; MENG, W. W.; DOUGLAS, I.; SPENCER, T. 1992. Throughfall, stemflow, overland flow and throughflow in the Ulu Segama rain forest, Sabah, Malaysia. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 335, n. 1275, p. 389-395, 1992.

SMITH, D. D. Interpretation of soil conservation data for field use. **Agricultural Engineerings**, St. Joseph, Mich v. 22, p. 173-175, 1941.

SREEDEVI, P, D.; SUBRAHMANYAM, K.; SHAKEEL, A. The significance of morphometric analysis for obtaining ground water potential zones in a structurally controlled terrain. **Environmental Geology**, v. 47, n. 3, p. 412-420, 2005.

SREEDEVI, P.D.; OWAIS, S.; KHAN, H. H.; AHMED, S. Morphometric analysis of a watershed of south India using SRTM data and GIS. **Journal of the Geological Society of India**, v.73, n. 4, p. 543-552, 2009.

SREEDEVI, P. D.; SREEKANTH, P. D.; KHAN, H. H.; AHMED, S. Drainage morphometry and its influence on hydrology in a semi arid region: using SRTM data and GIS. **Environmental Earth Sciences**. v.70, n 2, p. 839-848, 2013.

SRINIVAS, C. V., MAJI, A. K., REDDY, G. P. O., CHARY, G. R. Assessment of soil erosion using remote sensing and GIS in Nagpur district, Maharashtra for prioritisation and delineation of conservation units. **Journal Indian Society of Remote Sensing**, v. 30, n. 4, p. 197-212, 2002.

STÜRMER, S. L. K.; ROSSATO, S. B.; COPETTI, A. C. C.; SANTOS, D. R.; CALEGARI, A.; BRUM, B. Variações nos teores de carbono orgânico em função do desmatamento e revegetação natural do solo. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 2, p. 241-250, 2011.

ŠÚRI, M.; CEBECAUER, T.; HOFIERKA, J.; FULAJTÁR JUN., E. Soil Erosion Assessment of Slovakia at a Regional Scale Using GIS. **Ecology** (Bratislava), v. 21, n. 4, p. 404-422, 2002.

SUTHERLAND, A. B.; MEYER, J. L.; GARDINER, E. P. Effects of land cover on sediment regime and fish assemblage structure in four southern Appalachian streams. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 9, p. 1791-1805, 2002.

TERRANOVA, O.; ANTRONICO, R.; COSCARELLI, R.; IAQUINTA, P. Soil erosion risk scenarios in the Mediterranean environment using RUSLE and GIS: an application model for Calabria (southern Italy). **Geomorphology**, v. 112, n. 3, p. 228-245, 2009.

THORNES, J. B. **The interaction of erosional and vegetational dynamics in land degradation: spatial outcomes**. In: Thornes, J.B. (Ed.), *Vegetation and Erosion. Processes and Environments*. Wiley, Chichester, p. 41–53, 1990

TOLEDO, J. J. **Influência do solo e topografia sobre a mortalidade de árvores e decomposição de madeira em uma floresta de terra-firme na Amazônia Central**. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia (INPA) Manaus, Tese de doutorado 85 p. 2009

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE, USDA, 1981. **Handbook** no. 282

VALE JÚNIOR, J. F.; SILVA BARROS, L.; SOUSA, M. I. L.; UCHÔA, S. C. P. Erodibilidade e suscetibilidade à erosão dos solos de cerrado com plantio de *Acacia mangium* em Roraima. **Revista Agroambiente**, Online. v. 3, n. 1, p. 1-8, 2009.

VALERIANO, M. M.; KUPLICH, T. M.; STORINO, M.; AMARAL, B. D.; MENDES, J. N.; LIMA, D. J. Modeling small watersheds in Brazilian Amazonia with shuttle radar topographic mission-90m data. **Computers & geosciences**, v. 32, n. 8, p. 1169-1181, 2006.

VALERIANO, M. de M. **TOPODATA: guia de utilização de dados geomorfométricos locais** - São José dos Campos: INPE, 2008.

VANACKER, V.; MOLINA, A.; GOVERS, G.; POESEN, J.; DERCON, G.; DECKERS, S. River channel response to short-term human induced change in landscape connectivity in Andean ecosystems. **Geomorphology**, v. 72, p. 340-353, 2005.

VEZINA, K.; BONN, F.; PHAM, V. C. Agricultural land-use patterns and soil erosion vulnerability of watershed units in Vietnam's northern highlands. **Landscape ecology**, v. 21, n. 8, p. 1311-1325, 2006.

VEZZANI, F. **Qualidade do sistema solo na produção agrícola**. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)-Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGRAWHill do Brasil, 1975. 245p.

WAINWRIGHT, J.; THORNES, J. B. **Environmental Issues in the Mediterranean: Processes and Perspectives from the Past and Present**. Routledge, London, 2004, 479 p.

WALSH, R.P.D.; BIDIN, K.; BLAKE, W. H.; CHAPPELL, N. A.; CLARKE, M. A.; DOUGLAS, I.; GHAZALI, R.; SAYER, A. M.; SUHAIMI, J.; TYCH, W.; ANNAMMALA, K.V. **Long-term responses of rainforest erosional systems at different spatial scales to selective logging and climatic change**. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 366, n. 1582, p. 3340-3353, 2011.

WANG, G.; GERTNER, G.; FANG, S.; ANDERSON, A. B. Mapping multiple variables for predicting soil loss by geostatistical methods with TM images and a slope map. **Photogrametric Engineering and Remote Sensing**, v. 69, p. 889–898, 2003.

WANG, L.; HUANG, J.; DU, Y.; HU, Y.; HAN, P. Dynamic assessment of soil erosion risk using Landsat TM and HJ satellite data in Danjiangkou Reservoir area, China. **Remote Sensing**, v. 5, n. 8, p. 3826-3848, 2013.

WEBB, A. A. Can timber and water resources be sustainably co-developed in south-eastern New South Wales, Australia? **Environment, development and sustainability**, v. 14, n. 2, p. 233-252, 2012.

WEILL, M. A .M.; SPAROVEK, G. Estudo da erosão na microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP). II Interpretação da tolerância de perda de solo utilizando o método do Índice de Tempo de Vida. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 2, p. 815-824, 2008.

WIERSUM, K.F. **Surface erosion under various tropical agroforestry systems**. In: O'Loughlin, C.L., Pearce, A.J. (Eds.), Proceedings of the Symposium on the Effects of Land Use on Erosion and Slope Stability. Honolulu, May 1984, p. 231–239.

WISCHMEIER, W. H, SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation. **Agricultural Handbook** No. 537. Planning, Science and Education Administration. United States Department of Agriculture, Washington, DC, 1978.

YANG, D.; KANAE, S.; OKI, T.; KOIKEL, T.; MUSIAKE, T. Global potential soil erosion with reference to land use and climate change. **Hydrological Processes** v. 17, n.14, p. :2913–2928, 2003.

YEOMANS, A.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communication Soil Science Plant Analysis**, v. 19, n. 13, p. 1467-1476, 1988.

YUE-QING, X.; XIAO-MEI, S.; XIANG-BIN, K.; JIAN, P.; YUN-LONG, C. Adapting the RUSLE and GIS to model soil erosion risk in a mountains karst watershed, Guizhou Province, China. **Environmental monitoring and assessment**, v. 141, n. 1-3, p. 275-286, 2008.

ZHANG, Y.; RICHARDSON, J. S.; PINTO, X. Catchment-scale effects of forestry practices on benthic invertebrate communities in Pacific coastal streams. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 6, p. 1292-1303, 2009.

ZINGG, A .W. Degree and length of land slope as it affects soil loss and runoff. **Agricultural Engineerings**, v. 21, p. 59-64, 1950.

ZINN, Y. L.; LAL, R.; BIGHAM, J. M.; RESCK, D. V. Edaphic controls on soil organic carbon retention in the Brazilian Cerrado: texture and mineralogy. **Soil Science Society of America Journal**, v. 71, n. 4, p. 1204-1214, 2007.