



Ministério da  
**Ciência, Tecnologia  
e Inovação**



sid.inpe.br/mtc-m19/2014/02.06.00.58-TDI

**INFLUÊNCIA DA EXPANSÃO AGRÍCOLA NO  
ESCOAMENTO SUPERFICIAL E NA PRODUÇÃO DE  
SEDIMENTOS NO CERRADO DO MEIO NORTE DO  
MATO GROSSO**

Gabriel Bertani

Dissertação de Mestrado do Curso  
de Pós-Graduação em Sensoria-  
mento Remoto, orientada pelo Dr.  
Antonio Roberto Formaggio, apro-  
vada em 24 de fevereiro de 2014.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3FML92S>>

INPE  
São José dos Campos  
2014

## **PUBLICADO POR:**

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Gabinete do Diretor (GB)

Serviço de Informação e Documentação (SID)

Caixa Postal 515 - CEP 12.245-970

São José dos Campos - SP - Brasil

Tel.:(012) 3208-6923/6921

Fax: (012) 3208-6919

E-mail: pubtc@sid.inpe.br

## **CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELLECTUAL DO INPE (RE/DIR-204):**

### **Presidente:**

Marciana Leite Ribeiro - Serviço de Informação e Documentação (SID)

### **Membros:**

Dr. Antonio Fernando Bertachini de Almeida Prado - Coordenação Engenharia e Tecnologia Espacial (ETE)

Dr<sup>a</sup> Inez Staciarini Batista - Coordenação Ciências Espaciais e Atmosféricas (CEA)

Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação Observação da Terra (OBT)

Dr. Germano de Souza Kienbaum - Centro de Tecnologias Especiais (CTE)

Dr. Manoel Alonso Gan - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPT)

Dr<sup>a</sup> Maria do Carmo de Andrade Nono - Conselho de Pós-Graduação

Dr. Plínio Carlos Alvalá - Centro de Ciência do Sistema Terrestre (CST)

### **BIBLIOTECA DIGITAL:**

Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação de Observação da Terra (OBT)

### **REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:**

Marciana Leite Ribeiro - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Yolanda Ribeiro da Silva Souza - Serviço de Informação e Documentação (SID)

### **EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:**

Maria Tereza Smith de Brito - Serviço de Informação e Documentação (SID)

André Luis Dias Fernandes - Serviço de Informação e Documentação (SID)



Ministério da  
**Ciência, Tecnologia  
e Inovação**



sid.inpe.br/mtc-m19/2014/02.06.00.58-TDI

**INFLUÊNCIA DA EXPANSÃO AGRÍCOLA NO  
ESCOAMENTO SUPERFICIAL E NA PRODUÇÃO DE  
SEDIMENTOS NO CERRADO DO MEIO NORTE DO  
MATO GROSSO**

Gabriel Bertani

Dissertação de Mestrado do Curso  
de Pós-Graduação em Sensoria-  
mento Remoto, orientada pelo Dr.  
Antonio Roberto Formaggio, apro-  
vada em 24 de fevereiro de 2014.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3FML92S>>

INPE  
São José dos Campos  
2014

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

---

Bertani, Gabriel.

B461i      Influência da expansão agrícola no escoamento superficial e na produção de sedimentos no cerrado do meio norte do Mato Grosso / Gabriel Bertani. – São José dos Campos : INPE, 2014.  
xviii + 93 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m19/2014/02.06.00.58-TDI)

Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2014.

Orientador : Dr. Antonio Roberto Formaggio.

1. sensoriamento remoto. 2. SWAT. 3. escoamento superficial.  
4. produção de sedimentos. I.Título.

CDU 528.8:631(817)

---

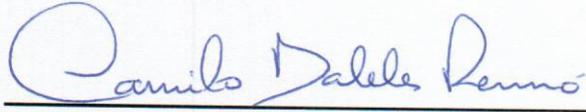


Esta obra foi licenciada sob uma Licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

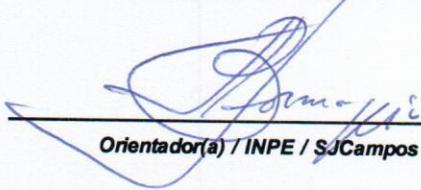
Aprovado (a) pela Banca Examinadora  
em cumprimento ao requisito exigido para  
obtenção do Título de **Mestre** em  
**Sensoriamento Remoto**

Dr. Camilo Daleles Rennó



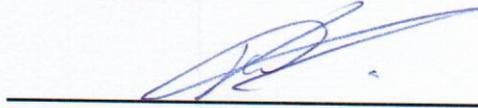
Presidente / INPE / SJCampos - SP

Dr. Antonio Roberto Formaggio



Orientador(a) / INPE / SJCampos - SP

Dr. Kleber Trabaquini



Membro da Banca / INPE / São José dos Campos - SP

Dr. Eduardo Guimarães Couto



Convidado(a) / UFMT / Cuiabá - MT

*Este trabalho foi aprovado por:*

( ) maioria simples

unanimidade

Aluno (a): **Gabriel Bertani**

São José dos Campos, 24 de Fevereiro de 2014



## **AGRADECIMENTOS**

A Deus!

A toda minha família.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), pela oportunidade recebida em cursar o Mestrado em Sensoriamento Remoto.

À Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), campus Frederico Westphalen, pela oportunidade de realizar o curso de Graduação em Engenharia Florestal.

Ao meu Orientador Dr. Antônio Roberto Formaggio, pelo apoio, incentivo e por todas as orientações.

À minha Co-orientadora Dr. Rosana Cristina Grecchi e ao colega Dr. Kleber Trabaquini, pelo auxílio na condução desta pesquisa e no trabalho em campo.

Ao meu grande amigo Dr. Fábio Marcelo Breunig, por ter me auxiliado a ingressar no curso de Mestrado e também por toda ajuda prestada durante esse período.

Aos meus Ex-Orientadores Dr. Roosevelt de Lara Santos Junior e Dr. Renato Beppler Spohr, por tudo que me ensinaram.

Ao colega Dr. André de Lima, pela ajuda com os Sistemas de Informação Geográfica.

A todos os funcionários do Departamento de Sensoriamento Remoto (DSR) do INPE, que colaboraram para a realização deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, pela concessão da bolsa de estudo.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo financiamento desta pesquisa.



## RESUMO

A expansão agrícola costuma provocar diversas consequências nos locais onde ocorre, causadas principalmente pela intensificação do processo erosivo. Considerando a importância ecológica que o Cerrado brasileiro possui e os possíveis efeitos da intensa degradação desse bioma, o presente estudo concentra-se em estudar e mensurar alguns dos impactos causados pela conversão do bioma Cerrado em áreas agrícolas na região de Sapezal – MT, que se trata de um dos polos de produção agrícola do País e passou por um intenso processo de expansão agrícola nas últimas décadas. Para esse fim, foram utilizadas ferramentas de Sensoriamento Remoto, Geotecnologias e o modelo SWAT para a análise da produção de sedimentos e escoamento superficial entre 1981 – 2010 na Bacia do Rio Papagaio, que abrange a maior parte da região de Sapezal. Foram realizadas duas simulações, para os períodos de 1981 a 1990 e de 2001 a 2010. Foi constatada alta correlação entre os valores de escoamento superficial e produção de sedimentos nessa área, que foram maiores nos locais onde houve expansão agrícola. Porém, as perdas de solo simuladas encontram-se dentro dos limites de tolerância estabelecidos pela FAO (1967). Isso indica que as alterações provocadas pela expansão agrícola, entre 1981 e 2010, não causaram grandes impactos sobre os recursos hídricos e solos dessa região.



# **INFLUENCE OF AGRICULTURAL EXPANSION IN RUNOFF AND SEDIMENT YIELD IN NORTHERN HALF OF THE MATO GROSSO STATE - BRAZIL**

## **ABSTRACT**

Agricultural expansion tends to cause various consequences in places where it occurs, caused mainly by the intensification of erosion process. Considering the ecological importance of the Brazilian Cerrado and the possible effects of intense degradation of this biome, this study focuses on studying and measuring some of the impacts caused by the conversion of the Cerrado to agricultural areas in Sapezal - MT region, which is a center of agricultural production in the Brazil and has undergone an intense process of agricultural expansion in recent decades. Remote Sensing, Geotechnologies and the SWAT Model were used to realize this task, in order to analyze the sediment production and runoff from 1981 to 2010. Two simulations were performed, representing the following periods: 1981-1990 and 2001-2010. It was observed high correlation between the values of runoff and sediment yield in this area. These values were higher where there was agricultural expansion. However, the simulated soil losses are within the tolerances established by the FAO (1967). This indicates that the changes caused by agricultural expansion between 1981 and 2010 did not have major impacts on water resources and soils of this region.



## LISTA DE FIGURAS

	<u>Pág.</u>
Figura 2.1 - Etapas do ciclo hidrológico de uma bacia hidrográfica. Fonte: SWAT (2009). .....	11
Figura 2.2 - Esquema representativo do funcionamento do algoritmo SUFI-2. ....	26
Figura 3.1 - Representação e localização da área de estudo, na região de Sapezal (MT). .....	31
Figura 3.2 - Grupos fitofisionômicos do Cerrado. Fonte: (BITENCOURT et al. 1997).....	34
Figura 3.3 - a) Plantio sobre Latossolos. b) Plantio sobre areias quartzosas. ....	35
Figura 3.4 - a) Soja; b) Plantio de Algodão; c) Plantio de Milho; d) Pastagens. ....	36
Figura 3.5 - Localizações das duas estações fluviométricas da ANA, cujos dados foram utilizados na presente pesquisa. ....	39
Figura 3.6 - Mapa da distribuição dos solos na área de estudo. Fonte: SEPLAN (2006)	40
Figura 3.7 - Mosaicos das imagens CDR representativas da área em estudo na composição R(3) G(4) E B(5). ....	42
Figura 3.8 - Mosaicos TOPODATA representativos da área em estudo. ....	43
Figura 3.9 - Etapas de processamento do modelo SWAT realizadas na presente pesquisa. ....	46
Figura 3.10 - Fluxo acumulado em cada célula de um modelo digital de elevação. Fonte: ESRI (2010). ....	47
Figura 3.11 – Distribuição dos fatores utilizados na USLE. ....	57
Figura 4.1 - Árvore de decisão gerada para classificar a imagem do período de 1984 através do algoritmo j48. ....	60
Figura 4.2 - Árvore de decisão gerada para o classificar a imagem do período de 1984 através do algoritmo j48. ....	61
Figura 4.3 - Uso e ocupação dos solo para os anos de 1984 e 2010. ....	62
Figura 4.4 – Sub-bacias geradas no processo de discretização. ....	63
Figura 4.5 - Comparação das curvas de vazão simulada e observada para o período de 1985. ....	67
Figura 4.6 - Comparação das curvas de vazão simulada e observada para o período de 2009. ....	67
Figura 4.7 - Comparação entre a curva de vazão simulada pelo processo de validação e a observada para o período de 1986. ....	70

Figura 4.8 - Comparação entre a curva de vazão simulada pelo processo de validação e a observada para o período de 2010.....	70
Figura 4.9 - Potencial Natural de Erosão normalizado por sub-bacia.....	72
Figura 4.10 - Distribuição da perda de sedimentos (t\ano) para os dois períodos estudados.....	73
Figura 4.11 Produção de Sedimentos por hectare (t.ha <sup>-1</sup> .ano <sup>-1</sup> ) em cada sub-bacia.....	74
Figura 4.12 - Diferença da produção de Sedimentos Produção de Sedimentos entre os dois períodos, simulada pela USLE (t.ha <sup>-1</sup> .ano <sup>-1</sup> ) em cada sub-bacia.....	76
Figura 4.13 - Escoamento Superficial (mm\ano) por sub-bacia.....	77
Figura 4.14 - Diferenças no escoamento superficial ( mm\ano) (a) e na Produção de Sedimentos (t\ano) (b) entre os dois períodos.....	78

## LISTA DE TABELAS

	<b><u>Pág.</u></b>
Tabela 3.1. Imagens utilizadas.....	41
Tabela 3.2. Modelos digitais de elevação utilizados no presente estudo.....	42
Tabela 3.3 - Parâmetros utilizados no processo de Análise de Sensibilidade com os respectivos valores absolutos dos intervalos iniciais. ....	52
Tabela 4.1 - Área ocupada por cada classe. ....	62
Tabela 4.2 - Análise de Sensibilidade realizada para o período 1981-1990.....	64
Tabela 4.3 – Valores obtidos para cada parâmetro no processo de calibração. ....	65
Tabela 4.4 - Resultados dos processos de calibração. ....	68
Tabela 4.5 - Validação dos dados calibrados.....	69
Tabela 4.6 - Médias mensais das variáveis simuladas no período 1981 – 1990.....	79
Tabela 4.7 - Médias mensais das variáveis simuladas no período 2001 – 2010.....	79



## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ANA - Agência Nacional de Águas

EUPS - Equação Universal de Perdas de Solo

FAO - Food and Agriculture Organization

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

MDE - Modelo Digital de Elevação

MODIS - *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*

MT - Mato Grosso

NC - Número da Curva

SCS - *Soil Conservation Service*

SEPLAN - Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral-MT

SRTM - *Shuttle Radar Topography Mission*

SWAT - *Soil Water Assessment Tool*

TM - *Thematic Mapper*

USDA - *United States Department of Agriculture*

WEKA - *Waikato Environment for Knowledge Analysis*



## SUMÁRIO

	<b><u>Pág.</u></b>
1	INTRODUÇÃO ..... 1
1.1	Objetivos ..... 4
1.1.1.	Objetivo Geral ..... 4
1.1.2.	Objetivos específicos..... 4
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA..... 5
2.1.	Conversão de áreas naturais e sua relação com o processo erosivo..... 5
2.2.	Modelos ambientais..... 8
2.2.1.	Classificação dos modelos..... 8
2.2.2.	Bacias hidrográficas e suas relações com os modelos ambientais ..... 10
2.2.3.	Modelagem de processos hidrológicos..... 10
2.2.4.	USLE..... 12
2.2.5.	SWAT ..... 15
2.2.5.1.	Caracterização geral do modelo ..... 15
2.2.5.2.	Componentes do modelo SWAT ..... 17
2.3.	Análise de sensibilidade ..... 21
2.4.	Calibração e Análise de incerteza ..... 22
2.4.1.	Fontes de incertezas ..... 23
2.4.2.	SUFI - 2 ..... 24
2.4.3.	Validação..... 27
2.5.	Cartografia de uso e ocupação do solo..... 27
2.6.	Imagens CDR ..... 28
2.7.	Grade Numérica TOPODATA..... 29
3	MATERIAIS E MÉTODOS ..... 31
3.1.	Caracterização geral da área de estudo..... 31
3.1.1.	Localização ..... 31
3.1.2.	Contexto histórico..... 32
3.1.3.	Aspectos socioeconômicos ..... 32

3.1.4.	Caracterização da paisagem natural .....	33
3.2.	Observações In situ .....	34
3.2.1.	Caracterização geral da área .....	34
3.2.2.	Culturas e sistemas de manejo empregados na área em estudo .....	35
3.2.3.	Sistema de Plantio.....	36
3.3.	Dados utilizados .....	37
3.3.1.	Dados Climáticos.....	37
3.3.2.	Vazões observadas.....	38
3.3.3.	Dados edáficos .....	39
3.3.4.	Imagens .....	41
3.3.5.	Modelos de elevação .....	42
3.3.6.	Uso e ocupação do solo .....	43
3.4.	Metodologia Empregada.....	45
3.4.1.	Aplicação do modelo SWAT .....	46
3.4.2.	Aplicação do SUFI-2.....	50
3.4.3.	Validação.....	54
3.4.4.	Análise de precisão .....	54
3.4.5.	USLE.....	56
4	RESULTADOS .....	59
4.1.	Mudanças no uso e ocupação do solo .....	59
4.2.	Aplicação do Modelo SWAT .....	63
4.3.	Análise de Sensibilidade.....	64
4.4.	Calibração.....	65
4.5.	Validação.....	69
4.6.	Potencial Natural de Erosão.....	71
4.7.	Análise da produção de sedimentos simulada pelo modelo SWAT.....	72
4.8.	Análise da produção de sedimentos simulada pela USLE.....	75
4.9.	Escoamento Superficial.....	76
4.10.	Médias mensais obtidas para a bacia .....	78
5	CONCLUSÕES.....	81
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	83

## 1 INTRODUÇÃO

De acordo com estimativas da Food and Agriculture Organization – FAO (2009), cerca de 38% das terras emergidas do planeta (considerando apenas as áreas sem cobertura permanente de gelo) são ocupadas por áreas agrícolas, das quais 26% são representadas por pastagens e 12% por plantios agrícolas. Tais áreas são alocadas em locais mais propícios às práticas agrícolas, enquanto o restante da superfície terrestre é coberta por desertos, montanhas, tundras, áreas urbanas, reservas ecológicas e outras áreas impróprias à agricultura (FOLEY et. al, 2011).

Apesar da vasta ocupação agrícola, a demanda relacionada à produção de alimentos tem sofrido um acentuado aumento. De acordo com projeções realizadas pela *International Assessment of Agricultural Knowledge – IAASTD* (2009), nas próximas décadas seria necessário dobrar a produção mundial de alimentos para suprir o crescimento da demanda. A necessidade de aumento na produção é relacionada principalmente ao crescimento populacional, aos padrões alimentares da população e à prevista crescente implantação de culturas bioenergéticas (FAO, 2009).

O cenário descrito pelas estimativas da IAASTD (2009) requer duas possíveis formas para aumentar a oferta de alimentos, a saber: intensificação da produção agrícola e expansão das áreas agrícolas. A intensificação consiste em práticas que objetivam o aumento da produção agrícola em áreas de cultivo já existentes. Entre as práticas mais comuns, pode-se citar a irrigação e a mecanização agrícola, melhoramento genético, além do uso de fertilizantes e biocidas. Por outro lado, a expansão agrícola caracteriza-se pela implantação de novas unidades de produção, através da conversão de ecossistemas naturais em áreas agrícolas.

O processo de expansão agrícola tem ocorrido, em sua maior parte, nas regiões tropicais (FOLEY et al., 2011). Entre os biomas mais afetados por essa atividade está o Cerrado brasileiro (MACHADO et al., 2004). Nos últimos 40

anos, o Brasil obteve um acentuado avanço econômico e tecnológico, e isso fez com que o País implantasse diversos programas de subsídio à produção agrícola na região do Cerrado. O incentivo governamental e os avanços tecnológicos ocorridos a partir da década de 1970 ajudaram a viabilizar o cultivo agrícola nessa região, até então considerada pouco produtiva (MACHADO et al., 2004).

Como o cultivo agrícola era dificultado devido à elevada acidez e à baixa fertilidade dos solos na região do Cerrado (BICKEL; DROS, 2003), o avanço tecnológico possibilitou a melhoria dessas condições, além da implantação de um sofisticado sistema de irrigação, mecanização agrícola e incremento da malha viária. Outro fator que contribuiu para a aceleração do processo de expansão agrícola foi o baixo preço de propriedades no início da ocupação. Além dos fatores socioeconômicos e tecnológicos, o aumento da exploração agrícola no Cerrado também foi influenciado pelo aspecto físico da paisagem, caracterizada por uma topografia suave e favorável à mecanização (FERREIRA; HUETE, 2004).

De acordo com Ferreira et al. (2007), o aumento da exploração agrícola foi responsável por cerca de 40% da conversão das áreas originais do Cerrado. Segundo projeções desses autores, o desmatamento desse bioma irá aumentar em mais de 14% até 2050, o que reduziria a área original para aproximadamente 1 milhão de km<sup>2</sup>. Ferreira et al. (2007) ainda estimam que cerca de 60 mil km<sup>2</sup> de área original será convertida em áreas agrícolas, até o ano de 2020. Tais alterações podem causar diversos efeitos sobre os recursos naturais da região, como: assoreamento e eutrofização dos cursos d'água, perda de biodiversidade, diminuição da fertilidade do solo e alterações no ciclo hidrológico (CLAY, 2004; EMBRAPA, 2011).

Os supra-referidos efeitos da exploração agrícola sobre o ambiente são determinados principalmente pelo processo de erosão hídrica, que consiste na remoção de partículas do solo através da chuva e do escoamento superficial.

Esta é considerada uma das principais formas de degradação e esgotamento de nutrientes do solo, o que afeta a produtividade agrícola e a sustentabilidade nas áreas em que ocorrem (KIRKBY; MORGAN, 1976).

As transformações ocorridas nas últimas décadas e suas projeções demonstram a necessidade de estudos capazes de avaliar os efeitos causados pela conversão dos ecossistemas naturais, verificar quais as áreas mais impactadas, identificar os locais mais suscetíveis aos processos de degradação e estabelecer uma relação entre a ação antrópica e as transformações espaço-temporais ocorridas no Cerrado brasileiro. Para a realização de tais análises, é comum o uso de modelos desenvolvidos especificamente para avaliar, quantificar e simular o comportamento dos recursos naturais, sob determinadas condições.

Considerando a tendência de expansão das áreas agrícolas nas regiões tropicais e os efeitos causados por esse processo no meio em que ocorrem, o presente estudo concentra-se em estudar e mensurar alguns dos impactos hidrológicos causados pela conversão do bioma Cerrado em áreas agrícolas na região de Sapezal – MT, que se trata de um dos principais pólos de produção agrícola dos Cerrados do Mato Grosso.

A presente pesquisa utilizou ferramentas de Sensoriamento Remoto, Geotecnologias e Modelos Ambientais para a análise das transformações de cobertura da terra ocorridas entre 1981 – 2010 na bacia hidrográfica do Rio Papagaio, situada na Região de Sapezal, a partir da avaliação de um conjunto de variáveis envolvidas na dinâmica dos processos físicos que ocorrem nesse local. Como essa região possui parte de sua área original convertida em sistemas agrícolas, a análise das mudanças históricas e da situação atual dessa área pode auxiliar o entendimento dos possíveis efeitos futuros de áreas em processo de expansão agrícola, além de indicar os possíveis locais de vulnerabilidade e fornecer informações para avaliar quais as medidas necessárias para a atenuação dos possíveis impactos causados.

## **1.1 Objetivos**

### **1.1.1. Objetivo Geral**

Analisar os efeitos da conversão da vegetação de Cerrado em áreas agrícolas sobre os recursos hídricos e solos, tendo como base uma área de estudo na região de Sapezal (MT).

### **1.1.2. Objetivos específicos**

- Analisar quais os parâmetros que possuem maior influência sobre os resultados do modelo SWAT (Análise de sensibilidade);
- Calibrar e validar o modelo;
- Obter Potencial Natural de Erosão – PNE da área em estudo;
- Estimar a produção de sedimentos e o escoamento superficial;
- Realizar a simulação da produção de sedimentos através da Equação Universal de Perdas de Solo.

## **2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

A análise do processo de erosão se faz necessária para avaliar os efeitos causados pelas mudanças no uso e na ocupação da terra sobre o solo e os recursos hídricos. Para tanto, recorre-se ao uso de modelos ambientais, que simulam determinadas condições (níveis de vazão, escoamento superficial, produção de sedimentos, etc.) da área observada. Tais modelos utilizam dados relacionados às características atuais do local estudado (p. ex: clima, relevo, uso e características do solo) e também processos que buscam ajustar seus parâmetros e avaliar os resultados obtidos - análise de sensibilidade, análise de incerteza, calibração e validação. As secções a seguir procuram fornecer o embasamento teórico necessário ao desenvolvimento do problema levantado.

### **2.1. Conversão de áreas naturais e sua relação com o processo erosivo**

A erosão hídrica é descrita por Bahia et al. (1992) em três etapas: 1) desagregação de partículas; 2) transporte das partículas removidas; 3) deposição dos sedimentos. A primeira etapa caracteriza o início da erosão hídrica, que ocorre quando as gotas da chuva atingem a superfície e causam a desagregação das partículas do solo. Já o transporte das partículas ocorre quando a água não infiltra no solo e escorre superficialmente. A intensidade da chuva, as propriedades do solo, a cobertura da superfície (considerada nula em solos expostos) e as características de relevo (comprimento de rampa e declividade) determinam como ocorre o transporte das partículas. Por fim, ocorre a deposição das partículas nas partes mais baixas do relevo (vales e leitos de rios).

Quando ocorre a erosão, diversos impactos são causados aos recursos hídricos. As partículas removidas (sedimentos) geralmente possuem matéria orgânica e sementes, além de fertilizantes, corretivos e agrotóxicos (em ambiente agrícola). Quando são depositadas no leito dos rios, podem causar a contaminação e eutrofização da água, que provocam a morte de diversos organismos aquáticos e prejudicam a qualidade da água para consumo

humano. Além disso, o depósito de sedimentos provoca o assoreamento, que diminui a vazão dos cursos d'água e aumenta o risco de enchentes.

Além dos efeitos sobre os corpos d'água, o processo erosivo também representa uma ameaça à sustentabilidade da produção agrícola. Um dos principais impactos sobre as áreas de cultivo consiste no transporte de solutos para as camadas mais profundas do solo, conhecido como lixiviação (BAHIA et al., 1992). Esse processo ocorre quando a água da chuva ou irrigação entra em contato com a camada exposta do solo e dissolve determinadas substâncias (solutos). Entre as substâncias lixiviadas, existem diversos nutrientes importantes para o pleno desenvolvimento das plantas, entre os quais se destacam: N, K, Ca e Mg, além de matéria orgânica (LAWTON et al., 1978). A ocorrência da lixiviação pode prejudicar e/ou inviabilizar a produção agrícola de uma área ao longo do tempo, devido à perda gradativa de nutrientes e matéria orgânica.

Devido ao crescimento das fronteiras agrícolas na região de Sapezal (SILVA, 2003), ocorrido nas últimas décadas, e que tem transformado a paisagem dessa área, é possível que esse local possa estar mais vulnerável aos processos de erosão, descritos anteriormente. Diversas áreas do bioma Cerrado têm sido convertidas em plantios agrícolas ou pastagens, além de locais desmatados ou queimados, que hoje se encontram em regeneração. Os impactos que podem ser causados por esse processo, em sua maioria, estão relacionados à retirada da cobertura vegetal, que constitui o fator mais importante na prevenção e redução da erosão do solo (ELWELL; STOCKING, 1976).

Entre as funções que a vegetação possui na prevenção da erosão, destacam-se: redução da energia cinética do escoamento da água, estabilização de encostas e taludes, proteção do solo contra o impacto da chuva, manutenção da coesão entre as partículas do solo (a matéria orgânica possui grande quantidade de cargas livres, o que eleva a interação de cargas no solo),

aumento da infiltração de água e conservação das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (ELWELL; STOCKING, 1976).

Parte do volume de água da chuva que atinge um solo com cobertura vegetal é armazenado nas folhas e caules das plantas, o que Helvey e Patric (1965) denominam como interceptação. Esse processo caracteriza-se pela redistribuição da água através de respingos no solo e escoamento pelo caule, além da evaporação, que determina a perda de água e diminui o volume que chega até o solo.

A capacidade de interceptação de água depende principalmente do tipo de vegetação que caracteriza a cobertura do solo. As condições de umidade prévias de dossel, temperatura do ar, velocidade do vento, etc. também possuem influência sobre esse processo. Uma floresta tropical, por exemplo, retém uma quantidade de água cerca de três vezes maior quando comparada a uma cultura de milho (FUJIEDA et al., 1997), o que diminui as possibilidades de erosão por escoamento superficial. Além disso, as florestas conferem maior resistência mecânica ao escoamento superficial, diminuindo a energia cinética desse processo e favorecendo a infiltração. Dessa forma, a conversão dos ambientes naturais em áreas agrícolas ou pastagens provoca diversas alterações no processo erosivo dessas áreas.

Galharte et al. (2014) simularam a produção de sedimentos através do modelo SWAT para dois cenários distintos de uso e ocupação do solo, na bacia hidrográfica Ribeirão das Guabirobas (São Carlos, SP). No cenário 1, a maior parte da área era ocupada por culturas de cana-de-açúcar. Já no cenário 2, simulou-se um avanço de culturas de *Citrus* sobre parte das áreas de cana-de-açúcar. Enquanto no primeiro cenário a produção média de sedimentos foi de  $0,049 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ , no segundo esses valores diminuíram para  $0,024 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$  (51%). Esses resultados encontram-se dentro dos limites determinados pela FAO (1967), os quais admitem perdas de  $12,5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ , para solos

profundos, com boa permeabilidade e bem drenados, enquanto para solos rasos ou com pouca permeabilidade são admitidas perdas de até  $2 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ .

Já Moro (2008) fez a simulação da produção de sedimentos e do escoamento superficial na bacia de Ribeirão do Marins (Piracicaba – SP), nos períodos de 1999 e 2000 (considerando as condições atuais da bacia, na época considerada). A área da bacia era composta por cerca de 8% de vegetação nativa e o restante era formado por cana-de-açúcar/pastagens. A produção de sedimentos resultou em 1,24 e  $0,61 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ , para os anos de 1999 e 2000, respectivamente. Esse autor ainda fez outras simulações para outros cenários (outros possíveis tipos de cobertura do solo), considerando os mesmos períodos. Em uma das simulações, onde se considerou um cenário hipotético da bacia sendo composta por vegetação nativa em 58% de sua área, a produção de sedimentos resultou em 0,16 e  $0,14 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ , para os anos de 1999 e 2000, respectivamente. Assim como no trabalho de Galharte et al. (2014), esses resultados também estão dentro dos limites estabelecidos pela FAO (1967).

## **2.2. Modelos ambientais**

Mendes e Cirilo (2001) referem-se aos modelos como abstrações ou representações da realidade. Os modelos procuram analisar o comportamento de um sistema, seja ele real ou abstrato, em uma escala temporal que se relaciona com uma entrada (causa ou estímulo de energia ou informação) e uma saída (efeito ou resposta de energia ou informação) (TUCCI, 1987). Suas aplicações são capazes de simular diversos fatos ou situações, produzindo resultados para diversas instâncias e formas de aplicação.

### **2.2.1. Classificação dos modelos**

Os modelos hidrológicos usualmente são classificados a partir de determinadas características, entre as quais se destacam: 1) Tipos de variáveis utilizadas, 2) Formas de discretização, 3) Dependência temporal, 4) Relações entre as

variáveis utilizadas, e 5) Formas de representação dos dados. A seguir são descritos os tipos de classificações citados:

1) Tipos de variáveis utilizadas: se uma das variáveis envolvidas no modelo tem comportamento aleatório, o modelo é dito estocástico. Por outro lado, se os conceitos de probabilidade não são considerados em sua elaboração, o modelo é denominado determinístico. Nos modelos determinísticos, um dado conjunto de entrada irá produzir um único resultado. No entanto, se uma variável de entrada for aleatória e o modelo resultar em um único valor, esse modelo será considerado determinístico.

2) Formas de discretização espacial: denomina-se como concentrado um modelo que não considera a heterogeneidade de suas variáveis em relação à variação espacial (sua principal variável é o tempo). Geralmente essa abordagem utiliza a estatística espacial das variáveis relacionadas ao sistema modelado. Por outro lado, os modelos distribuídos procuram representar a variabilidade espacial das características físicas em uma bacia hidrográfica.

3) Dependência temporal: quando os parâmetros não variam em relação ao tempo o modelo é denominado estático, descrevendo um fenômeno em um determinado momento. Já em um modelo dinâmico seus parâmetros variam temporalmente.

4) Relações entre as variáveis utilizadas: dividem-se em conceituais e empíricos. Os modelos conceituais procuram representar os processos físicos que envolvem o objeto de estudo. Já os modelos empíricos baseiam-se em relações estatísticas entre as variáveis, sem ter necessariamente uma relação de causa e efeito.

5) Forma de representação dos dados: de acordo com a maneira com que simulam um determinado evento, os modelos podem ser discretos ou contínuos. Um modelo é considerado discreto quando procura modelar um evento específico, como um período de cheia ou recessão. Já os modelos

contínuos objetivam simular um período mais longo, que compreenderia comportamentos hidrológicos distintos.

### **2.2.2. Bacias hidrográficas e suas relações com os modelos ambientais**

De acordo com Tucci (2001), uma bacia hidrográfica corresponde a um sistema físico, cuja entrada corresponde à água precipitada e a saída é representada pela vazão ou descarga da bacia. Como as bacias hidrográficas constituem um sistema com uma única saída e são as unidades básicas de estudos hidrológicos, esses ambientes são amplamente utilizados como unidade ou sistema no qual um modelo hidrológico ou ambiental é implementado. Segundo Silva (2009), nas bacias hidrográficas é possível monitorar os processos físicos (e seus componentes) que nela ocorrem, analisando suas relações e comportamentos.

### **2.2.3. Modelagem de processos hidrológicos**

Spruill et al. (2000) afirmam que os modelos hidrológicos possuem notável importância no entendimento dos processos de uma bacia, além da análise dos efeitos causados por determinada ocupação do solo. Um modelo hidrológico é composto por uma série de equações e procedimentos, através dos quais é possível analisar os impactos causados pelas conversões na cobertura do solo e também a prever cenários hipotéticos de alterações em determinado ecossistema (SILVA, 2007). Modelos hidrológicos mais versáteis têm sido desenvolvidos, os quais fazem uso de princípios físicos capazes de representar os processos hidrológicos com variabilidade espacial (BRONSTERTE; PLATE, 1997). Esses modelos possuem o objetivo inicial de representar os componentes do ciclo hidrológico de uma bacia, determinando seu comportamento sob um conjunto de condições. A partir desse conjunto de informações realizam-se as análises das consequências relativas às possíveis alterações a ocorrer no sistema (p. ex: erosão, poluentes e variações climáticas).

A Figura 2.1 mostra um esquema representativo dos principais processos envolvidos nas diversas etapas do ciclo hidrológico de uma bacia. A entrada de água nesse processo ocorre através da precipitação, que pode ser interceptada pela vegetação. A água pode ser retida pelas folhagens, escorrer e atingir o solo ou evaporar. A parte que atinge o solo pode infiltrar ou ser direcionada ao canal através do escoamento superficial. Ao infiltrar no solo, a água pode ser retida pela matriz, escoada lateralmente ou percolar em direção aos aquíferos rasos ou profundos.

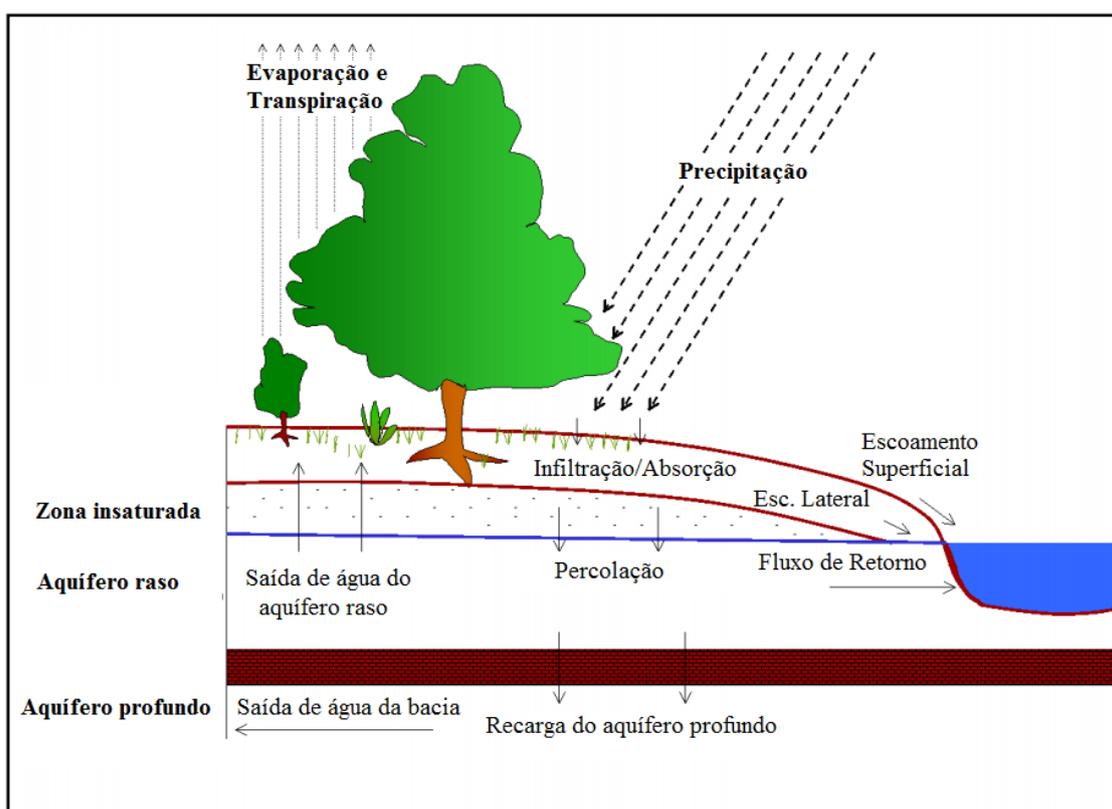


Figura 2.1 - Etapas do ciclo hidrológico de uma bacia hidrográfica.  
Fonte: SWAT (2009).

Quaisquer alterações que ocorram nos elementos que influenciam a dinâmica de uma bacia hidrográfica (topografia, características dos solos, pluviosidade, tipo de cobertura do solo, etc.) podem introduzir uma série de modificações em seu funcionamento. A conversão de áreas naturais em plantios agrícolas ou pastagens e também áreas que foram desmatadas ou queimadas

anteriormente, além do tipo de manejo empregado no local, são exemplos de possíveis perturbações na dinâmica da bacia. A análise dos impactos que tais modificações causam à dinâmica de uma Bacia hidrográfica é amplamente realizada a partir de modelos ambientais, como o *Soil and Water Assessment Tool* – SWAT e a *Universal Soil Loss Equation* – USLE (Equação Universal de Perdas de Solo – EUPS).

#### **2.2.4. USLE**

Diversos modelos matemáticos já foram empregados nas estimativas de erosão do solo, em diferentes escalas espaciais e temporais (FERRO, 2010). Entre os modelos já aplicados, a USLE é o que apresenta a melhor relação entre facilidade de obtenção de dados de entrada do modelo e confiabilidade das estimativas de perdas de solo (RISSE et al., 1993). De acordo com Morgan (2005), a utilização desse modelo se tornou a técnica padrão para as estimativas de perda de solo em diversas áreas. Existe ainda uma versão atualizada dessa equação, chamada *Revised Universal Soil Loss Equation* – RUSLE (FERRO, 2010).

Além dos modelos USLE e RUSLE, o *Water Erosion Prediction Project* - WEPP (*United States Department of Agriculture* - USDA, 2010) também é amplamente utilizado na predição do processo erosivo. Tiwari et. al (2000) compararam esses três modelos para estimar a perda de solo em vinte locais nos Estados Unidos, cujos dados de validação foram obtidos entre 1931 e 1966. As estimativas das médias de perda de solo/ano foram consideradas satisfatórias para os três modelos, quando comparadas com os dados coletados *in situ*.

A USLE foi desenvolvida por Walter H. Wischmeier e Dwight D. Smith (1965), através de uma ação conjunta entre a USDA e a *Purdue University* – Estados Unidos. Esse modelo foi resultado da análise estatística de uma série de unidades amostrais (*unit plot*), que mensuravam a perda de solo e o escoamento superficial. Cada *unit plot* consistia em um traçado de 22,1 metros, com certa declividade e mantido com cobertura vegetal (algum tipo de cultura

agrícola). Foram comparados os diversos *plots*, em diferentes declividades, plantios e práticas conservacionistas. Os dados foram coletados e permitiram o conhecimento dos principais fatores influentes no processo erosivo, que determinaram as variáveis e a estrutura matemática do modelo (FERRO, 2010).

Esse modelo possibilita estimar a produção de sedimentos em diferentes locais, sem a necessidade de alterar suas variáveis (apenas os parâmetros relacionados às variáveis). É representado por uma equação composta por seis fatores, que representam as características do clima, solos, relevo e cobertura do solo da área em que é aplicado:

$$PS = K * R * LS * C * P \quad \text{Eq. 2.1}$$

Onde:

$PS$  = perda de solo média anual,  $t.ha^{-1}.ano^{-1}$ ;

$R$  = fator de erosividade da chuva,  $MJ.mm. t.ha^{-1}.ano^{-1}$ ;

$K$  = fator de erodibilidade do solo,  $t.ha.h.MJ^{-1} mm^{-1}$ ;

$L$  = fator de comprimento de rampa, adimensional;

$S$  = fator de declividade do terreno, adimensional;

$C$  = fator de uso e manejo do solo, adimensional;

$P$  = fator de práticas conservacionistas, adimensional.

De acordo com Wischmeier (1972), a USLE foi denominada “Universal” devido às aplicações das equações elaboradas anteriormente para a modelagem da perda de solo, as quais possibilitavam apenas estimativas em regiões muito específicas. A taxa de erosão média anual calculada por essa equação é

relacionada às erosões laminar e fluvial. O modelo não é sensível à erosão em sulcos ou causado por outros agentes senão a água (p.ex. erosão eólica) (RENARD ; FOSTER, 1985).

A USLE também apresentou resultados satisfatórios em um estudo conduzido por Correchel (2003), onde foram comparados oito diferentes métodos de obtenção do fator K, em Campinas - SP. Não foi observada diferença significativa, através do teste *t* de *Student*, entre os valores de perda de solo medidos *in situ* e os estimados pela USLE, cujo fator K foi determinado a partir das equações de Denardin (1990) e Wischmeier (1971). No mesmo estudo, Correchel (2003) comparou as estimativas da USLE com os valores obtidos pelo método 137Cs (WALLING; QUINE, 1993), e obteve um resultado semelhante à comparação realizada com valores medidos *in situ*.

Na região do Cerrado, alguns estudos voltados às análises de perda de solo já foram realizados através da USLE. Neves et al. (2010) estimaram as perdas de solo na bacia hidrográfica Paraguai/Jauquara, localizada na região sudoeste do Mato Grosso. Os resultados obtidos por esse estudo mostraram que a perda média de solo foi igual a  $13,33 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ .

Maeda et al. (2008) também fez uso da USLE para determinar os impactos causados pela conversão de sistemas naturais em áreas agrícolas na região de Querência – MT (bacia do rio Suiá-Miçu, localizada na região Leste do Mato Grosso), entre 1974 e 2005. No primeiro período, quando apenas 13% da área foi convertida, os valores médios anuais de produção de sedimentos variaram entre 0,0014 e 0,18 t/ha.ano. Já no ano de 2005, onde 40% das áreas haviam sido convertidas, os valores chegaram a 7 t/ha.ano. Embora os valores de 2005 sejam considerados baixos (FAO, 1967) para as características de solo da região, foi observado um acentuado aumento do processo erosivo nesse local.

## **2.2.5. SWAT**

Através de modelos hidrológicos anteriormente desenvolvidos pela USDA, cujas características foram revisadas e suas capacidades ampliadas, foi criado o SWAT, na década de 90 (ARNOLD et al.,1993). É considerado um dos modelos mais eficientes para o estudo dos impactos da ação antrópica sobre bacias hidrográficas de grandes dimensões e complexas, que apresentam diferentes tipos de solos, variadas ocupações da paisagem e diversificadas práticas conservacionistas (ARNOLD; FOHRER, 2005; BEHERA; PANDA, 2006; GASSMAN et al., 2007).

### **2.2.5.1. Caracterização geral do modelo**

O SWAT é um modelo contínuo, distribuído, dinâmico, conceitual e determinístico em sua aplicação. Foi desenvolvido com o objetivo de estimar o impacto do uso e manejo do solo na produção de sedimentos, recursos hídricos e produtos químicos em bacias hidrográficas (ARNOLD et. al., 2011). Esse modelo é baseado em uma estrutura de comandos destinada a propagar o escoamento superficial e partículas (sedimentos, nutrientes, agrotóxicos, etc.) através da área em estudo.

Uma das principais vantagens relacionadas ao SWAT consiste na discretização da área de estudo em sub-bacias e posteriormente em Unidades de Resposta Hidrológica (*Hydrologic Response Units - HRUs*), o que o caracteriza como um modelo semi-distribuído. A divisão em sub-bacias é realizada devido à heterogeneidade dos padrões de solo e uso da terra que ocorrem ao longo de uma bacia, pois essas variações representam diferentes respostas em relação às suas propriedades hidrológicas (ARNOLD et. al., 2011). Para refletir as diferenças na evapotranspiração e demais condições hidrológicas para cada tipo de solo e cobertura, as sub-bacias são divididas em HRUs, que consistem em uma combinação única de uso da terra/solo/topografia e constituem a unidade computacional básica do modelo. De acordo com Arnold et. al. (2011), o cálculo do escoamento superficial para cada HRU e posteriormente para toda

a extensão da bacia aumenta a acurácia das predições, além de propiciar a descrição física do balanço hídrico.

Além do SWAT, diversos modelos hidrológicos têm sido utilizados para o estudo do ciclo hidrológico e dos processos físicos relacionados à hidrologia (CHEN; WU, 2008), desde a década de 60. Por exemplo, o modelo WEBMOD (*Water, Energy, and Biogeochemical MODel* - WEBMOD) (WEBB et al., 2006) tem sido amplamente utilizado no estudo de processos hidrológicos. Esses modelos apresentam diferenças significativas quanto aos objetivos de aplicação. Enquanto o SWAT foi elaborado para ser aplicado em áreas relativamente planas e compostas por diversas áreas agrícolas, o WEBMOD foi desenvolvido para áreas com cobertura florestal e relevo acidentado (LINARD et al., 2009).

A eficiência do modelo SWAT na determinação do balanço hídrico tem sido comprovada no estudo de bacias com diversas escalas. Bingner (1996) conseguiu simular o escoamento superficial diário, mensal e anual na bacia *Goodwin Creek* – US, em um período de dez anos, e obteve bons resultados. Van Liew et al. (2003) compararam as predições de vazão geradas pelo SWAT com as obtidas através do modelo *Hydrological Simulation Program* FORTRAN – HSPF. Esses autores concluíram que o SWAT obteve resultados mais consistentes, devido à forma de estimativa do escoamento superficial utilizada por esse modelo.

Na região dos Cerrados, Maeda (2008) aplicou o SWAT para estimar o escoamento superficial ocorrido entre 1973 e 2005. Maeda (2008) constatou que a expansão agrícola acarretou em um aumento do escoamento superficial no período de estudo, onde algumas sub-bacias aumentaram em até 100% o escoamento. Entre 1973 e 1984, houve um crescimento médio de 5,4% no escoamento. Já entre 1984 e 2005, foi verificado um aumento médio de 23,3%.

### 2.2.5.2. Componentes do modelo SWAT

O SWAT faz uso de uma série de informações para descrever a relação entre os parâmetros utilizados e as variáveis simuladas pelo modelo. Os processos físicos relacionados com o fluxo da água, movimento de sedimentos, crescimento de culturas, etc. são modelados a partir de tais informações, que compreendem características relacionadas à água, propriedades do solo, topografia, vegetação e práticas de manejo da área em que é aplicado. É possível dividir o SWAT em cinco componentes, os quais simulam os diversos processos físicos em uma bacia hidrográfica: Clima, Ciclo Hidrológico, Produção de Sedimentos, Crescimento Vegetal e Práticas de Manejo. Em Arnold et. al. (2011) o modelo é abordado de forma mais detalhada, demonstrando como ocorre a simulação de cada variável. A seguir, é apresentada uma descrição geral dos componentes citados.

Clima: os parâmetros climáticos do modelo fornecem a umidade e a energia que exercem influência sobre os processos simulados. Os processos climáticos modelados pelo SWAT são representados pela precipitação (forma como a água é introduzida no sistema), temperatura do ar (determina processos como a evaporação), temperatura do solo (influencia na umidade do solo e no crescimento das plantas) e radiação solar (energia que exerce controle sobre a dinâmica da água na bacia). A partir dos dados climáticos inseridos no modelo, os parâmetros climáticos são obtidos através do modelo WXGEN - *Weather Generator Model* (SHARPLEY; WILLIAMS, 1990).

Ciclo Hidrológico: Os processos físicos modelados pelo SWAT são separados em duas fases: terrestre e aquática. A fase terrestre diz respeito ao movimento de água e partículas (nutrientes, pesticidas e sedimentos) que ocorre no solo, em direção aos canais. Já a fase aquática relaciona-se ao movimento de água e partículas através dos canais, em direção à saída da bacia. Todos os processos simulados por esse modelo são influenciados pela equação de balanço hídrico do ciclo hidrológico:

$$SW_t = SW_o + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}) \quad \text{Eq. 2.2}$$

Onde:

$SW_t$  = conteúdo final de água no solo no dia  $i$  (mm);

$SW_o$  = conteúdo inicial de água no solo no dia  $i$  (mm);

$R_{day}$  = precipitação total no dia  $i$  (mm);

$Q_{surf}$  = escoamento superficial no dia  $i$  (mm);

$W_{seep}$  = escoamento sub-superficial lateral no dia  $i$  (mm);

$E_a$  = evapotranspiração no dia  $i$  (mm);

$Q_{gw}$  = escoamento subterrâneo no dia  $i$  (mm).

O ciclo hidrológico compreende os seguintes processos: Escoamento Superficial, Evapotranspiração, Conteúdo de água no solo e Alocação das águas subterrâneas, explicados a seguir.

Escoamento superficial: representa o principal fator de perda de solos no processo de erosão, sendo gerado quando a taxa de precipitação excede a taxa de infiltração de água no solo, o que geralmente ocorre quando a precipitação incide sobre um solo já saturado. Existem dois métodos para calcular o escoamento superficial no SWAT: o método da Curva-Número (CN) e o método de infiltração de *Green e Ampt*. Este último considera o perfil do solo como homogêneo e que a umidade antecedente é uniformemente distribuída. Já o método CN particiona a precipitação em água disponível para infiltração e para escoamento superficial, levando em consideração as características de cada HRU, especialmente o tipo de solo e a cobertura da superfície. Este trabalho fez uso do método CN, com o objetivo de caracterizar a variabilidade existente nas características da bacia hidrográfica em estudo (assim como ocorre na maioria das bacias hidrográficas). Como a composição heterogênea da superfície desses locais relaciona-se de diferentes formas com

a precipitação incidente, as respostas irão variar espacialmente, tornando o método CN mais apropriado para esse tipo de análise.

**Evapotranspiração:** Consiste no conjunto de todos os processos pelos quais a água da superfície terrestre é convertida em vapor. Inclui a transpiração das plantas e a evaporação da água em seu dossel, além da evaporação no solo. A evapotranspiração é o primeiro processo de remoção da água em uma bacia hidrográfica e, embora dependa do tipo de cobertura sobre o solo, geralmente excede a perda de água por escoamento (DINGMAN, 1994).

**Água presente no solo:** A água que infiltra no solo se comporta de diversas formas: pode ser retirada da bacia através da absorção das plantas ou pela evaporação, ou permanecer a partir da infiltração em direção às camadas mais profundas, fazendo com que a água seja retida em um aquífero do local. A água também pode escoar lateralmente pelo perfil, abastecendo os canais. O modelo simula cada um desses processos a partir da estrutura de cada tipo de solo, da morfologia do terreno e das variáveis climáticas.

**Águas subterrâneas:** consiste nas águas presentes na zona saturada do solo, sob pressão maior que a atmosférica (pressão positiva). A água entra nessa área primeiramente a partir dos processos de infiltração/percolação. Já a saída de água ocorre devido ao movimento em direção a rios ou lagos ou através das zonas de capilaridade. O modelo simula esses processos através da estimativa do balanço hídrico para os aquíferos raso e profundo.

**Produção de Sedimentos:** O SWAT simula a produção de sedimentos através da versão modificada USLE - *Modified Universal Soil Loss Equation* - MUSLE (WILLIAMS , 1975), para cada HRU:

$$sed = 11.8 (Q_{surf} \cdot Q_{peak} \cdot AREA_{hru}) \cdot K_{usle} \cdot C_{usle} \cdot P_{usle} \cdot LS_{usle} \cdot CFR \quad \text{Eq. 2.3}$$

Onde:

*Sed* = produção de sedimento em um dia, em toneladas;

*Qsurf* = lâmina de escoamento superficial, em mm/ha ;

*Qpeak* = vazão de pico, em m<sup>3</sup>/s;

*AREAhru* = área da HRU, em ha;

*Kusle* = fator erodibilidade da USLE;

*Cusle* = fator cobertura e manejo da USLE;

*Pusle* = fator práticas conservacionistas da USLE

*LSusle* = fator topografia da USLE;

*CFRG* = fator fragmentos grosseiros.

Como a MUSLE utiliza a quantidade de escoamento para indicar a energia erosiva (a USLE utiliza a chuva como indicador), as estimativas do volume e da taxa máxima de escoamento superficial pelo modelo são utilizadas no cálculo da equação. O fator de manejo da cultura é recalculado para cada dia que o escoamento superficial ocorre, sendo dependente da cobertura de biomassa sobre o solo, da camada de resíduos sobre a superfície e do fator C mínimo para o tipo de cobertura. Os demais fatores utilizados na MUSLE são descritos por Wischmeier e Smith (1978).

Cobertura do Solo e Crescimento das Plantas: Devido à importância que a cobertura vegetal e seus resíduos possuem em relação à fase terrestre do modelo (especialmente na desagregação e no movimento das partículas de solo em direção aos canais), o SWAT simula as variações anuais de crescimento das plantas, levando em consideração as formas de manejo e a extensão da cultura. Esse processo é realizado através de uma simplificação do modelo *Erosion Productivity Impact Calculator* – EPIC (SHARPLEY; WILLIAMS, 1990).

O modelo EPIC estabelece determinado limiar relacionado a uma temperatura média diária, específica para cada tipo de planta. Quando o limiar é atingido, o algoritmo determina como positivo o crescimento da planta, cujo excesso de temperatura é mensurado por unidades de calor distribuídas de forma cumulativa em relação ao tempo. A partir do somatório energético (acúmulo das unidades de calor) das temperaturas, o SWAT simula o crescimento das plantas, não considerando como nocivo o alto acúmulo de unidades de calor ou temperaturas extremas.

Práticas de Manejo: As diversas operações realizadas sobre determinada cultura são simuladas pelo modelo para cada HRU, desde o plantio até a colheita, incluindo a quantidade de nutrientes e biocidas utilizados. São definidas as datas de início e fim do ciclo de crescimento da cultura. Após o término do ciclo, a biomassa pode ser removida da HRU ou mantida sobre a superfície como resíduo. A forma de cobertura do solo pelas partes aéreas das plantas e a deposição de resíduos pós-colheita, simuladas pelo modelo, definem o grau de proteção oferecido por cada prática. As mudanças nas práticas de manejo de um ano para outro (rotação de culturas) também são consideradas.

### **2.3. Análise de sensibilidade**

A análise de sensibilidade consiste na determinação da intensidade de variação dos resultados de um modelo (*output*) em relação a um conjunto de parâmetros utilizados (*input*). Dessa forma, obtém-se a relação entre a incerteza calculada para o modelo e os resultados de incerteza determinados individualmente para cada parâmetro (HELTON et al., 2004) . No início desse processo, realiza-se a identificação dos parâmetros a serem utilizados e determina-se a precisão requerida por cada parâmetro (MA et al., 2000). De acordo com Arnold et al. (2011), a análise de sensibilidade é dividida em dois tipos, relacionados à forma de execução desse processo: análise local e análise global.

Na análise local os parâmetros são modificados individualmente, dentro de um limiar específico para cada parâmetro. Enquanto um parâmetro é modificado, os valores dos parâmetros restantes são mantidos constantes. Este tipo de análise é considerado menos eficiente se comparada à análise global (que realiza a variação de múltiplos parâmetros simultaneamente), pois a sensibilidade de um parâmetro depende dos valores fixados para os demais.

#### **2.4. Calibração e Análise de incerteza**

O processo de calibração consiste no ajuste dos parâmetros de um modelo por meio da comparação entre valores simulados e observados, nas mesmas condições. Porém, a mensuração direta dos parâmetros que descrevem os processos físicos de uma bacia hidrográfica usualmente requer muito tempo para ser realizada, além dos elevados custos e sua limitada aplicabilidade. Como alternativa a essa forma de obtenção dos parâmetros, a aplicação do Modelo Inverso (*Inverse Modeling* - IM) como método de calibração tem sido muito utilizada nos últimos anos. (e.g., BEVEN e BINLEY, 1992, 2001)

A definição de um IM relaciona-se com a obtenção de informações a respeito de um sistema ou objeto a partir de dados observados. No processo de calibração, o objetivo deste método é caracterizar um modelo atribuindo uma distribuição (incertezas) aos seus parâmetros. De acordo com Abbaspour et. al. (2007), dois pontos devem ser considerados na aplicação de um IM: a não singularidade (*non-uniqueness*) e a “condicionalidade” dos parâmetros. O termo *non-uniqueness* tem origem nas diversas possibilidades de solução para um modelo, a partir de diferentes combinações de parâmetros. Já a expressão “condicionalidade” refere-se à dependência dos parâmetros resultantes do processo de calibração em relação à escolha da função objetivo (função que ajusta os valores simulados com os observados, procurando atingir determinado resultado), dos dados utilizados, do procedimento utilizado para calibrar, entre outros fatores. A variação desses fatores pode alterar os resultados do modelo.

Uma das limitações inerentes ao IM consiste na inicialização experimental dos parâmetros a serem calibrados, além da usual baixa disponibilidade de variáveis mensuradas, tanto no espaço quanto no tempo. Também se faz necessária a escolha do algoritmo de otimização (escolha dos melhores elementos dentro de um conjunto de alternativas disponíveis), da forma da função objetivo e dos pesos utilizados nas variáveis presentes na função-objetivo.

#### **2.4.1. Fontes de incertezas**

A simulação direta de um modelo (variáveis) a partir de um conjunto de parâmetros de entrada faz com que um único resultado seja produzido, diferente do IM, em que a obtenção dos parâmetros a partir das variáveis observadas produz diversos resultados possíveis para esses parâmetros. Essa característica corresponde à principal fonte de incertezas relacionadas aos parâmetros estimados, neste tipo de modelo. As incertezas inerentes ao IM podem ser divididas em três grupos: incertezas relativas ao modelo, aos parâmetros ajustados e aos dados utilizados.

As incertezas relacionadas ao modelo, também chamadas de incertezas estruturais, relacionam-se com a incapacidade do modelo em reproduzir todos os processos que ocorrem em uma bacia hidrográfica, e que interferem nos resultados das variáveis simuladas. Podem ocorrer nos processos que não são incluídos no modelo (p. ex: erosão eólica e deslizamento de terras); em processos que são incluídos no modelo, porém são desconhecidos por parte de quem o aplica (p. ex: alguns reservatórios e processos de irrigação); e em processos não incluídos no modelo e desconhecidos por parte de quem o aplica (p. ex: despejo de produtos químicos em rios e fatores que podem alterar a hidrologia de uma bacia por um período prolongado, como a construção de estradas).

Já as incertezas relacionadas aos dados utilizados ocorrem devido a erros associados à sua obtenção (dados de chuva, solos, clima, etc.). Por fim, as

incertezas relativas aos parâmetros ajustados são relacionadas à não-singularidade do IM. Como os parâmetros representam processos em uma bacia hidrográfica, essa característica inerente ao IM (não singularidade) faz com que esses processos possam compensar um ao outro, produzindo um mesmo valor simulado para uma dada variável a partir de diferentes conjuntos de parâmetros.

#### **2.4.2. SUFI - 2**

Diversos algoritmos foram desenvolvidos para realizar os processos de calibração e análise de incerteza do modelo SWAT, entre os quais se pode destacar: *Generalized Likelihood Uncertainty Estimation* (GLUE) (BEVEN; BINLEY, 1992), *Parameter Solution* (ParaSol) (VAN GRIENSVEN; MEIXNER, 2006), e *Sequential Uncertainty Fitting* (SUFI-2) (ABBASPOUR et al., 2007). Esses procedimentos realizam análise de sensibilidade, calibração, validação e análise de incerteza do modelo. Além disso, estão inclusos no SWAT-CUP (ABBASPOUR et al., 2007), uma plataforma de domínio público que foi utilizada no presente estudo para aplicar o algoritmo SUFI-2.

No SUFI-2, todas as fontes de incertezas mencionadas anteriormente são levadas em consideração. O algoritmo utiliza o Fator P (*P-factor*) para quantificar tais incertezas, que corresponde à porcentagem dos dados observados que são compreendidos por um intervalo denominado 95PPU. Esse intervalo situa-se entre os níveis 2,5% e 97,5% da distribuição cumulativa de cada ponto simulado, obtida através de uma amostragem Latin *hypercube* - Hipercubo Latino (YANG et. al, 2008). Isso significa que são excluídas 5% das simulações, nos extremos da distribuição.

Como todas as formas de incerteza são refletidas nos resultados das variáveis calculadas, todos os processos e dados utilizados são manifestados no resultado do modelo. Isso faz com que o modelo sempre tenha erros (incertezas) associados com os valores que produz. Como o SUFI-2 consiste em um procedimento estocástico, apenas estatísticas baseadas na

comparação entre dois sinais, como o  $R^2$  e a porcentagem de erros, não são adequadas para avaliar as incertezas do modelo. Dessa forma, a porcentagem dos dados reais (observados) que é envolvida pela análise de incerteza (*P-factor*) pode ser considerada uma boa descrição da eficiência do modelo.

Além do Fator P, outra medida que qualifica a análise de incerteza corresponde ao Fator R (*R-factor*), que consiste na espessura média do intervalo 95PPU dividido pelo desvio-padrão dos dados observados. Quanto menor o resultado do Fator R, menor a incerteza relacionada aos parâmetros obtidos. O SUFI-2 sempre objetiva envolver os dados observados dentro do 95PPU (*P-factor*) com a menor banda de incerteza possível (*R-factor*).

Os fatores P e R são ajustados simultaneamente pelo SUFI-2. O algoritmo inicia com incertezas (relacionadas aos parâmetros) mais dilatadas, porém dentro de um intervalo consistente com as características físicas do parâmetro. Isso ocorre porque é necessário que os dados observados sejam compreendidos pelas simulações (95PPU), inicialmente. Posteriormente, o SUFI-2 procura diminuir as incertezas de forma gradativa, fazendo com que os novos intervalos sejam sempre menores que os anteriores, cujo centro corresponde à melhor simulação realizada.

A forma com que o SUFI-2 realiza a análise de incerteza é descrita graficamente na Figura 2.2, que apresenta inicialmente os valores simulados a partir de um parâmetro que possui um único valor (Fig. 2.2a), e não um intervalo associado. Dessa forma, um único resultado é produzido (curva única). Depois, o mesmo parâmetro é associado a um intervalo, cujos extremos são consistentes com as características físicas do parâmetro. O SUFI-2 então realiza uma série de simulações a partir dos valores compreendidos por esse intervalo (Hiper-cubo Latino), as quais irão propagar as incertezas do parâmetro – 95PPU (Fig. 2.2b) e produzirão uma curva para cada simulação. Conforme o intervalo é expandido, maior será a incerteza relativa ao modelo (Fig. 2.2c). Se o conjunto de simulações realizadas a partir dos valores iniciais de um

parâmetro (valores extremos do intervalo) não for compreendido pelos dados observados, o problema não é relacionado à calibração e sim à construção do modelo.

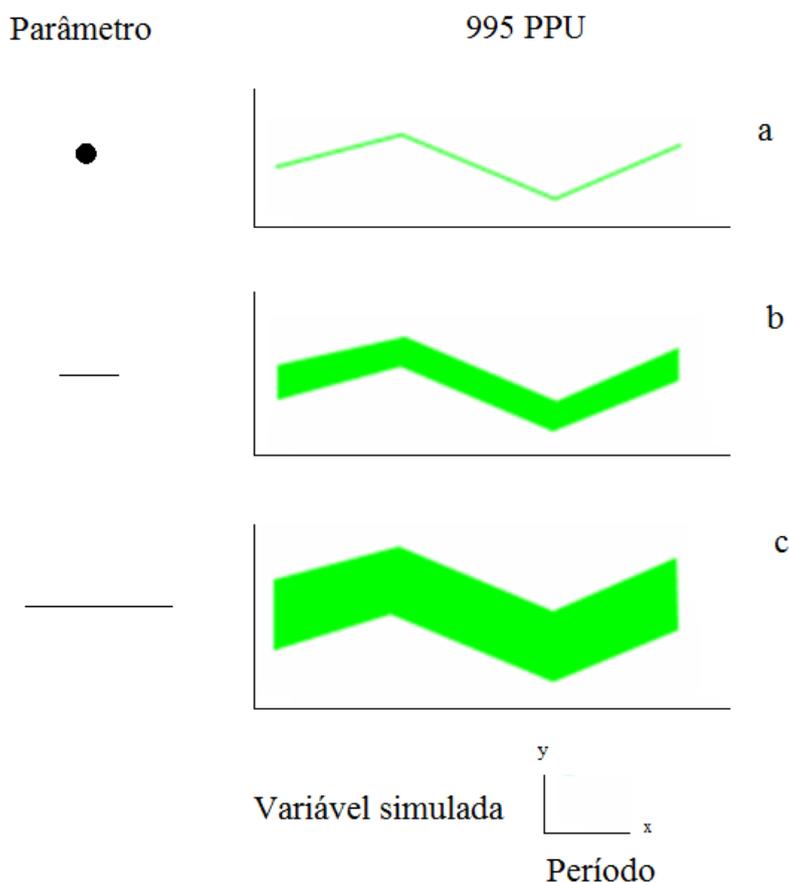


Figura 2.2 - Esquema representativo do funcionamento do algoritmo SUFI-2. a) curva simples gerada por um parâmetro representado por um único valor. b) propagação das incertezas através de um intervalo associado a um parâmetro. c) aumento do intervalo e maior propagação das incertezas. Fonte: Abbaspour et. al. (2011).

Dessa forma, os fatores P e R avaliam o melhor ajuste e o grau em que o modelo calibrado leva em consideração as incertezas, variando de 0 a 1 (*P-factor*) e entre 0 a infinito (*R-factor*). Quanto mais próximo de 1 é o *P-factor*, maior é a quantidade de dados observados que são abrangidos pelo 95PPU, enquanto um valor mais próximo a zero no *R-factor* significa que a incerteza do modelo é menor. Uma simulação que possua os valores dos fatores P e R

iguais a 1 e 0, respectivamente, produz um resultado idêntico aos dados observados.

Esses fatores possuem uma relação inversa quanto aos objetivos da calibração, pois um maior *P-factor* pode ser alcançado a partir do aumento do *R-factor*. O SUFI-2, portanto, procura atingir um equilíbrio entre os dois fatores, obtendo valores aceitáveis para ambos. Esse algoritmo não procura obter apenas a melhor simulação do modelo, como em um procedimento determinístico, mas sim intervalos de valores que possam representar determinado parâmetro. Esses intervalos então correspondem às incertezas relacionadas ao parâmetro.

### **2.4.3. Validação**

Depois que os fatores R e P são obtidos e a função objetivo é determinada, é realizada a etapa de validação dos resultados do modelo. A validação consiste em uma comparação dos valores simulados com os observados, assim como na calibração, porém com um conjunto de dados observados diferentes da calibração. Nesta etapa, os parâmetros são os mesmos que os obtidos na etapa de calibração, e não são ajustados durante o processo de validação. O objetivo da validação é avaliar se a calibração foi realizada para um sistema ou apenas para o conjunto de dados observados. Caso a validação não produza resultados satisfatórios, o modelo ou a calibração devem ser refeitos.

## **2.5. Cartografia de uso e ocupação do solo**

Para que seja feita a análise das mudanças históricas no uso e ocupação do solo, é necessário caracterizar espacialmente as modificações causadas pela ação antrópica sobre o meio natural. Essas informações possibilitam uma análise quantitativa e qualitativa do uso e da ocupação do solo relacionados a cada período. Uma das formas de realizar essa tarefa consiste no uso conjunto das técnicas *Data Mining* – DM (Mineração de dados) e *Object Based Image Analysis* – OBIA (Análise de imagens baseada em objetos) – OBIA (DM +

OBIA) (BLASCHKE, 2010). Esse tipo de abordagem (DM + OBIA) obteve bons resultados em estudos realizados por Vieira et al. (2011) e Peña-Barragán et al. (2011), que obtiveram acurácia global de 93,99% e 79%, respectivamente, nas classificações realizadas. Brown de Colstoun et al. (2003) obtiveram acurácia global de 99,5% na classificação de áreas de floresta e não-floresta, através de um modelo de conhecimento do tipo Árvore de Decisão.

A abordagem OBIA procura traduzir a informação contida nos pixels em objetos, enquanto as abordagens tradicionais têm como objetivo apenas identificar grupos de pixels com características semelhantes. Os objetos considerados por essa abordagem possuem informações adicionais para sua descrição que não apenas os atributos espectrais de cada pixel, tais como forma, textura, relações de vizinhança, valores derivados (Máxima Diferença entre os valores de um objeto, Valor médio de brilho, etc.). Devido ao aumento no número de informações obtidas, a seleção dos atributos mais apropriados para serem utilizados no processo de classificação torna-se uma tarefa de difícil execução (WITTEN; FRANK, 2005). Uma solução potencial para esse problema consiste no uso da técnica Data Mining, que corresponde a um conjunto de algoritmos utilizados na construção de um modelo de conhecimento. O modelo gerado por esse processo é capaz de determinar os padrões de comportamento de cada classe de interesse.

## **2.6. Imagens CDR**

Para realizar a cartografia de uso e ocupação do solo foram utilizadas imagens CDR (*Surface Reflectance Climate Data Record*), geradas pela *National Aeronautics and Space Administration* – NASA. Esses dados são obtidos através da aplicação de correções atmosféricas, baseadas no *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS), sobre dados de Nível 1 Landsat 4-5, sensor *Thematic Mapper* (TM) ou Landsat 7, sensor *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+). As imagens MODIS fornecem um conjunto de parâmetros para as correções atmosféricas, que são realizadas através do

modelo de transferência radiativa *Second Simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum - 6S* (VERMOTE et al., 1997), a saber: vapor de água, ozônio, altura geopotencial, espessura óptica de aerossóis e elevação digital. Os dados obtidos pelo modelo 6S e que compõe as imagens CDR são os seguintes: reflectância no topo da atmosfera, refletância de superfície, temperatura de brilho, e máscaras para nuvens, sombras de nuvens e nuvens adjacentes.

## **2.7. Grade Numérica TOPODATA**

O projeto TOPODATA (VALERIANO, 2011) é composto por uma série de variáveis geomorfométricas locais derivadas de dados SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*) para o território brasileiro. Por um processo de *krigagem*, os dados originais do SRTM, que possuem resolução espacial de 3 arco-segundos (cerca de 90m), foram refinados para uma resolução espacial de 1 arco-segundo (~30m). Posteriormente, foram utilizados algoritmos de análise geomorfométrica sobre os dados obtidos por *krigagem*, produzindo as variáveis curvatura horizontal, curvatura vertical, declividade e orientação de vertentes.



### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1. Caracterização geral da área de estudo

##### 3.1.1. Localização

O presente trabalho foi realizado sobre a Bacia do Rio Papagaio, situada na região de Sapezal, no estado do Mato Grosso – MT. O município de Sapezal foi emancipado em 1994, cujos limites compreendem três reservas indígenas: Tirecatinga, Utiariti e Enawenê-Nawê (BARBOSA, 211). Essas reservas ocupam 35,41% da área total do município. A Figura 3.1 ilustra a localização da Bacia do Rio Papagaio, além dos limites dos municípios, hidrografia e reservas indígenas.

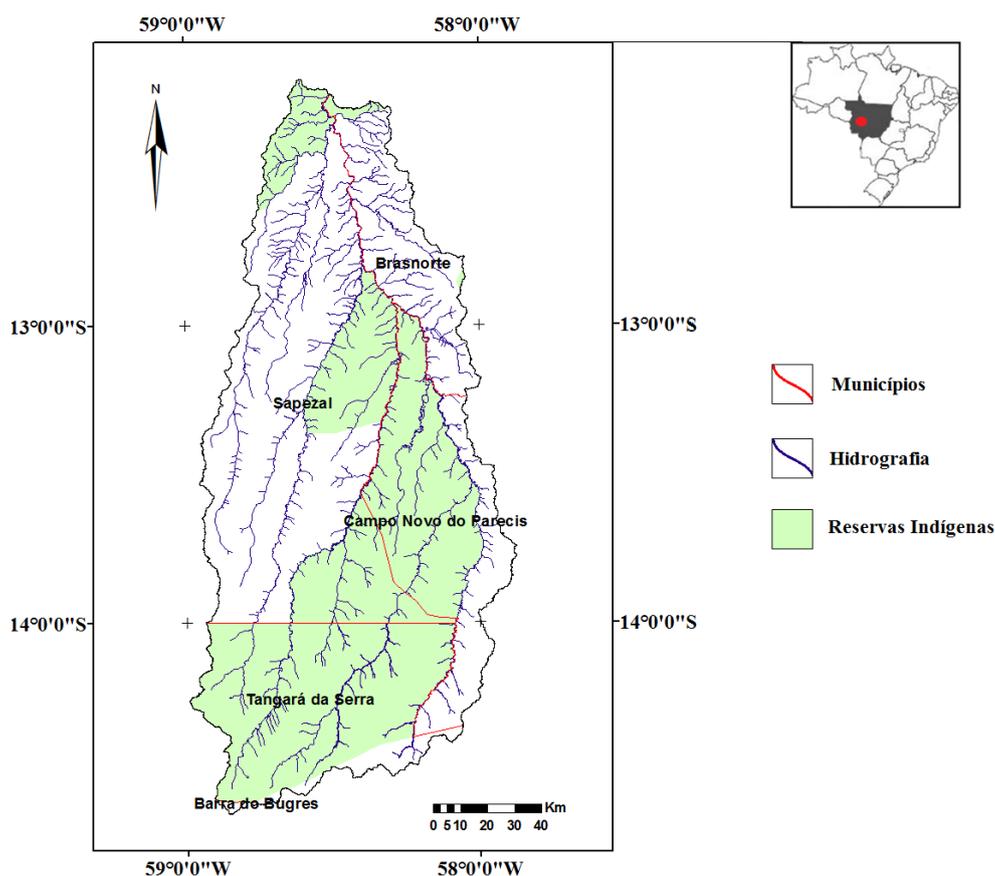


Figura 3.1 - Representação e localização da área de estudo, na região de Sapezal.

### **3.1.2. Contexto histórico**

A região de Sapezal começou a ser colonizada na década de 70, quando agricultores da região sul do Brasil se estabeleceram e adquiriram terras nessa região. Uma série de fatores contribuiu para a ocupação desse local, entre os quais se destacam: dificuldades inerentes à produção nos estados de Santa Catarina, Paraná e Rio Grande do Sul (conflitos relacionados à posse de propriedades, processo lento de modernização da agricultura, preço elevado das propriedades, etc.), grande quantidade de terras disponíveis e os preços baixos das propriedades rurais na região. Esse processo é conhecido como a primeira etapa de ocupação de Sapezal, principal município abrangido pela área em estudo (SILVA, 2003).

### **3.1.3. Aspectos socioeconômicos**

O município de Sapezal possui 18.204 habitantes e Índice de Desenvolvimento Humano igual a 0,803 (maior que a média nacional, igual a 0,727), de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2010). É considerado o maior exportador do estado do Mato Grosso (MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO, INDÚSTRIA E COMÉRCIO EXTERIOR – MDIC, 2011) cujo Produto Interno Bruto – PIB foi igual a R\$ 1.350.087,346 no ano de 2008. Esse município também possui a quinta maior taxa de crescimento demográfico do estado Mato Grosso (no período entre os anos 2000 e 2007 a população desse município aumentou em 8,86%) (IBGE, 2007).

De acordo com dados da SEPLAN – Secretaria de Estado de Planejamento e Desenvolvimento Econômico (2006), a expansão agrícola do Mato Grosso, ocorrida entre 1985 e 2005, foi cerca de 500% maior que a expansão média nacional, fazendo com que a produção agropecuária seja uma das principais atividades econômicas desse estado. Diversos fatores têm contribuído para que esse estado esteja em tal patamar. Além dos avanços tecnológicos obtidos nas últimas décadas e da topografia suave do local, as chuvas regulares e os recursos hídricos (cerca de 18% de toda água doce do País está localizada no

Mato Grosso) proporcionam a esse estado uma série de vantagens competitivas no mercado, tornando-o líder na produção nacional de grãos e oleaginosas (SEPLAN, 2006)

Assim como no estado do Mato Grosso, em Sapezal também foi implantado um intenso processo de crescimento das fronteiras agrícolas. Tal processo tornou Sapezal o segundo maior produtor de grãos do País e o município com o terceiro maior PIB do Mato Grosso (PREFEITURA MUNICIPAL DE SAPEZAL, 2010). A área agricultável desse município é de 520.900 hectares e as principais culturas implantadas são soja, milho e algodão (IBGE, 2007).

#### **3.1.4. Caracterização da paisagem natural**

A região de Sapezal está situada no Cerrado, considerado o segundo maior bioma brasileiro e que se estende por aproximadamente dois milhões de quilômetros quadrados. O Cerrado possui notável importância ecológica devido à sua grande biodiversidade, que representa cerca de 5% e 33% da diversidade da fauna mundial e da biota brasileira, respectivamente (ALHO; MARTINS, 1995; BATALHA; MANTOVANI, 2001). Mendonça et al (1998) estimam que haja cerca de seis mil espécies vegetais vasculares no Cerrado. A relevância ecológica desse bioma o tornou um dos 25 *hotspots* de biodiversidade do Planeta (MYERSET al., 2000).

Ferreira et al. (2007) descrevem o Cerrado como um bioma composto por um mosaico de tipos vegetacionais, verticalmente estruturado por espécies herbáceas, arbustivas e arborescentes. Dias (1992) explica que tal variação ocorre na forma de um gradiente natural, definido principalmente pelas características de solo, disponibilidade de água e pela sazonalidade das chuvas, as quais ocorrem entre março e outubro. A variação gradativa das formações vegetais faz com que o Cerrado seja dividido em grupos fitofisionômicos distintos, a saber: Campo Limpo, Campo Sujo, Campo Cerrado, Cerrado Sensu Stricto, Cerradão e Mata Mesófila (Figura 3.2) (Bitencourt et al. 1997).

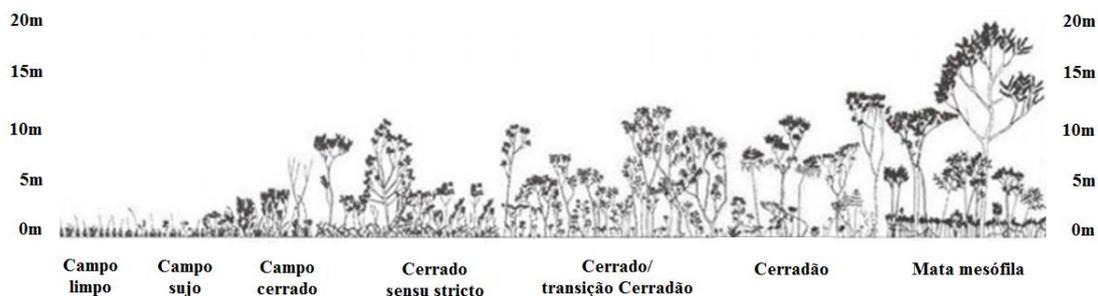


Figura 3.2 - Grupos fitofisionômicos do Cerrado.  
 Fonte: Bitencourt et al. (1997).

### 3.2. Observações In situ

Entre os dias 14/01/13 e 20/01/13 foi realizada uma análise *in situ* da Bacia do Rio Papagaio. Os trabalhos em campo tiveram o objetivo de reconhecer a área de estudo através da verificação das culturas implantadas, sistemas de manejo, técnicas empregadas nos cultivos e identificação de áreas degradadas. Foram obtidos 185 pontos de observação, além de uma série de entrevistas realizadas com os técnicos e produtores locais, com o intuito de obter informações sobre o contexto histórico e a situação atual dessa área.

#### 3.2.1. Caracterização geral da área

Essa região possui um relevo plano e levemente ondulado, com declive máximo de 3%, e o seu clima é quente com uma estação seca (denominado Am na classificação de Köppen adaptada para o Brasil e Equatorial úmido na classificação de Strahler).

Caracteriza-se por áreas de monocultura, plantadas principalmente sobre Latossolos (Figura 3.3.a). Alguns plantios foram realizados sobre locais de Areia Quartzosa (Figura 3.3.b), embora a produtividade sobre esse solo seja menor que a do Latossolo e existam maiores riscos de perdas na produção.

Foram observadas poucas áreas de pastagem, localizadas apenas em regiões de declividade acentuada e que dificultam a mecanização de um possível plantio de grãos ou algodão. O relevo da área é plano em sua maior parte, com poucos morros e áreas de declive. Não foram observadas áreas em processo avançado de erosão nos locais visitados.

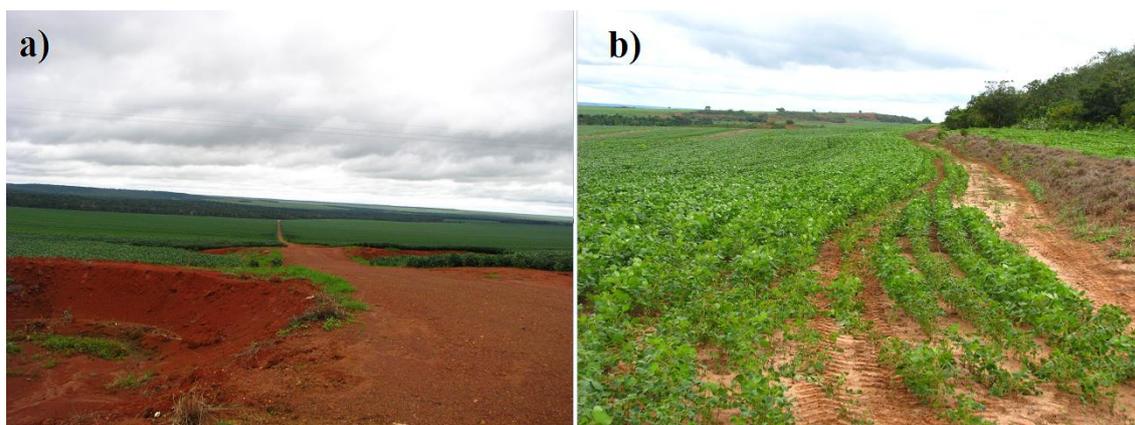


Figura 3.3 - a) Plantio sobre Latossolos. b) Plantio sobre areias quartzosas.

### **3.2.2. Culturas e sistemas de manejo empregados na área em estudo**

Na área visitada, foram observadas sucessões soja/algodão e soja/milho, no sistema de Plantio Direto. O plantio da soja tem início em setembro e a colheita começa a ser realizada em janeiro. A cultura de milho-safrinha ocupa o período entre as safras de soja, assim como o algodão, tendo seu plantio iniciado em janeiro e sua colheita realizada entre junho e agosto. A Figura 3.4 mostra os registros dos três tipos de culturas observadas na área, além de uma das poucas áreas de pastagens presente nos locais visitados.

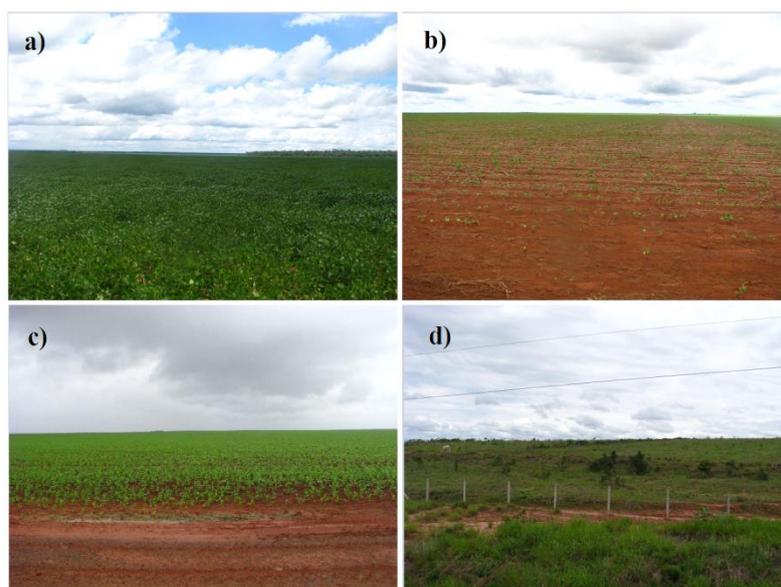


Figura 3.4 - a) Soja; b) Plantio de Algodão; c) Plantio de Milho; d) Pastagens.

### 3.2.3. Sistema de Plantio

Através de entrevistas com os produtores locais e análise das condições dos cultivos in situ, foi verificado que o sistema de Plantio Direto é a técnica mais utilizada na área de estudo. O sistema de Plantio Direto surgiu na década de 50 com o objetivo de evitar a degradação dos solos e da água. Essa técnica é caracterizada pela manutenção permanente de plantas e raízes e pela movimentação mínima do solo nas áreas de cultivo (EMBRAPA, 2011). As plantas vivas (parte aérea) ou em decomposição (palha) atuam formando uma camada protetora que evita que o solo seja exposto diretamente à chuva e ao intemperismo. Já as raízes auxiliam na manutenção das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo.

No sistema de plantio direto a semeadura ocorre em um solo não preparado. Não são utilizados os processos de gradagem ou aração, pois o não revolvimento do solo ajuda a manter a biodiversidade do local, o que melhora a porosidade e o desenvolvimento de inimigos naturais de pragas e doenças. Porém, em alguns casos deve-se corrigir o solo com alta acidez, sendo

necessário o seu revolvimento para a aplicação de calcário. Os teores de Fósforo e Potássio também podem estar abaixo do recomendado, o que também demanda a aplicação de corretivos.

Para promover a cobertura permanente do solo, recorre-se a determinadas práticas agrícolas conservacionistas. Na área de estudo, a maioria das propriedades faz uso da sucessão agrícola, que consiste no uso alternado de espécies vegetais em cada ciclo. A utilização dessa prática é realizada para que o solo obtenha matéria orgânica e nutrientes, além de atuar na manutenção da sua temperatura. Nas propriedades observadas *in situ*, verificou-se a implantação de uma nova cultura, imediatamente após a colheita. Esse método possui o intuito de aproveitar a umidade do solo e melhorar o aproveitamento do tempo, o que agrega maior ganho econômico.

### **3.3. Dados utilizados**

O conjunto de dados do presente estudo é composto por arquivos com informações relacionadas ao clima, solos, relevo, uso e cobertura da terra e valores observados de vazão da área em estudo. Esse conjunto de dados foi utilizado desde as etapas de execução do modelo, onde foram inseridas as informações relacionadas às condições de cada período simulado, até às etapas de calibração e validação do modelo, onde a variável simulada foi ajustada em relação aos respectivos dados observados.

#### **3.3.1. Dados Climáticos**

O conjunto de dados que deu origem aos parâmetros climáticos do modelo é constituído por séries históricas do programa *Climate Forecast System Reanalysis - CFSR*, do *National Centers for Environmental Prediction – NCEP*, localizado nos Estados Unidos. Esse programa possui dados globais de estimativas diárias de diversas variáveis climáticas, entre as quais foram obtidas (entre 1981 e 2010): precipitação, velocidade do vento, umidade relativa do ar, radiação solar e temperaturas máxima e mínima. Foram

utilizados dados de 24 pontos desse modelo, os quais se situam dentro da área da bacia.

### 3.3.2. Vazões observadas

Foram utilizados os dados de vazão de duas estações fluviométricas da Agência Nacional de Águas - ANA, para as etapas de calibração e validação do modelo: as estações 17092900 e 17092800, localizadas em Sapezal e Campo Novo de Parecis, respectivamente. Através dos dados da estação 17092900, o modelo foi calibrado para o período de 1985 e validado com os dados de 1986. Já a estação 17092800 forneceu os valores de cotas (convertidos para vazão) para calibrar o período de 2009 e validar em 2010.

Os dados de vazão para o período 2001 - 2010 foram obtidos através da conversão dos dados de cotas para vazão, a partir de uma curva-chave gerada para a estação 17092800, com o auxílio da ANA. A curva-chave é dada por:

$$Q(H) = 229,783 \cdot (H - 3,8)^{0,6} \quad \text{Eq. 3.1}$$

Onde:

$Q$  = Vazão calculada em função das cotas médias ( $\text{m}^3/\text{s}$ );

$H$  = Cotas médias (cm).

A Figura 3.5 apresenta a localização das estações fluviométricas, plotadas sobre a rede de drenagem obtida para a bacia em estudo.

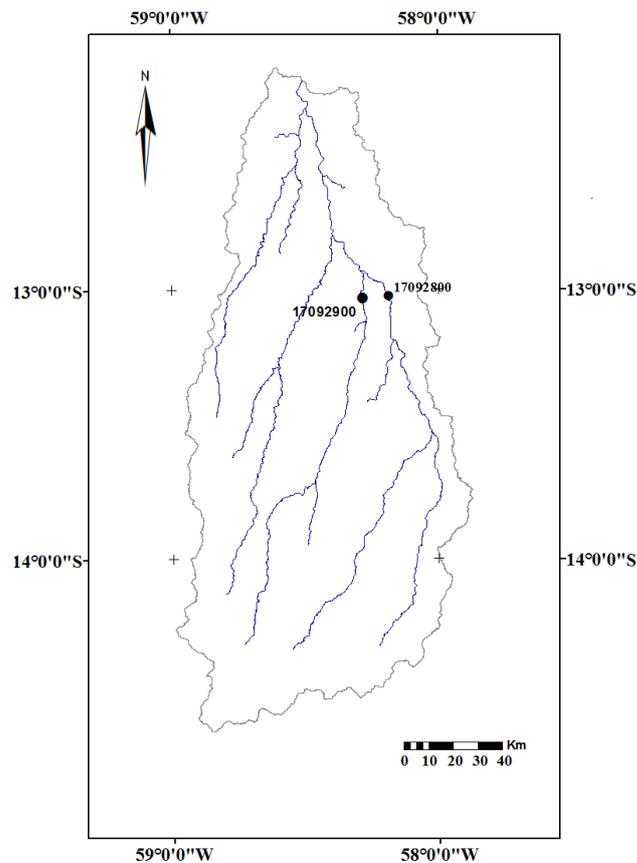


Figura 3.5 - Localizações das duas estações fluviométricas da ANA, cujos dados foram utilizados na presente pesquisa.

### 3.3.3. Dados edáficos

Foi inserida no modelo uma camada temática representativa das classes de solo na área de estudo. Utilizou-se um levantamento de solos da SEPLAN (2006), na escala de 1:250.000. Ocorrem na bacia as classes de solo: Areia Quartzosa, Latossolo Vermelho-Amarelo Podzólico, Latossolo Vermelho-Escuro, Solos Orgânicos, Solos Litólicos e Glei Pouco Humico. A Figura 3.6 mostra o mapa das classes de solo que compõem a área da bacia do Rio Papagaio – MT.

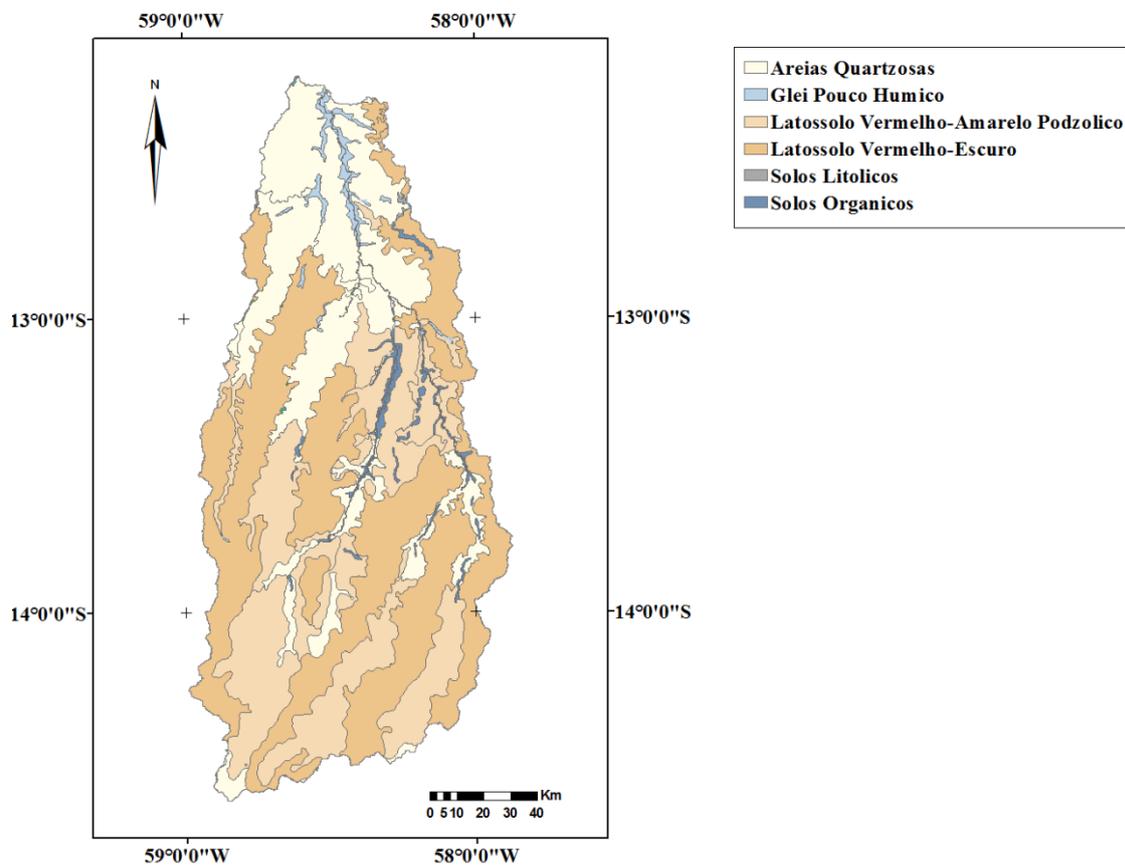


Figura 3.6 - Mapa da distribuição dos solos na área de estudo.  
 Fonte: SEPLAN (2006)

Já os dados tabulares de solos utilizados nesse estudo foram obtidos dos levantamentos realizados pela SEPLAN (2006), para o estado do Mato Grosso. Entre as informações disponíveis nesses levantamentos, utilizou-se: densidade aparente, matéria orgânica, porcentual de carbono, porcentagem de cada classe textural (argila, areia e silte), limite inferior de cada camada em relação à superfície, número de camadas e capacidade de água disponível. Os dados relacionados aos solos serviram como entrada para estimar os parâmetros necessários, os quais foram incluídos diretamente no banco de dados do modelo.

A condutividade hidráulica em um solo saturado foi determinada a partir da metodologia de Dent e Young (1981). Todos os tipos de solos utilizados nesse estudo foram relacionados ao Grupo Hidrológico B, de acordo com classificação da *Natural Resource Conservation Service - NRCS* (1986). Os solos incluídos nesse grupo possuem moderada taxa de infiltração, condutividade hidráulica saturada entre 5 e 150 mm/hr, são bem drenados, apresentam moderada taxa de transmissão de água e são constituídos por sedimentos moderadamente grossos a moderadamente finos.

### 3.3.4. Imagens

Foram utilizadas quatro imagens para gerar os mapas de uso do solo da bacia do Rio Papagaio, que correspondem a produtos CDR – LANDSAT. A Tabela 3.1 faz a relação entre as imagens utilizadas e suas respectivas características.

Tabela 3.1. Imagens utilizadas.

<b>Imagens</b>	<b>Data</b>	<b>Órbita</b>	<b>Ponto</b>	<b>Sensor</b>
<b>CDR</b>	15/08/1984	228	69	TM
	15/08/1984	228	70	TM
	19/05/2010	228	69	TM
	19/05/2010	228	70	TM

A Figura 3.7 mostra os mosaicos das imagens CDR, representativos da área em estudo para cada ano em que foram realizadas as classificações - composição R(3) G(4) e B(5).

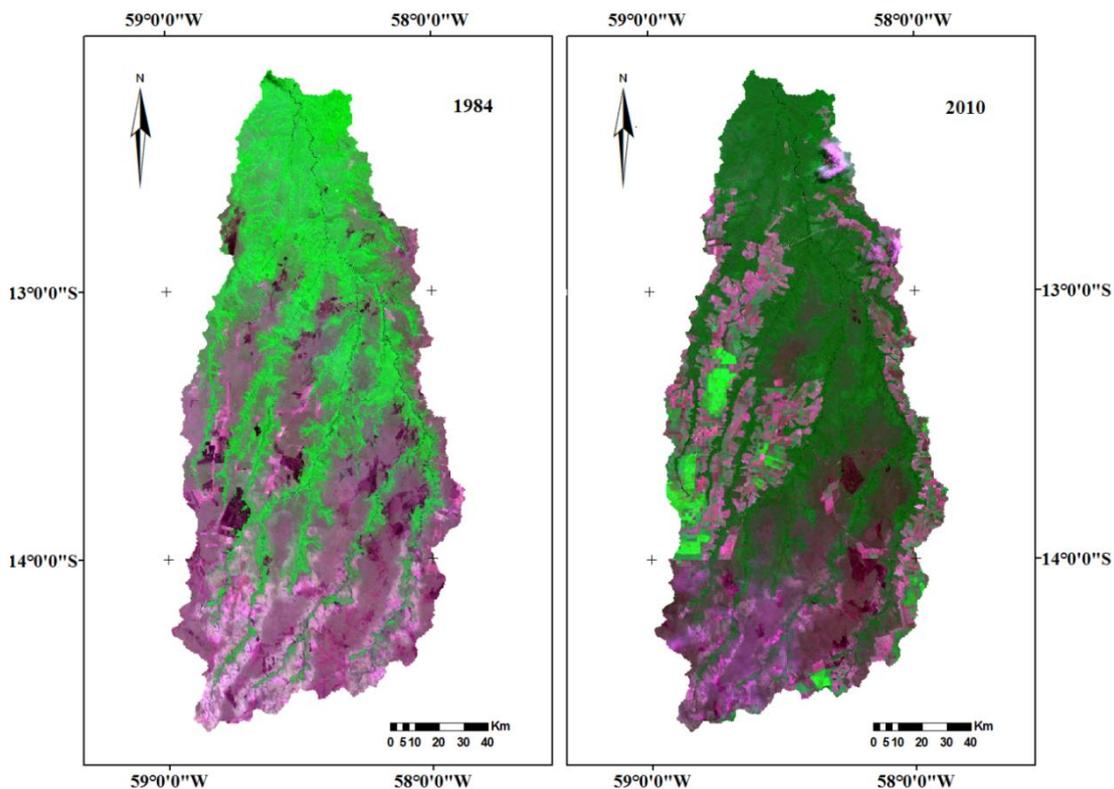


Figura 3.7 - Mosaicos das imagens CDR representativas da área em estudo na composição R(3) G(4) e B(5).

### 3.3.5. Modelos de elevação

Foram utilizados seis modelos de elevação TOPODATA (Valeriano, 2011), com o objetivo de analisar as características geomorfológicas da área em estudo. A Tabela 3.2 mostra as características dos modelos utilizados.

Tabela 3.2. Modelos digitais de elevação utilizados no presente estudo.

MDE	Data	Órbita	Ponto	Sensor
<b>TOPODATA</b>	-	12S	585	SRTM
	-	12S	60	SRTM
	-	13S	585	SRTM
	-	13S	60	SRTM
	-	14S	585	SRTM
	-	14S	60	SRTM

Os modelos de elevação utilizados no presente estudo são mostrados na Figura 3.8.

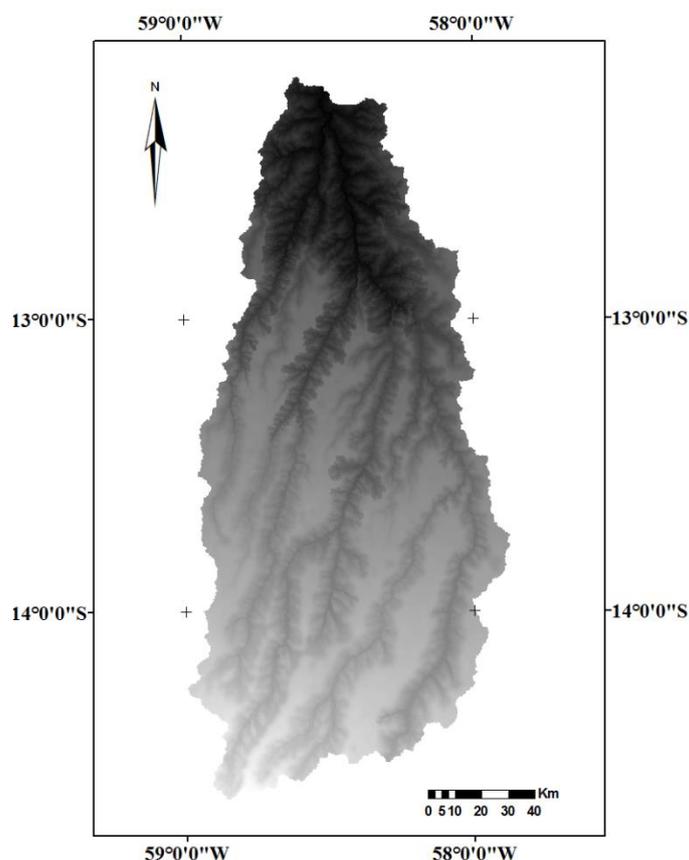


Figura 3.8 - Mosaicos TOPODATA representativos da área em estudo.

### 3.3.6. Uso e ocupação do solo

Foi empregada a abordagem DM + OBIA para a realização da cartografia do uso e da ocupação do solo de cada período em estudo. Esse processo foi realizado nas seguintes etapas: segmentação, definição do conjunto de treinamento, mineração de dados, interpretação da árvore de decisão, classificação e validação da classificação. O objetivo desta etapa foi gerar dois mapas temáticos de uso e ocupação do solo para cada período em estudo, que posteriormente foram exportados para os bancos de dados dos modelos SWAT

e USLE. As datas escolhidas para as imagens (1984 e 2010) representam períodos próximos às datas utilizadas para calibração e também à situação atual da bacia (no caso da imagem de 2010).

Após as etapas de pré-processamento (Agrupamento de Bandas, Recorte e Mosaicagem), as imagens foram exportadas para o programa *E-cognition* (DEFINIENS, 2006). O primeiro processo realizado nesse programa consistiu na segmentação das imagens pelo algoritmo *Multiresolution Segmentation* (DEFINIENS, 2006). A partir dos objetos gerados pela segmentação, efetuou-se a coleta de amostras (objetos representativos das classes de interesse), que foram utilizadas na plataforma *Waikato Environment for Knowledge Analysis - WEKA* (WITTEN; FRANK, 2005) para a realização da Mineração de Dados (*Data Mining*), cujo objetivo foi gerar um modelo de conhecimento dos dados. Considerando as características de cobertura do solo na Região de Sapezal, três classes foram estabelecidas para compor os mapas, a saber: Agricultura, Vegetação Densa e Vegetação Rala. As amostras obtidas correspondem à média das bandas em cada objeto selecionado, do *Normalized Difference Vegetation Index* – NDVI e uma transformação HSI (Hue-Saturation-Intensity).

Neste estudo, o modelo de conhecimento foi representado na forma de uma Árvore de Decisão (*Decision Tree* – DT), cuja estrutura é explícita e permite interpretar a relação entre uma classe e as variáveis dos objetos selecionados. O algoritmo utilizado para gerar o modelo foi o J48 (KRAMER, 2011). Através das árvores de decisão obtidas, a classificação da área de estudo foi realizada para os dois períodos.

Posteriormente foi realizada a análise da Matriz de Classificação (SMITHS et al., 1999) para validar os mapas temáticos gerados por esse processo. A classificação de 1984 foi validada a partir das próprias imagens utilizadas, usadas como referência. Foram utilizados 200 pontos amostrais, distribuídos de forma aleatória sobre a área classificada. Já a validação para o mapa de

2010 foi realizada através dos pontos coletados em campo e por imagens SPOT (*Système Pour l'Observation de la Terre*) – Sensor MS , de 2014.

As classificações realizadas foram importadas e relacionadas ao conjunto de classes definido no banco de dados do programa. Essas classes possuem parâmetros pré-definidos relacionados a cada tipo de cobertura e uso do solo, como a Curva Número (CN) e a quantidade de matéria orgânica.

### **3.4. Metodologia Empregada**

Os dados obtidos foram empregados na aplicação dos modelos (USLE e SWAT) e na obtenção dos parâmetros calibrados e validados para cada simulação do SWAT. Foram realizadas duas simulações representativas dos períodos 1981-1990 e 2001- 2010. Essa divisão foi realizada com o objetivo de comparar os resultados obtidos, que representam dois cenários distintos quanto à ocupação agrícola na região de Sapezal (o avanço das fronteiras agrícolas nessa região teve início na década de 80). A definição dos intervalos também levou em consideração os dados observados de vazão (utilizados para calibrar e validar o modelo) disponíveis e as características do modelo (larga-escala temporal). Esses resultados foram determinados a partir do processamento do conjunto de dados descritos na etapa anterior, cujas etapas são mostradas na Figura 3.9.

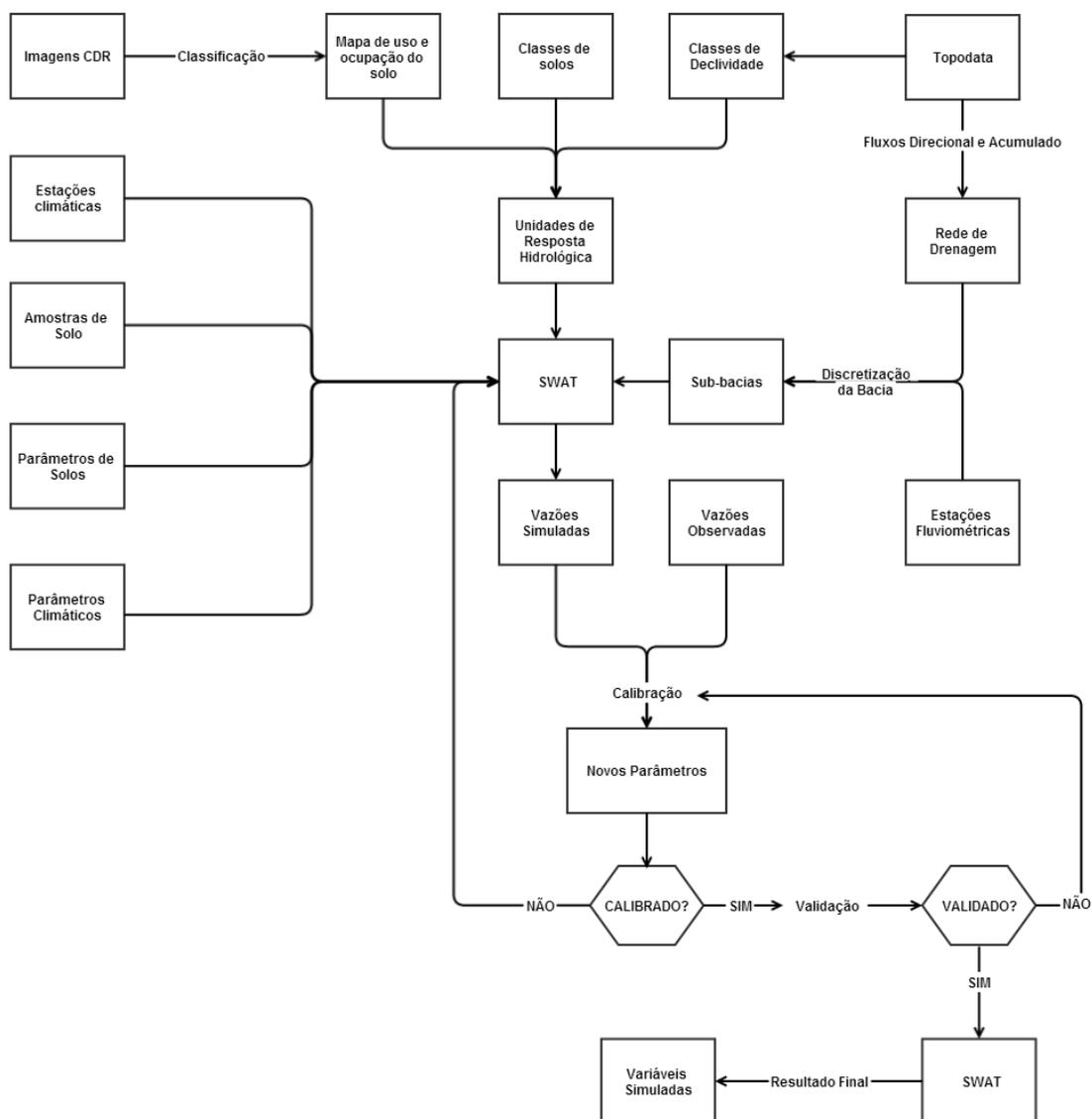


Figura 3.9 - Etapas de processamento do modelo SWAT realizadas na presente pesquisa.

### 3.4.1. Aplicação do modelo SWAT

O modelo SWAT foi aplicado a partir das seguintes etapas: (1) delimitação da bacia de estudo em sub-bacias a partir do modelo digital de elevação - MDE TOPODATA (VALERIANO, 2011), (2) parametrização dos tipos de solos e dos

usos e coberturas da terra e definição das Unidades de Resposta Hidrológica (HRU's), (3) entrada dos dados meteorológicos, (4) execução e ajustes do modelo, (5) visualização e análise dos resultados. A extensão utilizada para aplicar o modelo SWAT foi a *ArcSwat 2012*, através do programa *ArcGis 9.3* (ESRI, 2010). A seguir são apresentadas as descrições de cada etapa.

### (1) Delineamento e discretização da bacia

O processo de delineamento de uma bacia consiste na representação vetorial de toda a área de drenagem relacionada a um ponto de saída (*Outlet*). Esse processo foi realizado a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE) TOPODATA (VALERIANO, 2011), onde foram extraídos os canais de drenagem da área (*streams*). A extração de canais no MDE foi realizada através da aplicação de uma Função de acúmulo de fluxo (*Flow Accumulation function* - FAF) (GOERGEN et al., 2012), que em sua forma mais simples corresponde ao número de células direcionadas a uma determinada célula (peso igual a 1) em uma direção de fluxo unidirecional. A Figura 3.10 mostra como ocorre a acumulação de fluxo (b) a partir das direções de fluxo (a) obtidas.

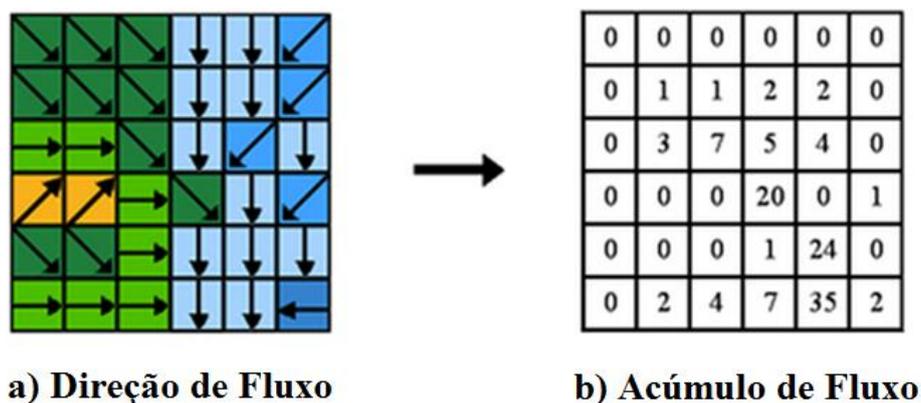


Figura 3.10 - Fluxo acumulado em cada célula de um modelo digital de elevação.  
Fonte: ESRI (2010).

Inicialmente, um limiar (também chamado de *Contributing Source Area* - CSA) igual a 2,5% da área da bacia (valor padrão do SWAT) foi atribuído à Função de acumulação de fluxo para realizar o delineamento da rede de drenagem (valor padrão utilizado pelo SWAT). Quando o número de células que convergem em um determinado ponto atinge esse limiar, este ponto será considerado como uma área de fluxo concentrado e será parte de um canal. Já as células com valor igual a zero (na função de acumulação) são consideradas como elevações locais e foram utilizadas para delimitar as sub-bacias da área em estudo. Para compensar a possível inconsistência hidrológica relacionada ao modelo de elevação (erros relacionados à resolução do MDE ou ao arredondamento das elevações para valores inteiros), o delineamento da rede de drenagem é precedido por um processo de substituição dos valores espúrios da grade numérica (comparado com os valores adjacentes). Esse processo evita a descontinuidade da rede de drenagem obtida.

Cada sub-bacia representa a área de contribuição direcionada a um segmento da rede de drenagem. Os pontos de intersecção entre os segmentos determinam os pontos de saída de uma sub-bacia (*outlets*) e entrada da sub-bacia seguinte, denominados como “pontos de monitoramento”. As estações utilizadas nos processos de calibração e validação foram representadas no modelo a partir da introdução de pontos de monitoramento. Isso faz com que as estações representem pontos de saída de uma determinada sub-bacia, o que possibilita comparar os resultados do modelo com os dados observados.

## **(2) Definição das HRUs**

Após o delineamento e a discretização da bacia em sub-bacias, os *layers* de solo e os mapas de uso e ocupação do solo da área foram importados no banco de dados do *ArcSwat*. Nessa etapa também foi obtido um mapa de declividade no *ArcGis*, gerado através do MDE (já importado pelo programa nas etapas anteriores). Posteriormente, os mapas foram sobrepostos, gerando combinações únicas de cada classe.

A abordagem de múltiplas HRUs é realizada a partir de um limiar adotado (porcentagem relacionada a cada sub-bacia), em que novas unidades são formadas eliminando-se as classes de uso do solo, tipos de solos e declividades abaixo desse limiar. No presente estudo não foi utilizada a abordagem de múltiplas HRUs. Dessa forma, atribuiu-se apenas uma unidade para cada sub-bacia. Esse procedimento consistiu no uso das combinações predominantes dentro de cada sub-bacia, para formar as respectivas HRUs. A utilização desse método ocorreu devido ao menor esforço computacional empregado, quando comparado à abordagem de múltiplas HRUs.

### **(3) Obtenção dos Parâmetros climáticos**

Os dados de Precipitação, Umidade relativa do ar, Velocidade do Vento, Radiação Solar e Temperaturas Mínima e Máxima de cada estação do modelo CFSR foram inseridos no gerador climático WGEN (algoritmo que calcula a média mensal de uma série de variáveis climáticas) (RICHARDSON, 1984.), com o objetivo de obter os parâmetros climáticos a serem utilizados no modelo. O WGEN realiza o cálculo dos seguintes parâmetros: médias mensais das temperaturas máximas e mínimas diárias, da precipitação total, de dias de precipitação, da radiação solar diária, do ponto de orvalho e da velocidade do vento; desvio padrão para as temperaturas máximas e mínimas diárias de cada mês e para a precipitação diária de cada mês; probabilidade de dias chuvosos seguidos de dias secos para cada mês e valor máximo mensal de meia hora de chuva.

### **(4) Execução do Modelo**

Após a obtenção dos parâmetros climáticos, as simulações foram realizadas para os dois períodos (1981 – 1990 e 2001 – 2010). A definição desses períodos levou em consideração os dados observados disponíveis e as características do modelo (larga-escala temporal). Foram definidos os dois primeiros anos de cada período (1981, 1982, 2001 e 2002) no processo conhecido como NYSKIP – *Number of Years to Skip*. Os períodos definidos

para o NYSKIP não tem seus resultados incluídos na saída do modelo. O objetivo desse processo é remover os efeitos das condições iniciais do modelo, devido à sua natureza contínua.

### **3.4.2. Aplicação do SUFI-2**

Os parâmetros utilizados pelo SWAT para realizar as simulações foram recalculados através da calibração do modelo. Esse processo foi realizado a partir do algoritmo SUFI-2, executado através da plataforma SWAT-CUP 4.2. O SUFI-2 envolve as etapas de Análise de Sensibilidade (a sensibilidade do modelo é dependente da função objetivo escolhida e define os parâmetros de entrada no SUFI-2), Calibração e Análise de Incertezas. Esse algoritmo realiza uma sequência de etapas e iterações que objetivam ajustar o modelo para atingir um determinado valor em sua função objetivo, além de diminuir as incertezas obtidas. Essas etapas são descritas a seguir.

Etapa 1: O primeiro passo de aplicação do SUFI-2 consistiu na escolha da função objetivo. Como os valores dos parâmetros estimados sempre são condicionados à forma da função-objetivo, diferentes resultados serão produzidos em cada escolha. No presente estudo a estrutura da função objetivo utilizada corresponde ao Coeficiente de correlação entre os valores simulados e observados multiplicado pelo coeficiente da respectiva reta de regressão.

Etapa 2: Na segunda etapa determinou-se os valores absolutos (valores iniciais) dos parâmetros do modelo. Esses valores correspondem aos limites mínimo e máximo dos intervalos. Através desses valores foi iniciada a Análise de Sensibilidade e posteriormente a calibração dos respectivos parâmetros. Os valores iniciais foram escolhidos com a condição de possuírem uma relação física consistente com os processos relacionados ao parâmetro.

Etapa 3: Posteriormente, foi realizada a Análise de Sensibilidade Global dos parâmetros. Esse processo foi realizado mantendo-se todos os parâmetros

dentro dos intervalos definidos na primeira etapa. A sensibilidade de cada parâmetro foi determinada através de um sistema de regressão múltipla, que realiza a regressão dos parâmetros a partir dos valores da função objetivo:

$$g = \alpha + \sum_{i=1}^m \beta_i b_i \quad \text{Eq. 3.1}$$

Onde:

$g$  = Função objetivo

$\alpha$  = erros associados aos resultados do modelo

$b_i$  = valor do parâmetro analisado

$\beta_i$  = valor dos demais parâmetros

Essa equação estima a sensibilidade dos parâmetros a partir da relação entre a média das mudanças na função objetivo e as variações em cada parâmetro, sendo que todos os parâmetros são modificados de forma simultânea. Para quantificar a significância relativa de cada parâmetro foi realizado um *Teste-t*. A análise de sensibilidade do modelo considerou 12 parâmetros, escolhidos por terem forte relação com os processos hidrológicos simulados. A Tabela 3.3 mostra os parâmetros utilizados e os respectivos valores absolutos iniciais adotados na Etapa 2.

Tabela 3.3 - Parâmetros utilizados no processo de Análise de Sensibilidade com os respectivos valores absolutos dos intervalos iniciais.

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor Mínimo</b>	<b>Valor Máximo</b>
<b>ALPHA_BF</b>	0	1
<b>ALPHA_BNK</b>	0	1
<b>CH_K2</b>	0	0.3
<b>CH_N2</b>	-20	20
<b>CN2*</b>	0.8	1
<b>ESCO</b>	0	0.2
<b>GW_REVAP</b>	0	2
<b>GWQMN</b>	-0.2	0.4
<b>SOL_AWC</b>	5	130
<b>SOL_BD*</b>	-50	60
<b>SOL_K*</b>	-50	60

\*Valor em porcentagem a ser acrescentado ou diminuído pelos valores de entrada, que representam parâmetros variáveis em relação às condições de cada sub-bacia.

A seguir, é apresentada uma breve definição desses elementos.

- ALPHA\_BF: constante de recessão do fluxo de base.
- ALPHA\_BNK: constante de recessão do aquífero.
- CH\_K2: condutividade hidráulica no canal principal.
- CH\_N2: Coeficiente de Manning para o canal principal da drenagem.
- CN2: Número da curva de escoamento.
- ESCO: fator de compensação da evaporação do solo.
- GWQMN: nível mínimo da água no aquífero raso para que ocorra o fluxo de base (mm H<sub>2</sub>O).
- GW\_REVAP: coeficiente de profundidade mínima de água no aquífero para evaporar novamente (mm).
- SOL\_AWC: capacidade de água disponível do solo em determinada camada.
- SOL\_BD: densidade bruta do solo (Mg/m<sup>3</sup>).
- SOL\_K: condutividade hidráulica do solo saturado.

Etapa 4: Nessa etapa a amostragem Hipercubo Latino foi realizada, consistindo na geração de um dado número de amostras a partir de uma distribuição multidimensional (MCKAY et al., 1979). É definido um determinado número  $n$  de simulações, que determinam  $n$  combinações possíveis dos parâmetros.

Etapa 5: Posteriormente, foi realizada a avaliação das simulações, através do cálculo da função objetivo.

Etapa 6: Nessa etapa, uma série de cálculos são realizados para avaliar cada amostragem e determinar a sensibilidade dos parâmetros. Esses cálculos são descritos no trabalho de ABBASPOUR et al. (2007).

Etapa 7: Posteriormente, foram obtidos os percentis 2.5<sup>th</sup> ( $X_L$ ) e 97.5<sup>th</sup> ( $X_U$ ) da distribuição acumulada de cada ponto simulado. A distância média  $\bar{d}_x$  entre os limites superiores e inferiores da distribuição (95PPU) é dada pela seguinte equação:

$$\bar{d}_x = \frac{1}{k} \sum_{l=1}^k (X_u - X_l)_l \quad \text{Eq. 3.2}$$

Onde:

$\bar{d}_x$  = distância média entre os limites superiores e inferiores da distribuição.

$K$  = número de pontos observados.

O cálculo de *R-factor* é realizado a partir da divisão do Grau de Incerteza pelo desvio padrão dos dados observados (Equação 3.3).

$$R - factor = \frac{\bar{d}_x}{\sigma_x} \quad \text{Eq. 3.3}$$

Onde:

$\sigma_x$  = desvio-padrão dos dados observados.

Etapa 8: Nesta etapa o algoritmo atualizou os intervalos representativos dos parâmetros, diminuindo a distância entre os limites inferiores e superiores, com o objetivo de reduzir o valor de  $dx$ , e conseqüentemente o valor de  $R$ . Esse processo procura produzir intervalos menores para as iterações subseqüentes, a partir dos valores obtidos da melhor simulação (melhor valor relacionado à função objetivo). Os parâmetros da melhor simulação foram utilizados para calcular os limites inferiores e superiores. Os novos intervalos dos parâmetros são sempre centrados na melhor simulação.

### **3.4.3. Validação**

O processo de validação do modelo foi realizado a partir dos parâmetros obtidos na calibração do modelo para os períodos em estudo. Para a primeira simulação, os dados observados de vazão no ano de 1986 foram utilizados para validar o modelo, cujos parâmetros foram representados pela calibração realizada a partir dos dados observados de 1985. Já a segunda simulação fez uso dos dados de 2010 para a validação, utilizando os parâmetros calibrados para o ano de 2009.

### **3.4.4. Análise de precisão**

Foram utilizadas as seguintes estatísticas de precisão para avaliar a relação entre os valores calibrados do modelo e os dados observados: Coeficiente de Determinação -  $R^2$ , Coeficiente de Determinação Multiplicado pelo Coeficiente Angular da Reta de Regressão -  $BR^2$  (Utilizado como Função Objetivo) e Coeficiente de Eficiência de *Nash-Sutcliffe* – NS (NASH ; SUTCLIFFE, 1970). Além dos testes de comparação entre dois sinais, foi realizada a análise dos fatores  $P$  e  $R$ .

O Coeficiente de Determinação -  $R^2$  é uma medida de ajuste para um modelo linear generalizado, em relação a um determinado conjunto de dados observados. Seus resultados variam de zero a um, e quanto maior esse valor, melhor é o ajuste das amostras com as observações. Dessa forma, quanto

mais o valor de  $R^2$  tende a 1, melhor é a capacidade do modelo em explicar os valores observados. O  $R^2$  é determinado a partir da seguinte equação:

$$R^2 = \frac{[\sum_i(Q_{m,i} - \bar{Q}_m)(Q_{s,i} - \bar{Q}_s)]}{\sum_i(Q_{m,i} - \bar{Q}_m)^2 \sum_i(Q_{s,i} - \bar{Q}_s)^2} \quad \text{Eq. 3.4}$$

Onde:

$Q_{m,i}$  = Valores mensurados.

$\bar{Q}_m$  = Média dos valores mensurados.

$Q_{s,i}$  = Valores simulados.

$\bar{Q}_s$  = Média dos valores simulados.

Porém, o coeficiente de determinação  $R^2$  avalia apenas as relações lineares entre os valores. Isso faz com que o  $R^2$  não seja sensível a diferenças aditivas e proporcionais entre esses dados. Para mitigar parte dessas limitações, foi desenvolvido o método  $BR^2$ , que consiste na multiplicação do coeficiente angular da reta de regressão pelo  $R^2$ . Dessa forma, além da relação linear, pode-se também avaliar a variabilidade entre os valores simulados e observados. O valor de  $BR^2$  será maior conforme o coeficiente angular da reta se aproximar de 1, sendo determinado por:

$$\phi = \{|b| R^2\} \quad \text{se } |b| \leq 1 \quad \text{Eq. 3.5}$$

$$\phi = \{|b|^{-1} R^2\} \quad \text{se } |b| > 1 \quad \text{Eq. 3.6}$$

Já o Coeficiente de Eficiência de *Nash-Sutcliffe* (NS) determina a precisão do modelo através da relação entre as discrepâncias dos valores observados e simulados e os desvios dos valores observados em relação à sua média. O NS

é útil para determinar as diferenças de magnitude entre os dois sinais, o que não é possível no teste BR<sup>2</sup> (no caso de ocorrer um intercepto elevado na reta de regressão). Seus resultados variam de  $-\infty$  a 1, e mostram o ajuste entre os dados simulados e observados na reta 1:1. O Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe foi obtido através da seguinte equação:

$$NS = 1 - \frac{\sum_i (Q_m - Q_s)_i^2}{\sum_i (Q_{m,i} - \bar{Q}_m)^2} \quad \text{Eq. 3.7}$$

Onde:

$Q_{m,i}$  = Valores mensurados.

$\bar{Q}_m$  = Média dos valores mensurados.

$Q_{s,i}$  = Valores simulados.

### 3.4.5. USLE

A USLE foi aplicada a partir do programa *ArcGis* 9.3, através de um processo de Álgebra de Mapas (SOARES, 2000). O objetivo da inclusão dessa equação no presente estudo é comparar a simulação da Produção de sedimentos realizada através de um modelo não contínuo (USLE) com a realizada por um contínuo (SWAT).

O fator LS foi obtido através da metodologia proposta por Khosrowpanah et. al (2004). Já os fatores R e K foram calculados através das equações propostas por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992) e Denardin (1990), respectivamente. Por fim, os fatores C e P foram adaptados do trabalho de Bueno e Stein (2004). As camadas temáticas (cartografia da área e mapas de uso e ocupação do solo), os parâmetros climáticos (volume médio de precipitações) e o MDE usado para gerar o fator LS foram obtidos através do conjunto de dados utilizado para a aplicação do modelo SWAT. A Figura 3.11 mostra a distribuição espacial dos fatores utilizados nessa equação.

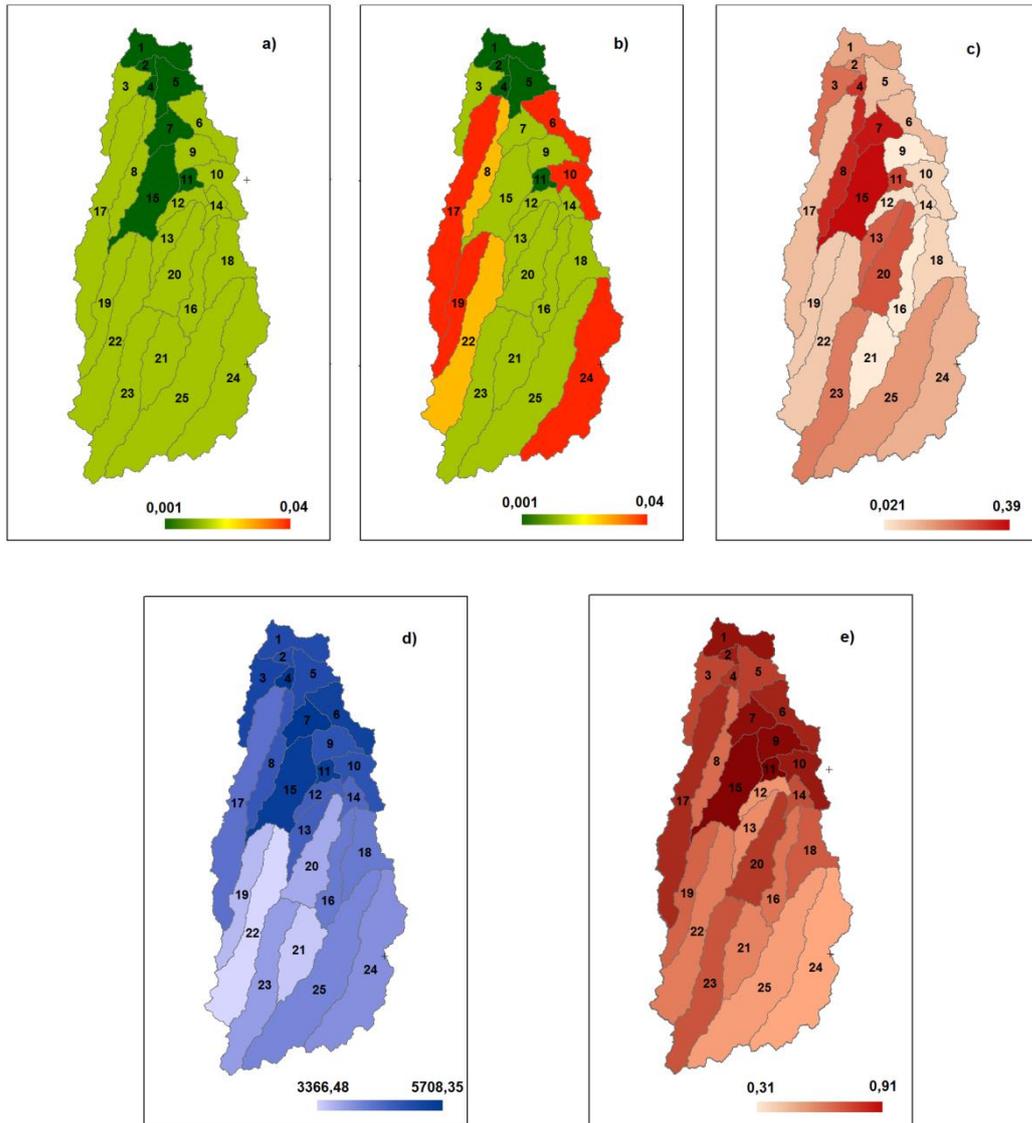


Figura 3.11 – Distribuição dos fatores utilizados na USLE. a) Fator CP para o período 1981-1990 (adimensional). b) Fator CP para o período 2001-2010 (adimensional). c) Fator K ( $t.ha.h.MJ^{-1} mm^{-1}$ ). d) Fator R ( $MJ.mm. t. ha^{-1}.ano^{-1}$ ). e) Fator LS (adimensional).

A partir da multiplicação dos fatores LS, K e R, para ambos os períodos analisados, foi obtido o Potencial Natural de Erosão - PNE da área em estudo, com o intuito de destacar os locais de maior vulnerabilidade ao processo erosivo (GRECCHI, 2011). Posteriormente, esses valores foram normalizados (transformados em um intervalo de 0 a 1), pois o objetivo desse procedimento

foi determinar a alocação espacial das áreas mais suscetíveis ao processo de erosão, e não valores absolutos.

## **4 RESULTADOS**

### **4.1. Mudanças no uso e ocupação do solo**

A árvore de decisão (Figura 4.1) gerada para o período de 2010 foi composta pelas bandas 4, 5 e 7 das imagens CDR. Para o período de 1984, uma transformação HSI e as bandas 3 e 5 foram usadas na árvore gerada pelo algoritmo J48 para realizar a classificação (Figura 4.2). O uso das bandas 3 e 4 é justificado pelos processos de absorção e reflexão, respectivamente, por parte da vegetação. Já as bandas 5 e 7 possuem alta sensibilidade ao conteúdo de água presente nas plantas. Esses fatores permitem o discernimento entre vegetações densas e esparsas, além de distinguir entre solo exposto e áreas cobertas (PONZONI, 2012). Após a classificação das imagens, foi realizada a edição matricial dos resultados. Esse processo foi realizado com o objetivo de melhorar os resultados do mapeamento de uso e cobertura do solo.

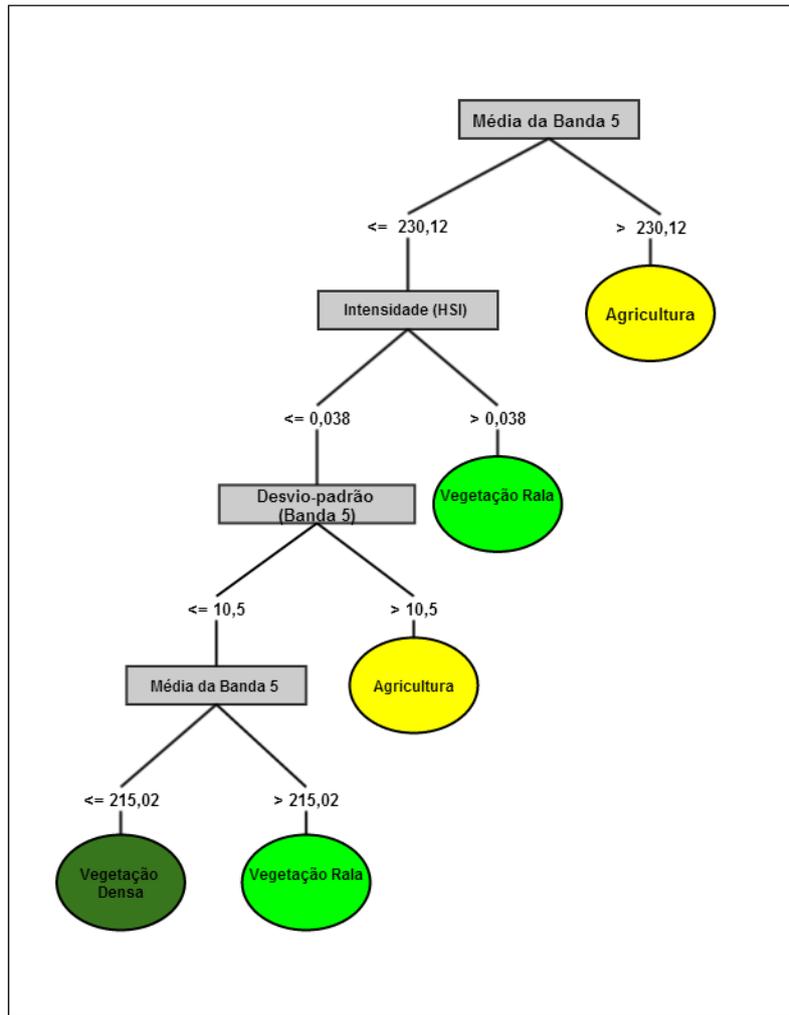


Figura 4.1 - Árvore de decisão gerada através do algoritmo j48 para classificar a imagem do período de 2010.

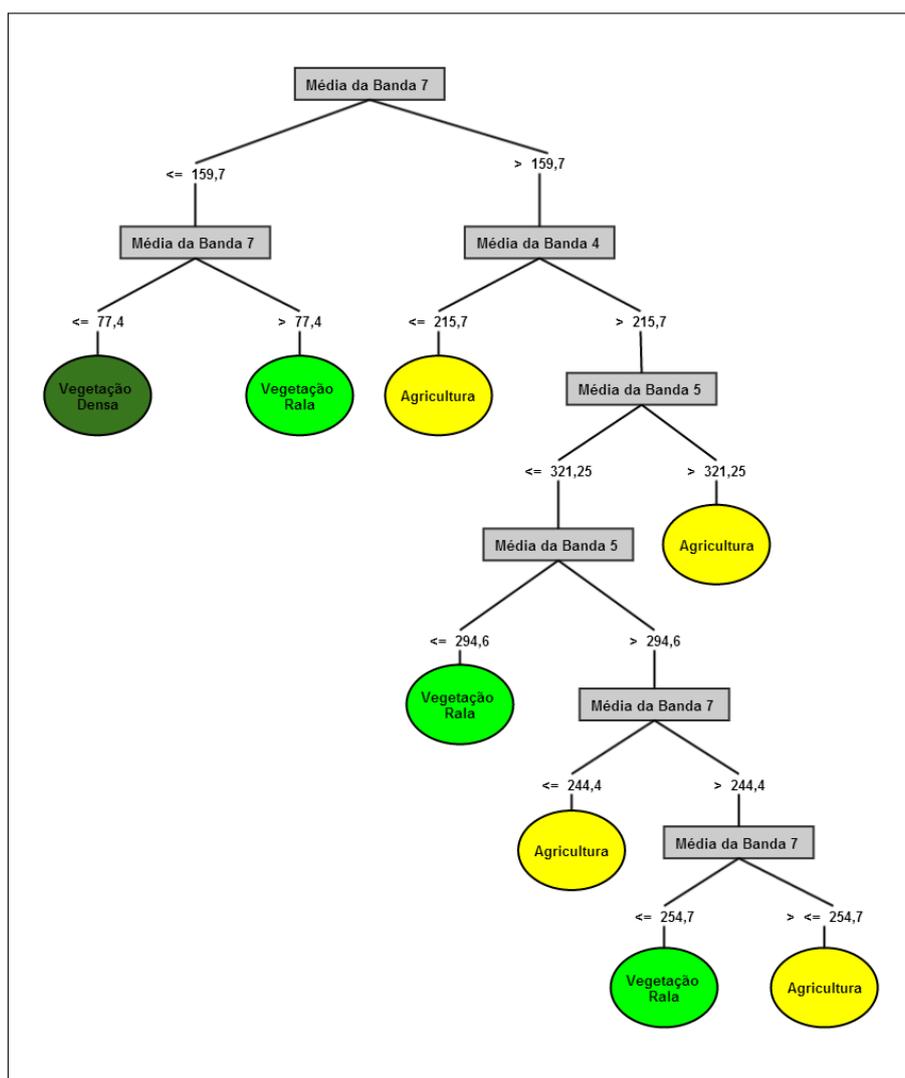


Figura 4.2 - Árvore de decisão gerada através do algoritmo j48 para classificar a imagem do período de 1984.

Os mapas temáticos gerados a partir das árvores de decisão são mostrados na Figura 4.3. No período de 1984, observam-se poucas áreas agrícolas, sendo a bacia composta principalmente por Vegetação densa e Vegetação rala. Já no período de 2010, nota-se um avanço das fronteiras agrícolas nas regiões periféricas dessa área. Isso ocorre devido a presença das reservas indígenas na área central da bacia. A Tabela 4.1 mostra a área ocupada por cada classe definida, nos dois períodos.

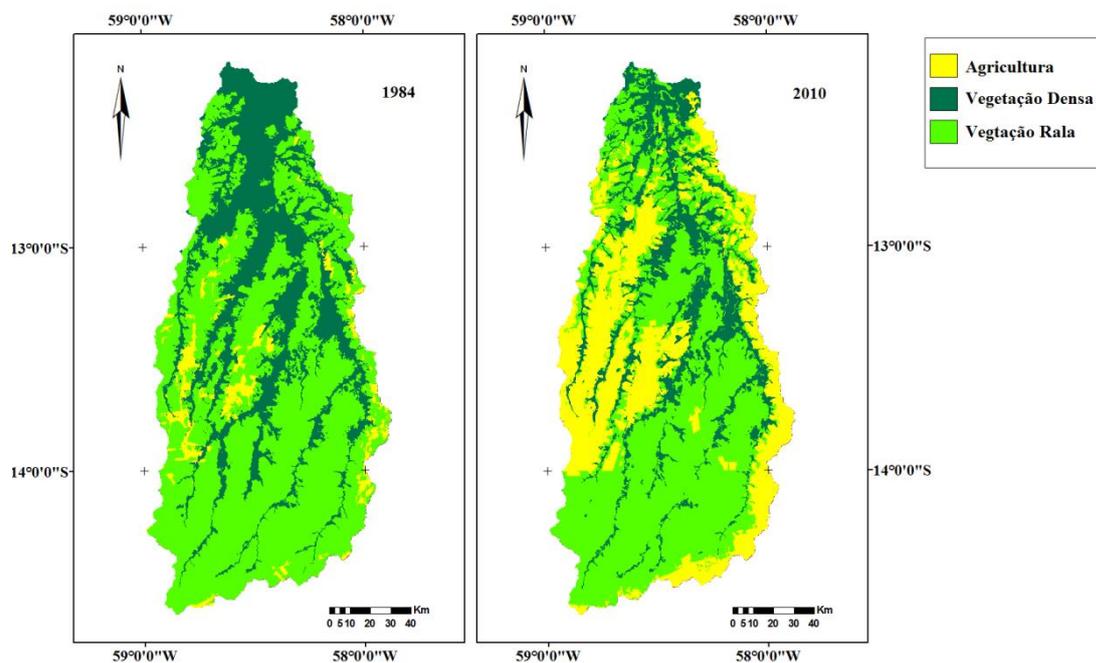


Figura 4.3 - Uso e ocupação dos solo para os anos de 1984 e 2010.

Tabela 4.1 - Área ocupada por cada classe.

Classes	ÁREA (Km <sup>2</sup> )		ÁREA (%)	
	1984	2010	1984	2010
<b>Agricultura</b>	1095	6355	5	30
<b>Vegetação densa</b>	6206	3964	29	18
<b>Vegetação rala</b>	14321	11303	66	52

A acurácia global e o coeficiente *Kappa* dos mapas de classificação apresentaram valores respectivos de 98.69% e 0.97 para 1984 e de 93.69% e 0.91 para 2010. Através de um teste Z, a significância dos coeficientes Kappa foi confirmada, em um nível de significância de 5% ( $\alpha$ ). Isso demonstra que as classificações apresentam conformidade com os dados de referência adotados.

## 4.2. Aplicação do Modelo SWAT

A aplicação do modelo possibilitou a simulação de diversos processos físicos na área em estudo. Entre as variáveis estimadas, destacam-se o Escoamento Superficial, Vazão, Produção de Sedimentos e Evapotranspiração, pois fornecem informações fundamentais na avaliação dos impactos das mudanças climáticas e de uso do solo sobre os recursos hídricos (ARNOLD, 2000). A Discretização da bacia originou 25 sub-bacias, como mostra a Figura 4.4.

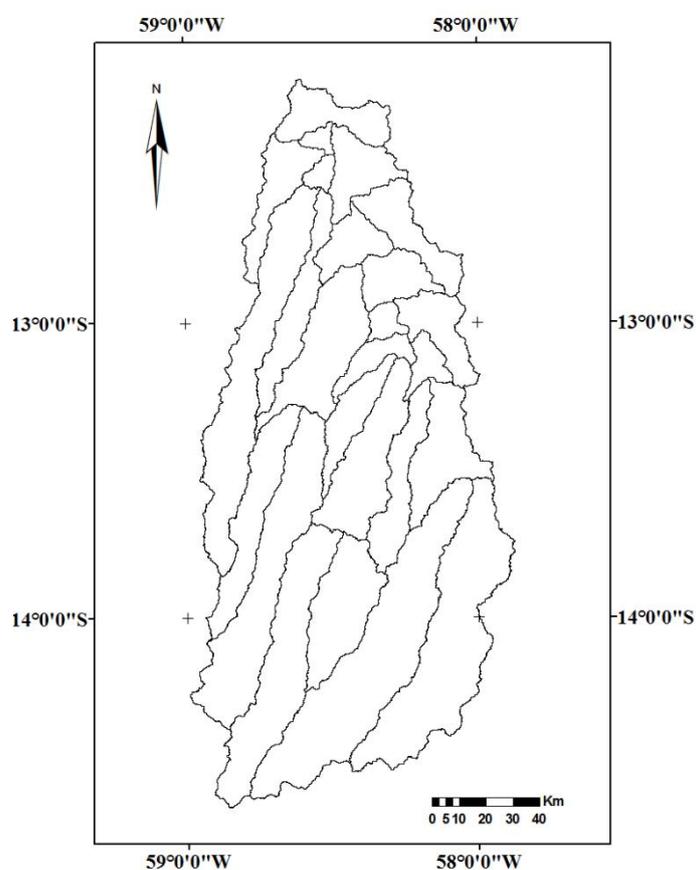


Figura 4.4 – Sub-bacias geradas no processo de discretização.

### 4.3. Análise de Sensibilidade

Para realizar a análise de sensibilidade do modelo foram utilizados 12 parâmetros, escolhidos por terem forte relação com os processos hidrológicos simulados. A Tabela 4.2 mostra os resultados desse processo, cujos parâmetros foram avaliados através do teste *t* de *Student*. Esta tabela compara os níveis descritivos obtidos por cada parâmetro, os quais determinaram a escolha destes para serem calibrados.

Tabela 4.2 - Análise de Sensibilidade realizada para o período 1981-1990.

Parâmetro	1981 - 1990		2001 - 2010	
	Teste - t	Valor - p	Teste - t	Valor - p
ALPHA_BF	-0,53	0,60	-0,85	0,04
ALPHA_BNK	3,33	0,00	-0,04	0,97
CH_K2	-0,58	0,57	-0,59	0,56
CH_N2	-2,04	0,04	1,36	0,01
CN2	4,25	0,00	-0,94	0,03
ESCO	0,06	0,95	-0,23	0,82
GW_REVAP	1,44	0,15	0,07	0,94
GWQMN	-0,07	0,94	0,06	0,95
SOL_AWC	0,16	0,87	1,20	0,02
SOL_BD	-1,48	0,14	0,22	0,83
SOL_K	1,48	0,14	0,21	0,84

A escolha dos parâmetros a serem utilizados no processo de calibração foi realizada através dos respectivos níveis descritivos (valor – p), onde foi adotado um nível de significância de 5%. Dessa forma, todos os parâmetros com valor – p menor do que 0,05 foram incluídos no processo de calibração do modelo.

A Análise de Sensibilidade para o período 1981-1990 mostrou que as alterações dos resultados do modelo foram maiores em relação aos seguintes parâmetros, que apresentaram maiores níveis descritivos (valor-p > 0,04): GW\_REVAP, SOL\_BD, SOL\_K, CH\_N2, ALPHA\_BNK e CN2. Já a análise realizada para o período 2001-2010 obteve quatro parâmetros com valor-p >

0,04: ALPHA\_BF, CN2, SOL\_AWC e CH\_N2. É possível observar que os parâmetros CN2 e CH\_N2, que caracterizam a relação entre as propriedades e cobertura do solo e a água incidente na bacia, são comuns às duas análises realizadas.

No trabalho de Singh (2013), os parâmetros para os quais o modelo mostrou-se mais sensível foram CN2 e CH\_N2, em uma simulação diária. O conjunto de parâmetros incluídos na Análise de Sensibilidade foi o mesmo do presente estudo. Na simulação mensal, esses parâmetros também estiveram entre os mais influentes, juntamente com o SOL\_K. Dessa forma, nas duas simulações realizadas neste estudo e no trabalho de Singh (2013), os parâmetros mais influentes no processo de calibração possuem relação direta com a dinâmica água/solo.

#### 4.4. Calibração

A Tabela 4.3 mostra os valores obtidos para cada parâmetro calibrado, em ambos os períodos. No período 2001 - 2010, o valor calibrado para o parâmetro CN2 foi maior em relação ao de 1981-1990 (11% maior), demonstrando que a capacidade de retenção e infiltração das áreas agrícolas foi inicialmente superestimada pelo modelo.

Tabela 4.3 – Valores obtidos para cada parâmetro no processo de calibração.

<b>Parâmetros</b>	<b>2001 - 2010</b>	<b>1981-1990</b>
<b>ALPHA_BF</b>	-----	0,70
<b>ALPHA_BNK</b>	1,03	-----
<b>CH_N2</b>	0,16	0,19
<b>CN2*</b>	23,00	12,00
<b>GW_REVAP</b>	0,06	-----
<b>SOL_AWC*</b>	-----	11,00
<b>SOL_BD*</b>	-29,00	-----
<b>SOL_K*</b>	7,00	-----

\*Valor em porcentagem que foi acrescentado ou diminuído dos valores de entrada, que representam parâmetros variáveis em relação às condições de cada sub-bacia.

No período 1981-1990, 92% dos dados observados de vazão foram abrangidos pelo intervalo 95PPU (*P-factor*), enquanto a razão entre a espessura média do 95PPU e o desvio-padrão dos dados observados (*R-factor*) foi igual a 0,24. Já os parâmetros simulados para o período 2001-2010 apresentaram valores respectivos dos fatores P e R iguais a 1 (100%) e 0,42. Arnold et. al (2007) propõem duas condições para que o balanço entre os fatores P e R seja atingido, relacionadas ao intervalo 95PPU: 1) o 95PPU deve abranger o maior número possível de valores observados (*P-factor*), na etapa de calibração. 2) esse intervalo deve ser o mais estreito possível (corresponde a uma menor incerteza dos parâmetros), onde a razão entre os extremos de sua distância média pelo desvio-padrão dos dados observados seja menor que 1 (*R-factor*). Como os valores obtidos nos processos de calibração e validação atendem a essas duas condições, pode-se afirmar que o modelo foi capaz de simular os dados de vazão com valores próximos aos observados e com uma estreita distribuição de incertezas. Nas Figuras 4.5 e 4.6 são relacionados os valores calibrados e observados para os períodos de 1985 e 2009, respectivamente. Os gráficos presentes nessas figuras demonstram que as vazões simuladas possuem um comportamento similar aos valores observados.

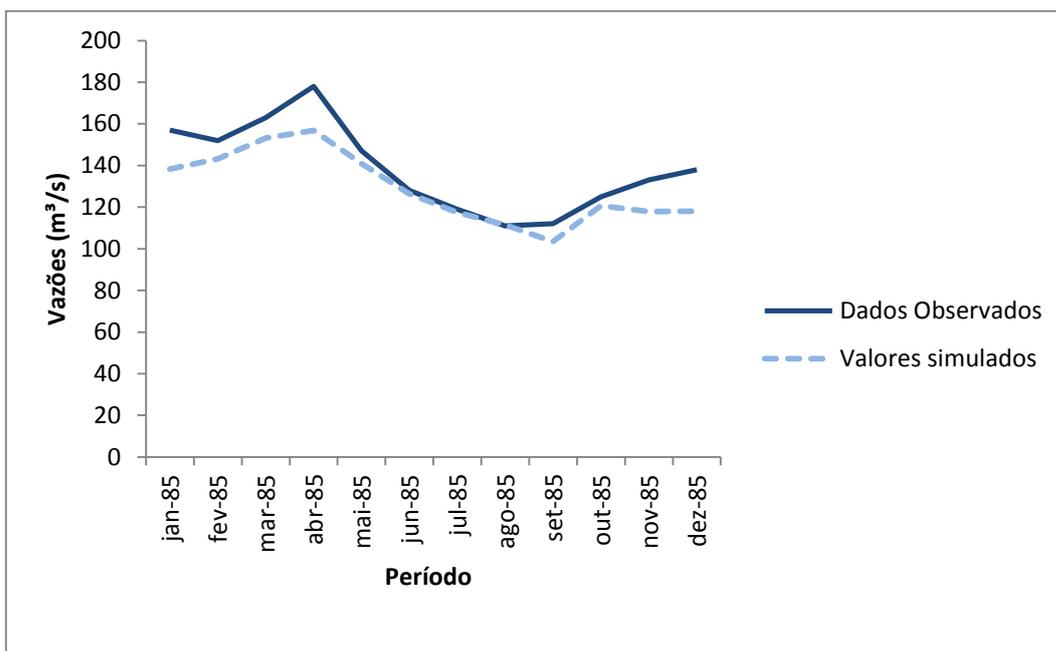


Figura 4.5 - Comparação das curvas de vazão simulada e observada para o período de 1985.

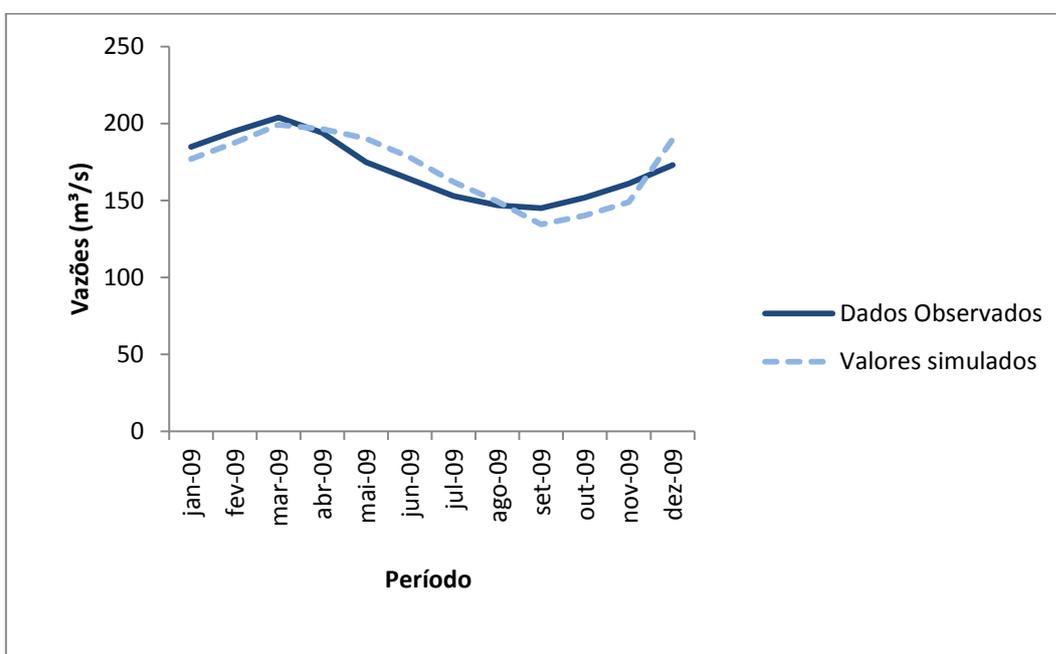


Figura 4.6 - Comparação das curvas de vazão simulada e observada para o período de 2009.

A Tabela 4.4 apresenta os resultados obtidos nos processos de calibração para os dois períodos.

Tabela 4.4 - Resultados dos processos de calibração.

<b>Período</b>	<b>Fator - P</b>	<b>Fator -R</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>NS</b>	<b>BR<sup>2</sup></b>
<b>2009</b>	1	0,42	0,77	0,7	0,7695
<b>1985</b>	0,92	0,24	0,93	0,73	0,9256

De acordo com Motovilov et al. (1999), caso o modelo atinja um valor de NS igual ou superior a 0,36, pode ser considerado satisfatório. Um NS igual a 1 corresponde a um ajuste perfeito entre os dados simulados e observados, enquanto valores abaixo de 0,36 caracterizam o modelo como inadequado. Os processos de calibração para os dois períodos obtiveram um NS igual ou superior a 0,7, valor classificado como excelente pelo mesmo autor.

Em relação aos valores de R<sup>2</sup> obtidos, observa-se que os processos de calibração de ambos os períodos obtiveram resultados próximos a 1. Com base nesses valores, pode-se afirmar que o modelo foi capaz de explicar a maior parte da variância total dos dados observados. Esses resultados foram parecidos com os da função objetivo BR<sup>2</sup>, significando que os coeficientes angulares da reta de regressão entre os valores simulados e observados são próximos a 1. Dessa forma, é possível afirmar que os valores simulados não possuem variabilidade significativa em relação aos observados.

Singh (2013) realizaram a calibração do modelo SWAT em uma bacia do Rio Krishna, na Índia, através de uma série temporal de vazões observadas entre os anos de 1993 e 2002. Esse estudo também utilizou o SUFI-2 e obteve um *P-factor* alto (0,92), porém com uma incerteza maior que 1 (1,54). Já Yang et al. (2008) obtiveram menor grau de incerteza (*R-factor* igual a 1,03) e *P-factor* menor (0,84), aplicando o SUFI-2 na calibração do modelo para uma bacia situada ao norte da China. Em ambos os estudos, os resultados dos testes estatísticos realizados (R<sup>2</sup>, BR<sup>2</sup> e NS) obtiveram valores aceitáveis.

#### 4.5. Validação

Os resultados do processo de validação são mostrados na Tabela 4.5. No processo relacionado ao ano de 1986, que validou a calibração realizada para o ano de 1985, o intervalo 95PPU (*P-factor*) compreendeu 60% dos dados observados. Já a razão entre a espessura média do 95PPU e o desvio-padrão dos dados observados (*R-factor*) foi igual a 0,2. Na validação relativa ao período de 2010 os fatores P e R foram iguais a 0,83 (83%) e 0,37, respectivamente. Quanto aos valores de  $R^2$  e  $BR^2$ , estes apresentaram valores respectivos iguais a 0,76 e 0,7. Assim como no processo de calibração, os resultados estocásticos (fatores R e P) e determinísticos ( $R^2$  e  $BR^2$ ) também foram considerados satisfatórios.

Tabela 4.5 - Validação dos dados calibrados.

<b>Período</b>	<b>Fator - P</b>	<b>Fator -R</b>	<b><math>R^2</math></b>	<b>NS</b>	<b><math>BR^2</math></b>
<b>2010</b>	0,83	0,37	0,76	0,44	0,7
<b>1986</b>	0,6	0,2	0,85	0,36	0,85

Nas Figuras 4.7 e 4.8 são relacionados os valores validados e observados para os períodos de 1986 e 2010, respectivamente.

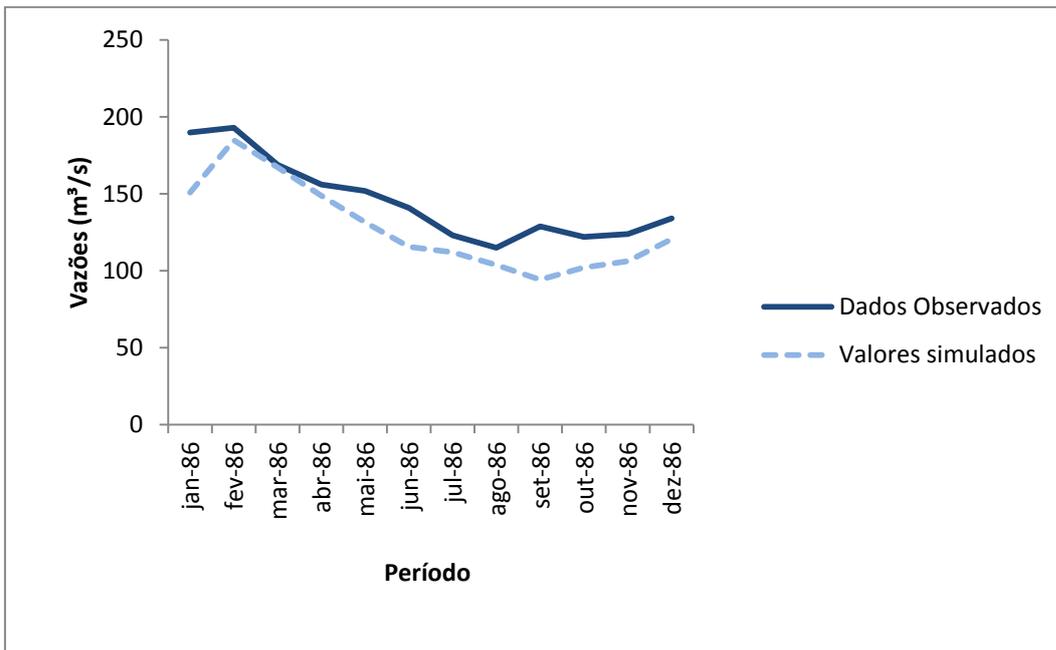


Figura 4.7 - Comparação entre a curva de vazão simulada pelo processo de validação e a observada para o período de 1986.

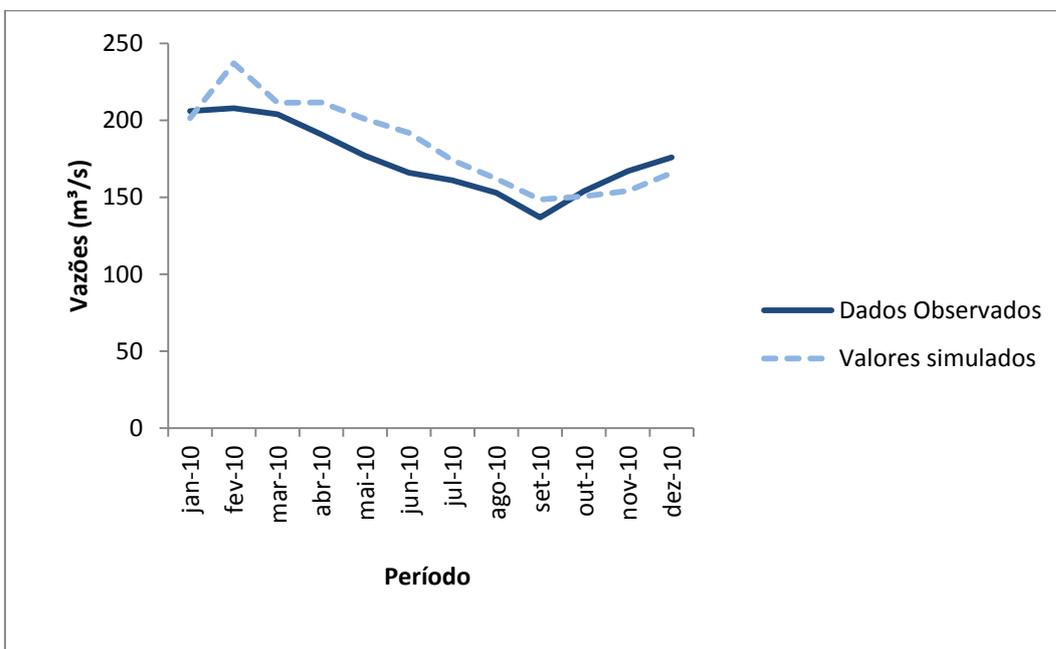


Figura 4.8 - Comparação entre a curva de vazão simulada pelo processo de validação e a observada para o período de 2010.

Em um estudo conduzido por Abbaspour (2007), foi realizada a validação dos valores calibrados de vazão a partir do SUFI-2, na bacia hidrográfica de Lostorff, na Suíça. Ao validar os resultados obtidos no processo de calibração, 90% dos dados observados foram compreendidos pelos valores simulados, com uma incerteza (*R-factor*) próxima a 1. O coeficiente de correlação entre os valores observados e simulados ( $R^2$ ) foi igual a 0,82. Como as características dessa bacia não são similares às da bacia do Rio Papagaio (clima, relevo e cobertura do solo), é possível observar que bons resultados no processo de validação realizado através do algoritmo SUFI-2 podem ser obtidos também em condições de pluviosidade e temperatura mais amenas, além de uma topografia mais irregular.

#### **4.6. Potencial Natural de Erosão**

Através da Figura 4.9 é possível observar que as áreas mais propícias à ocorrência de erosão são localizadas na porção norte da bacia, com exceção das sub-bacias 23 e 25. Isso ocorre devido à maior intensidade de chuvas e da declividade mais acentuada nessa parte da bacia. Dessa forma, os fatores R, LS e K foram maiores nesses locais, aumentando o resultado da multiplicação dos fatores.

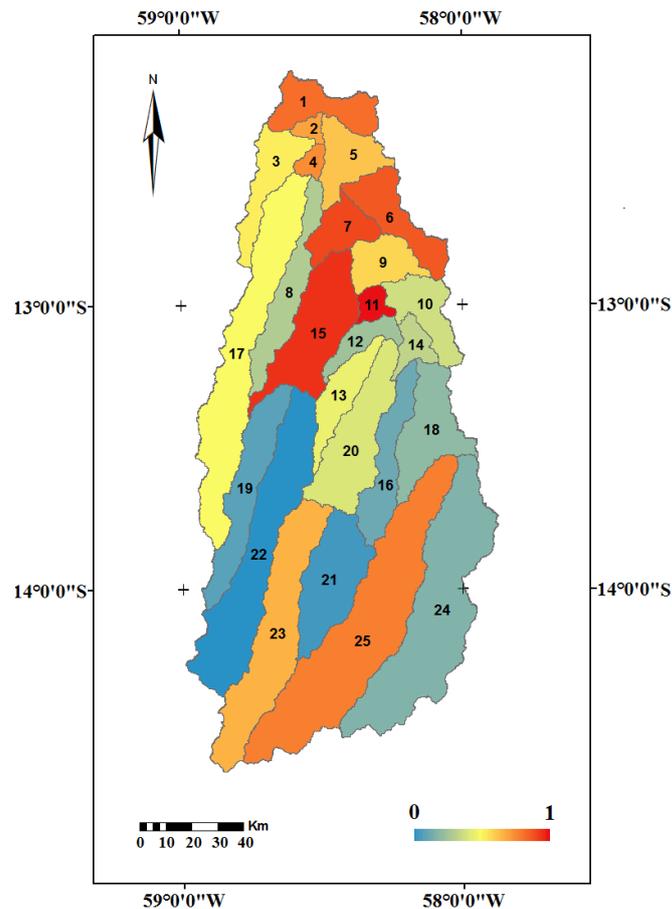


Figura 4.9 - Potencial Natural de Erosão normalizado por sub-bacia.

#### 4.7. Análise da produção de sedimentos simulada pelo modelo SWAT

A Figura 4.10 mostra como ocorreu o processo erosivo para ambos os períodos, através das médias anuais de perda de sedimentos obtida, em cada sub-bacia. Comparando-se essa figura com os mapas de uso e ocupação do solo, é possível observar que o aumento da produção de sedimentos coincide com as áreas de avanço das fronteiras agrícolas. Observa-se também que a perda de sedimentos no período 1981-1990 era maior na saída da Bacia, ao norte. Essas áreas coincidem com os locais de maior valor no PNE (Figura 4.9), o que caracteriza a fase inicial de ocupação agrícola dessa região. Porém,

no período 2001-2010 esse processo passou a ocorrer com mais intensidade também nas sub-bacias 19, 22 10 e 8.

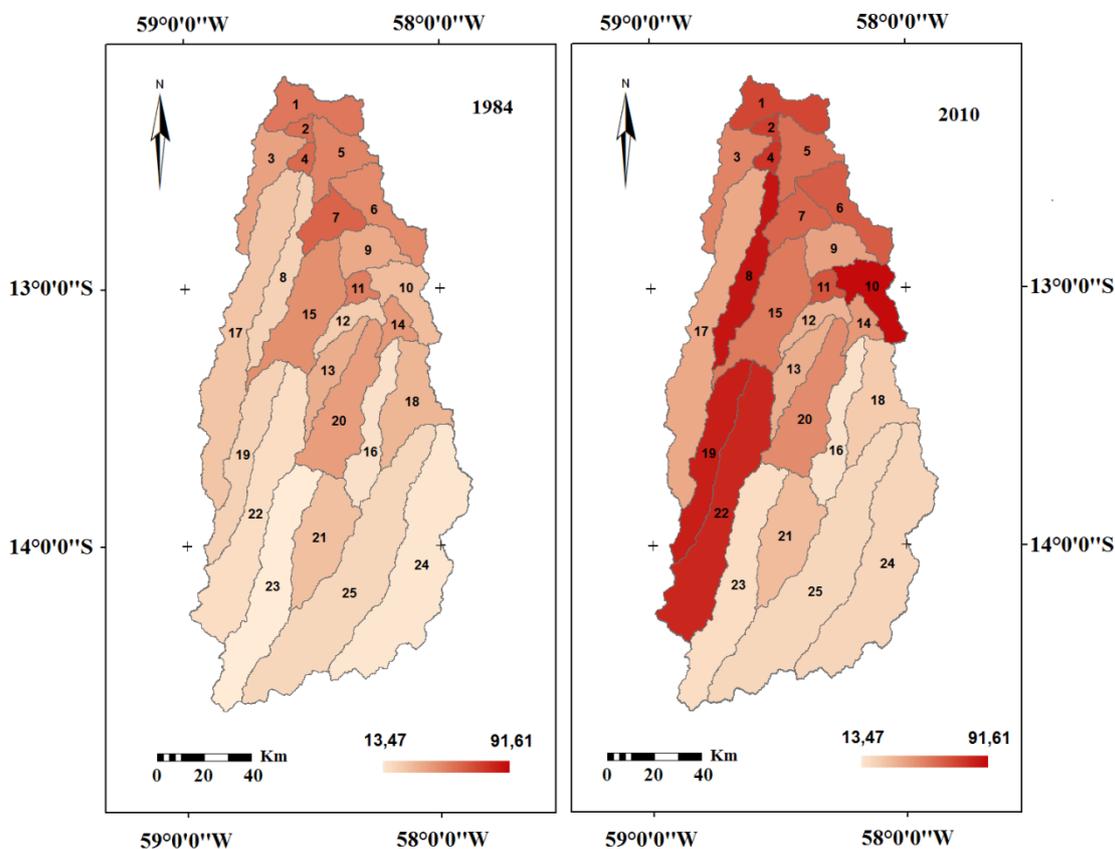


Figura 4.10 - Distribuição da perda de sedimentos (t/ano) para os dois períodos estudados.

A Figura 4.11 mostra esse processo levando em consideração a área de cada sub-bacia, em toneladas por hectare\ano ( $t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$ ) A distribuição espacial da produção de sedimentos por hectare possui a mesma tendência dos valores absolutos (Figura 4.10), apresentando maiores valores ao norte e nas áreas de expansão agrícola na bacia. Os resultados mostrados por esse processo aproximam-se de zero, não passando de  $1 t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$ . A perda máxima observada foi igual a 0,063 na sub-bacia de número 10. Dessa forma, nenhuma das sub-bacias apresentou perdas maiores que os limites determinados pela FAO (1967).

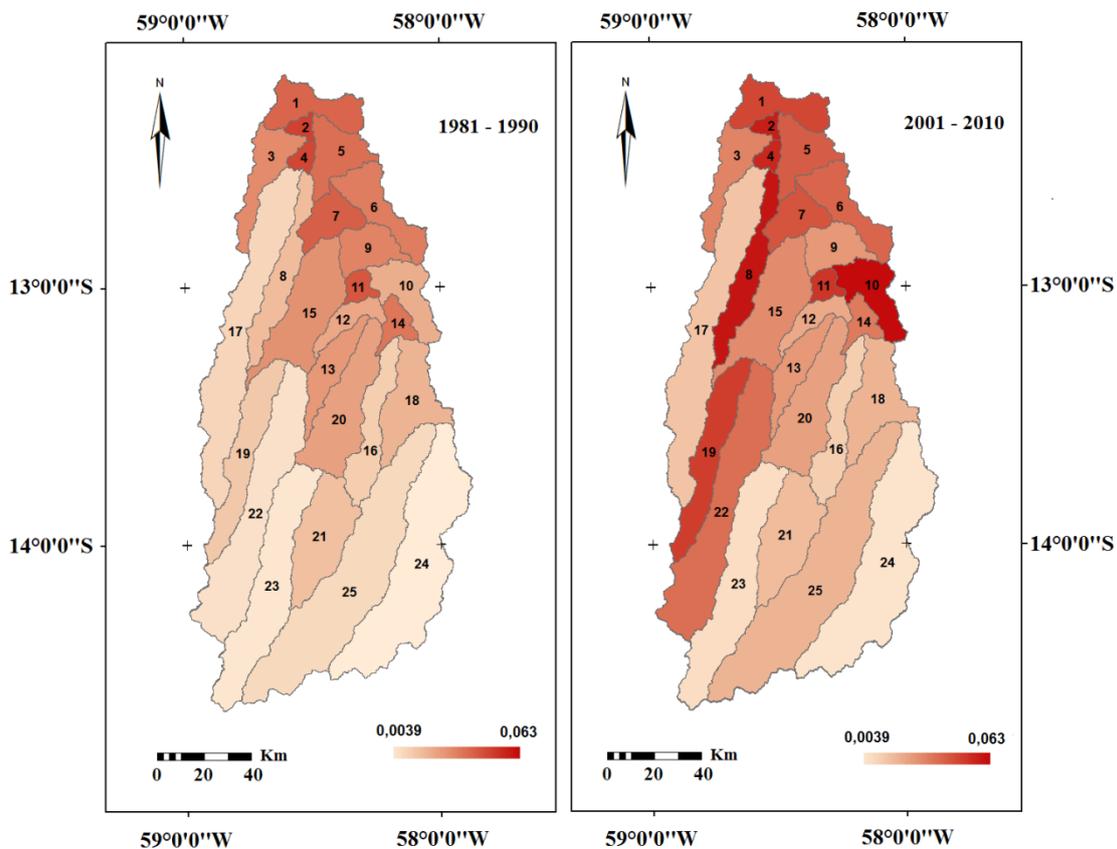


Figura 4.11 Produção de Sedimentos por hectare ( $t.ha^{-1}.ano^{-1}$ ) em cada sub-bacia.

A bacia Ribeirão das Guabiobas (São Carlos, SP), onde Galharte et al. (2014) aplicaram o SWAT, tem características similares à região de Sapezal: possui mais de um tipo de cobertura e uso do solo, o período de cheia se estende de outubro a março, a média anual de precipitação é de 1400 mm e os solos que predominam na área são os Latossolos. Já a bacia Ribeirão do Marins (Piracicaba – SP), onde Moro (2006) simulou a produção de sedimentos pelo SWAT, também possui elevada ocupação agrícola e clima com verão chuvoso e inverno seco. Por outro lado, o relevo dessa bacia é mais ondulado quando comparado ao da bacia do Rio Papagaio. A partir dos resultados obtidos por essas pesquisas e pelo presente estudo, pode-se observar que em bacias hidrográficas que possuem florestas nativas/vegetação de porte arbóreo compondo ao menos a metade de suas áreas (segundo a classificação realizada para 2010, a bacia do Rio Papagaio possui 70% de sua área

composta por Vegetação densa/ralo), além de duas estações bem definidas (seca e chuvosa), a produção de sedimentos tende a ser extremamente baixa, não passando de  $1 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ .

#### **4.8. Análise da produção de sedimentos simulada pela USLE**

De acordo com os resultados dessa equação, as mudanças ocorridas na produção de sedimentos foram relacionadas apenas às mudanças históricas ocorridas na paisagem da região. Essas mudanças são mostradas na Figura 4.12, onde podem ser observadas maiores variações nas regiões leste e oeste da região em estudo, coincidindo com a forma com que ocorreu o avanço das fronteiras agrícolas nesse local. Comparando-se essa figura com o mapa indicativo da produção de sedimentos gerado pelo SWAT (Figura 4.10), é possível observar que a Sub-bacia 24 teve uma variação muito maior desse processo quando simulado pela USLE. Como o SWAT considera o acúmulo de variáveis, como o escoamento superficial e a umidade do solo, a posição da sub-bacia 24 nas áreas mais altas da bacia pode ter contribuído para que houvesse menor diferença em relação às outras sub-bacias (por estar em uma posição mais elevada essa sub-bacia acaba não recebendo acúmulo de água de outras sub-bacias).

Também é importante salientar que devido ao fato da USLE não ser um modelo contínuo (não leva em consideração as condições antecedentes de umidade do solo, temperatura, etc.), os resultados dessa equação irão sofrer variações apenas se ocorrerem mudanças na cobertura do solo. Como exceção, os resultados podem mudar caso ocorram mudanças significativas no regime de chuvas, o que não foi observado na região de Sapezal.

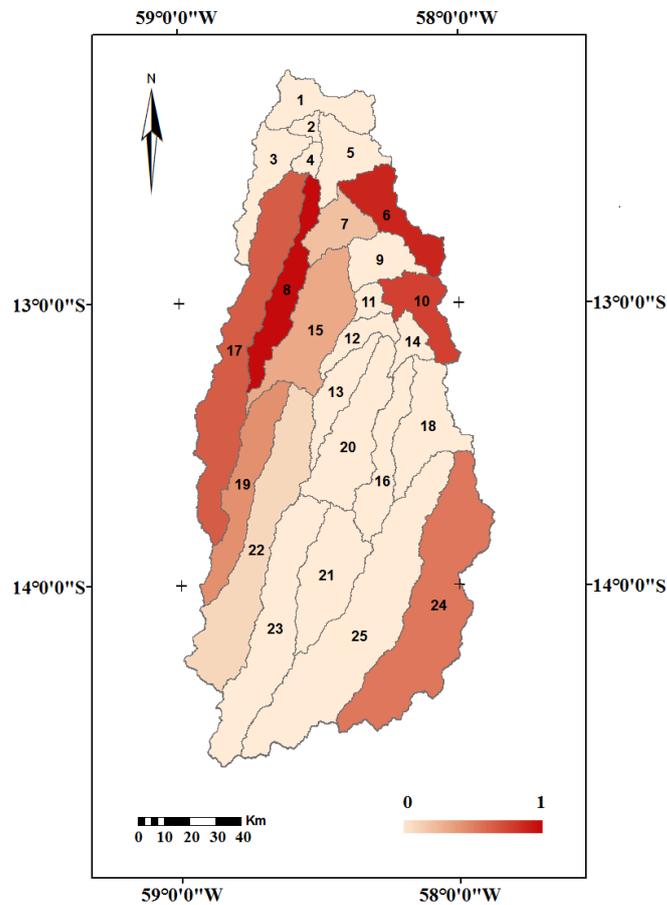


Figura 4.12 - Diferença da produção de Sedimentos Produção de Sedimentos entre os dois períodos, simulada pela USLE ( $t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$ ) em cada sub-bacia.

#### 4.9. Escoamento Superficial

Na simulação realizada para o período 1981-1990, o escoamento superficial resultante foi mais intenso na porção norte da bacia (Figura 4.13). Já os resultados obtidos para o período 2001-2010 mostram um aumento do escoamento superficial na porção oeste da bacia, especialmente nas sub-bacias 19 e 22, coincidindo com a expansão agrícola que ocorreu nesses locais. Nota-se a semelhança que ocorre no aumento do escoamento e da perda de sedimentos, nos locais onde houve a conversão de vegetação natural para áreas agrícolas.

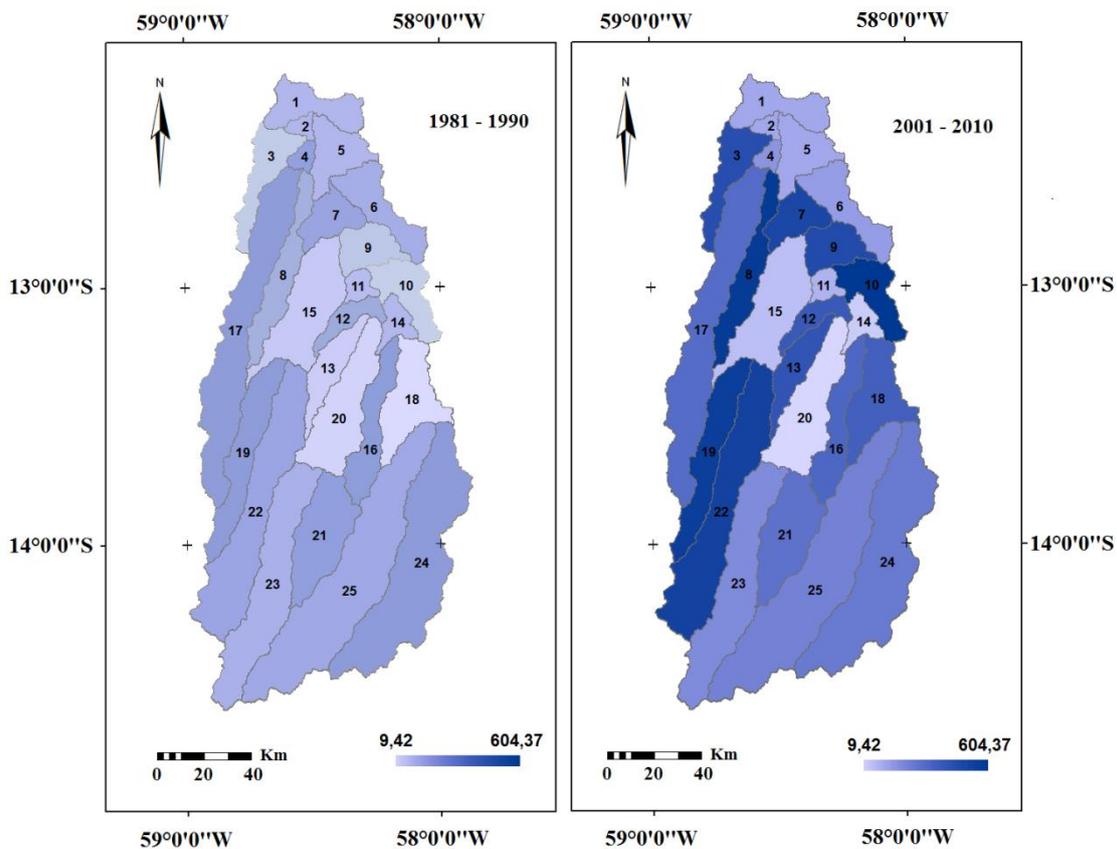


Figura 4.13 - escoamento Superficial (mm\ano) por sub-bacia.

Com a intenção de destacar a forma com que as mudanças ocorreram nas variáveis analisadas, a Figura 4.14 mostra as diferenças observadas entre as simulações de 2001-2010 e 1981-1990, para o escoamento superficial (4.14a) e para a produção de sedimentos (4.14b). Nesta Figura, a semelhança com que ocorreram as mudanças no escoamento superficial e na perda de sedimentos fica mais evidente. Dessa forma, é possível observar a correlação entre essas duas variáveis, determinada pelas mudanças ocorridas no uso e ocupação do solo.

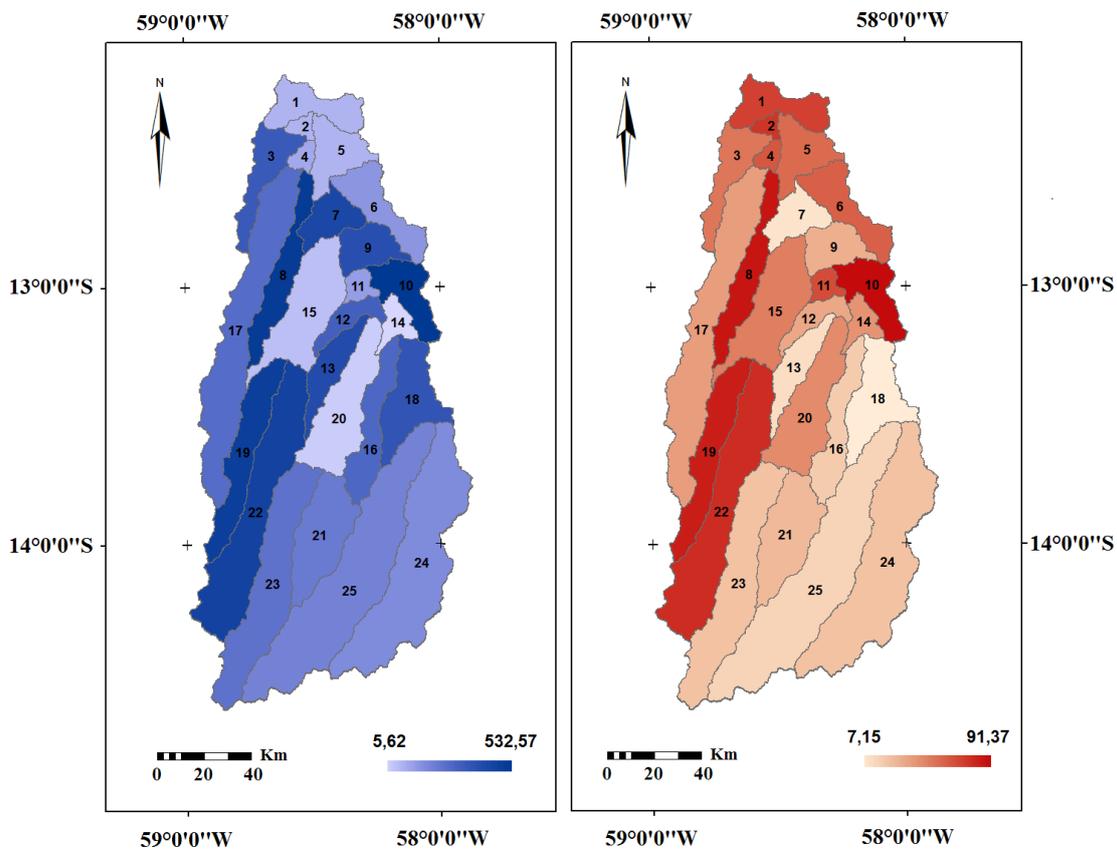


Figura 4.14 - Diferenças no escoamento superficial (mm\ano) (a) e na Produção de Sedimentos (t\ano) (b) entre os dois períodos.

#### 4.10. Médias mensais obtidas para a bacia

As Tabelas 4.6 e 4.7 mostram as médias mensais (de toda a bacia) das seguintes variáveis simuladas pelo SWAT: precipitação, escoamento superficial, escoamento lateral e evapotranspiração. Esses valores ajudam a compreender como foi simulado o balanço hídrico na bacia.

Tabela 4.6 - Médias mensais das variáveis simuladas no período 1981 – 1990.

	<b>Prec.</b>	<b>E<sub>sup</sub></b>	<b>E<sub>Lat</sub></b>	<b>ET</b>
<b>Janeiro</b>	244,02	11,7	2,47	30,79
<b>Fevereiro</b>	266,46	9,73	2,58	28,57
<b>Março</b>	249,83	6,08	2,8	34,83
<b>Abril</b>	133,26	0,08	1,55	30,76
<b>Mai</b>	50,96	1,33	0,55	12,74
<b>Junho</b>	6,42	0,1	0,14	3,38
<b>Julho</b>	1,26	0,1	0,04	1,5
<b>Agosto</b>	1,53	0,04	0,03	1,7
<b>Setembro</b>	8,81	0,49	0,08	3,87
<b>Outubro</b>	64,59	1,21	0,63	16,47
<b>Novembro</b>	157,96	1,96	1,38	22,47
<b>Dezembro</b>	217,87	5,2	1,99	28,16
<b>Total</b>	1402,97	38,02	14,24	215,24

Prec. = Precipitação (mm), E<sub>sup</sub> = Escoamento Superficial (mm), E<sub>Lat</sub> = Escoamento Lateral (mm), ET = Evapotranspiração, Sed. = Produção de sedimentos (toneladas).

Tabela 4.7 - Médias mensais das variáveis simuladas no período 2001 – 2010.

	<b>Prec.</b>	<b>E<sub>sup</sub></b>	<b>E<sub>Lat</sub></b>	<b>ET</b>
<b>Janeiro</b>	278,24	24,62	1,68	29,67
<b>Fevereiro</b>	271,3	31,89	1,84	29,44
<b>Março</b>	279,24	13,35	1,87	29,98
<b>Abril</b>	147,31	3,29	1,15	30,8
<b>Mai</b>	44,47	1,97	0,47	11,82
<b>Junho</b>	8,91	0,23	0,1	3,89
<b>Julho</b>	4,77	0	0,02	0,71
<b>Agosto</b>	2,28	0	0,02	0,75
<b>Setembro</b>	12,5	0,8	0,05	1,6
<b>Outubro</b>	90,82	3,04	0,38	17,01
<b>Novembro</b>	155,76	11,26	1,01	26,03
<b>Dezembro</b>	211,37	23,9	1,41	27,14
<b>Total</b>	1506,97	114,35	10	208,84

Prec. = Precipitação (mm), E<sub>sup</sub> = Escoamento Superficial (mm), E<sub>Lat</sub> = Escoamento Lateral (mm), ET = Evapotranspiração, Sed. = Produção de sedimentos (toneladas).

Em ambos os períodos, é possível observar os períodos chuvosos e de seca. O período de chuvas tem início no mês de outubro e termina em Abril ou Maio. Verifica-se também o decréscimo dos componentes de saída do sistema (Escoamento superficial, Lateral e Evapotranspiração). A principal variável responsável pela saída de água na bacia foi a Evapotranspiração, cuja diferença em relação aos demais componentes é maior no início do período de seca. A provável causa dessa diferença é a evaporação da água retida no solo durante o período de cheia, além da pouca intensidade de escoamento superficial/lateral durante essa época. Também é possível observar que a perda de água pela evapotranspiração é maior que os valores de escoamento superficial (com exceção da média de fevereiro do período 2001 – 2010). Esses valores são coerentes com o estudo de Dingman (1994), onde esse autor afirma que geralmente o processo de evapotranspiração excede a perda de água por escoamento superficial.

As Tabelas 4.6 e 4.7 mostram ainda que houve escoamento superficial mais intenso no período de 2010 (a Figura 4.13 mostra a distribuição espacial desse processo). Esse resultado já era esperado, visto que a conversão dos sistemas naturais tem a tendência de deixar o solo mais exposto. Já o escoamento lateral foi maior no período de 1984, o que pode ser explicado devido à infiltração e retenção de água no solo, que tendem a serem maiores em áreas preservadas (ELWELL; STOCKING, 1976).

## 5 CONCLUSÕES

Apesar da complexidade que caracteriza a estrutura de um modelo conceitual como o SWAT, além de um elevado conjunto de dados e informações requeridas, o presente estudo obteve bons resultados para os dois períodos analisados. Os valores gerados foram calibrados para as condições locais de cada simulação, os quais foram validados através de dados representativos das condições de campo. Portanto, as variáveis que este trabalho se propôs a avaliar são embasadas em valores reais observados, relacionados com os processos hidrológicos simulados.

Os processos de calibração e validação do modelo foram avaliados através de três testes estatísticos ( $R^2$ ,  $BR^2$  e NS) e duas medidas relacionadas à análise de incerteza (fatores P e R). Todas essas análises obtiveram resultados concordantes com a literatura, o que permite concluir que as duas simulações realizadas puderam representar as variáveis simuladas. Cabe destacar que esse foi o primeiro estudo relacionado à simulação de processos hidrológicos realizado na região de Sapezal. Além disso, o emprego do algoritmo SUFI-2 na otimização de modelos hidrológicos é recente, especialmente no Brasil, onde poucos estudos foram desenvolvidos a partir dessa abordagem até o momento.

A partir dos processos aplicados e dos resultados obtidos para a Bacia do Rio do Papagaio – MT pode-se concluir que:

- os resultados apontam um aumento na produção de sedimentos, no período estudado, em áreas de expansão agrícola;
- a produção de sedimentos gerada via simulação pelo modelo SWAT está dentro dos limites de tolerância impostos pela FAO;
- a análise de sensibilidade realizada foi capaz de determinar quais os parâmetros (GW\_REVAP, SOL\_BD, SOL\_K, CH\_N2, ALPHA\_BNK,

CN2, ALPHA\_BF e SOL\_AWC) deveriam ser utilizados nos processos de calibração e validação;

- a transformação das cotas médias em vazões a partir da curva-chave obtida foi capaz de representar o comportamento real dessa variável;
- os parâmetros em que o modelo apresenta maior sensibilidade foram os relacionados aos componentes do ciclo hidrológico e das propriedades do solo da bacia.

A partir da realização da presente pesquisa, tornou-se possível indicar recomendações para futuras pesquisas no presente tema, conforme abaixo:

- aplicar o modelo SWAT para outras regiões do Cerrado, para que se possa avaliar a situação desse bioma de uma forma mais abrangente;
- aumentar a utilização do algoritmo SUFI-2 nos processos de calibração e validação do modelo SWAT, com o objetivo de quantificar as incertezas relacionadas às variáveis simuladas;
- utilizar valores relacionados à Produção de sedimentos nos processos de calibração e validação, já que estes dados são disponibilizados em algumas das estações fluviométricas da ANA (não encontrados nas estações utilizadas no presente estudo);
- integrar os resultados desta pesquisa com informações obtidas através de outros estudos, que também sejam relacionados com a situação ambiental do Cerrado;
- fazer uso de outros métodos de calibração e validação do SWAT, como os algoritmos *Generalized Likelihood Uncertainty Estimation* - GLUE (BEVEN; BINLEY, 1992) e *Parameter Solution* - ParaSol (VAN GRIENSVEN; MEIXNER, 2006).

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASPOUR, K.C.; YANG J.; MAXIMOV I.; SIBER R.; BOGNER K.; MIELEITNER J.; ZOBRIST J.; SRINIVASAN R. Spatially-distributed modelling of hydrology and water quality in the prealpine/alpine Thur watershed using SWAT. **Journal of Hydrology**. v. 333, p. 413-430, 2007.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Portal hidroweb**. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acesso em: 12 jul. 2013.

ALHO, C.J.R.; MARTINS, E.S. **De grão em grão o cerrado perde espaço (Cerrado - Impactos do Processo de Ocupação)**. Brasília: WWF, 1995.

ARNOLD J. G.; MORIASI D. N.; GASSMAN P. W.; ABBASPOUR K. C.; WHITE M. J.; SRINIVASAN R.; SANTHI C.; HARMEL R. D.; VAN GRIENSVEN A.; VAN LIEW M. W.; KANNAN N.; JHA M. K. SWAT: model use, calibration, and validation. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**. v. 55, n.4, p. 1491-1508, 2012.

ARNOLD, J.G., ALLEN, P.M., BERNHARDT, G. A comprehensive surface–groundwater flow model. **Journal of Hydrology**. v. 142, n°, p. 47–69, 1993.

ARNOLD, J.G.; FOHRER, N. SWAT 2000: current capability and research opportunities in applied watershed modeling. **Hydrological Processes**. v. 19, n. 3, p. 563–572, 2005.

BAHIA, V.G.; CURI, N.; CARMO, D.N; MARQUES, J.J.G.S. Fundamentos de erosão do solo (tipos, formas, mecanismos, fatores determinantes e controle). **Informe Agropecuário**. v. 16, n° 176, p. 25-31, 1992.

BARBOSA. I. G. **Um estudo de percepção ambiental em sapezal, Mato Grosso**: elos para a educação ambiental. 124 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Sociais), Universidade do Estado de Mato Grosso, Cáceres – MT, 2011.

BEVEN, K.; A. BINLEY. The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction. **Hydrological Processes**. v.6, p.279-298, 1992.

BICKEL, U.; DROS, J. M. **The impacts of soybean cultivation on Brazilian ecosystems**: three case studies. 2003. Report Commissioned by the WWF Forest Conversion Initiative. Disponível em <<http://assets.panda.org/downloads/impactsofsoybean.pdf>>. Acesso em: 10 jan. 2013;

- BIESBROUCK, B.; WYSEURE, G.; VAN ORSCHOVEN, J.; FEYEN, J. **AVSWAT 2000**. Belgium: Katholieke UniversiteitLeuven (K.U.Leuven), 199 p, 2002.
- BINGNER, R.L. Runoff simulated from Goodwin Creek watershed using SWAT. **Transaction of the American Society of Agricultural Engineering (ASAE)**. v. 39, n. 1, p. 85–90, 1996.
- BITENCOURT, M. D.; MESQUITA JR., H. N.; MANTOVANI, W.; BATALHA, M. A.; PIVELLO, V. R. Identificação de fisionomias de Cerrado com imagem índice de vegetação. In: CONTRIBUIÇÃO AO CONHECIMENTO ECOLÓGICO DO CERRADO, 1, 1997, Brasília. **Anais...** Brasília: Universidade de Brasília, Dep.de Ecologia, 1997. p. 316-320.
- BLASCHKE, T. Object based image analysis for remote sensing. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**. v. 65, n. 1, p. 2–16, 2010.
- BRONSTERT, A.; PLATE, E.J. Modelling of runoff generation and soil moisture dynamics for hillslopes and micro-catchments. **Journal of Hydrology**. v. 198, p.177-195, 1997.
- BROWN DE COLSTOUN, E. C.; STORY, M. H.; THOMPSON, C.; COMMISSO, K.; SMITH T. G.; IRONS, J. I. National Park vegetation mapping using multitemporal Landsat 7 data and a decision tree classifier. **Remote Sensing of Environment**. Vol. 3, nº 85, p. 316–327, 2003.
- BUENO, C. R. P.; STEIN, D. P. Potencial natural e antrópico de erosão na região de Brotas, Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**. Maringá, v. 26, no. 1, p. 1-5, 2004.
- Carson, M. A; Kirkby, M. J. **Hillslope form and process**. London: Cambridge University Press, 484 p., 1972.
- CHEN, J.; WU, Y. Exploring hydrological process features of the East River (Dongjiang) Basin in South China Using VIC and SWAT. **IHAS**, n. 319, p. 116–123, 2008.
- CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. 1. ed. São Paulo: Edgard Blucher Ltda, 1999.
- CLAY, J. **World agriculture and the environment: a commodity-by-commodity guide to impacts and practices**. Washington: Island Press, 570 p. ,2004.
- CORDEIRO, C. P. J.; ERTHAL J. G. Álgebra de mapas: agregações e vizinhanças. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 14. Natal. **Anais...** São José dos Campos: Instituto Nacional de

Pesquisas Espaciais, 2009. p. 4951-4960. DVD, On-line. ISBN 978-85-17-00044-7. (INPE-15856-PRE/10466). Disponível em: <<http://marte/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.18.11.01>>. Acesso em: 17 fev. 2014.

CORRECHEL, V. **Avaliação de índices de erodibilidade do solo através da técnica de análise da redistribuição do “fallout” do 137 Cs.** 134 p. Tese (Doutorado em Ciências Agrícolas) - Universidade Federal de São Paulo, Piracicaba, 2003.

CUNHA, L. K. **Sistemas avançados de previsão hidrológica e operação hidráulica em tempo real.** 239f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Curitiba, 2004.

Definiens. **Definiens professional 5:** reference book. Munich, Germany: The Imag-ing Intelligence Company, 122 p., 2006.

DENARDIN, J. E. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos.** 113p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de São Paulo USP, Piracicaba, 1990.

DENARDIN, J. E. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos.** 113f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade de São Paulo USP, Piracicaba, 1990.

DENT, D.; YONG, A. **Soil survey and land evaluation.** London: G. Allen e Unwin, 1981.

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.427-433, 1996.

DIAS, B.F.S. Cerrado: uma caracterização. In: ALTERNATIVAS DE DESENVOLVIMENTO DO CERRADO: MANEJO E CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS, 1. Brasília. **Anais...** Brasília: Funatura-Ibama, 1992. p.11-25.

DINGMAN, S.L. **Physical hydrology.** Englewood Cliffs, N J : Prentice-Hall, 1994.

Eastman, J.R. IDRISI Selva (Worcester, MA: Clark University).

ELWELL, H.A.; STOCKING, M.A. Vegetal cover to estimate soil erosion hazard in Rhodesia. **Geoderma**. v. 1, n. 15, p. 61–70, 1976.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **A Embrapa nos biomas brasileiros**. Disponível em <<http://www.embrapa.br/publicacoes/institucionais/laminas-biomas.pdf>>. Acesso em: 15 jan. 2013.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI). **Arcgis 9.3**. Redlands, CA, USA: ESRI, 2010.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). **La erosión del suelo por el agua**: algunas medidas para combatirla en las tierras de cultivo. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nation, 1967. 207p.

FERREIRA, L. G.; AND HUETE, A. R. Assessing the seasonal dynamics of the Brazilian Cerrado vegetation through the use of spectral vegetation indices. **International Journal of Remote Sensing**. v. 25, n. 10, p.1837-1860, 2004.

FERREIRA, M. E.; FERREIRA JR. L. G.; FERREIRA, N. C.; ROCHA, G. F.; NEMAYER, M. Desmatamentos no bioma Cerrado: uma análise temporal (2001-2005) com base nos dados MODIS - MOD13Q1. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007. Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. P. 3877-3883. CD-ROM, On-line. ISBN 978-85-17-00031-7. Disponível em:<<http://marte/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.15.21.21>>. Acesso em: 17 fev. 2014.

FERRO, V. Deducing the USLE mathematical structure by dimensional analysis and self-similarity theory. **Biosystems engineering**. v.106, n.2, p.216-220, 2010.

FOLEY, J. A.; RAMANKUTTY, N.; BRAUMAN, K. A.; CASSIDY, E. S.; GERBER, J. S. ; JOHNSTON, M.; MUELLER, N. D. ; O'CONNELL, C. ; RAY, D. K. ; WEST, P. C.; BALZER, C.; BENNETT, E. M.; CARPENTER, S. R.; HILL, J.; MONFREDA, C.; POLASKY, S.; ROCKSTRO, J.; SHEEHAN, J.; SIEBERT, S.; TILMAN, D.; DAVID, P.; ZAKS, M. Solutions for a cultivated planet. **Nature**. v. 478, p. 337 – 342, 2011.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATION (FAO). **La erosión del suelo por el agua**: algunas medidas para combatirla en las tierras de cultivo. Roma, 1967. 207 p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATION (FAO). **The state of food insecurity in the world**: economic crises. Impacts and Lessons Learned. Roma: p. 9 -12, 2009.

FOODY, G. M. Status of land cover classification accuracy assessment. **Remote Sensing of Environment**. v. 80, n. 1, p. 185– 201, 2002.

FUJIEDA, M.; KUDOH, T.; CICCIO, V.; CALVARCHO, J. L. Hydrological processes at two subtropical forest catchments: the Serra do Mar. **Journal of Hydrology**. v. 196, n. 1, p. 26 – 46, 1997.

GALHARTE, C. A.; VILLELA, J. M.; CRESTANA, S. Estimativa da produção de sedimentos em função da mudança de uso e cobertura do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.18, n.2, p.194–201, 2014.

GOERGEN, L. C. G.; SCHUH, M. S.; PEREIRA, R. S. Comparação entre a delimitação manual e automática da bacia do arroio corupá, RS, Brasil. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**. v. 8, n. 8, p. 1777-1784, 2012.

GOVERNO do Estado de Mato Grosso/SEPLAN. **MT + 20 - Plano de Desenvolvimento do Estado de Mato Grosso**. Cuiabá/MT, 2006.

GRECCHI, R. C. **Land-use and environmental changes in the cerrados of South-Eastern Mato Grosso – Brazil**. 166 f. Tese (Doutorado). Université de Sherbrooke, Québec – CA, 2011.

HARGREAVES, G. L.; G. H. HARGREAVES; J. P. RILEY. Agricultural benefits for Senegal River Basin. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**. v. 111, n. 2, p. 113-124, 1985.

HELVEY, J.D.; PATRIC, J. H. Design criteria for interception studies. **International Association Science Hydrology**. v. 67, p.131 – 137, 1965.

HOLMES, R. A. Advanced sensor systems: thematic mapper and beyond. **Remote Sensing of Environment**. v. 15, n. 3, p. 213 – 221, 1984.

INTERNATIONAL ASSESSMENT OF AGRICULTURAL KNOWLEDGE (IAASTD) **Agriculture at a crossroads, global reports**. Island Press, 2009. Disponível em: <[http://www.agassessment.org/reports/IAASTD/EN/AgricultureataCrossroads\\_Global\\_Report\\_\(English\).pdf](http://www.agassessment.org/reports/IAASTD/EN/AgricultureataCrossroads_Global_Report_(English).pdf)>. Acesso em: 20/01/2013.

JENSEN, J. R. **Introductory digital image processing: a remote sensing perspective**. Upper Saddle River: Pearson Prentice Hall, 2005.

KEPNER, W. G.; SEMMENS, D. J.; BASSETT, S. D.; MOUAT, D. A.; GOODRICH, D. C. Scenario analysis for the San Pedro river, analysing hydrological consequences of a future environment. **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 94, n.1, p.115–127, 2004.

Khosrowpanah S.; Heitz L. F.; Wen Y.; Park M. **Developing a gis-based soil erosion potential model of the Ugum watershed**. Guam –US: University of Guam. 2007. 68 p.

KIRKBY, M. J.; MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and construction**. New York: Ed. John Wiley & Sons, 1976. 220 p.

KRAMER, S. **J48 - OpenTox**. Disponível em <<http://www.opentox.org/dev/documentation/components/j48>>. Acesso em: 20 fev. 2013.

LAWTON, K.; COELHO, M.A.; CRISÓSTOMO, L.A. Movimento e perdas por lixiviação de nutrientes solúveis aplicados a solos do Estado do Ceará, Brasil. **Ciência Agrônômica**. v.8, n. 2, p. 9-18, 1978.

LEVY, M. **Avaliação da suscetibilidade das terras de Piracicaba por comparação de cenários**. Dissertação (Mestrado em Agronomia), 1995. 122 f. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

LINARD, J. I.; WOLOCK, D. M.; WEBB, R. M. T.; WIECZOREK, M. E. **Identifying hydrologic processes in agricultural watersheds using precipitation-Runoff models**. Reston, Virginia: U.S. Geological Survey, U.S.: Geological Survey, 2009. Scientific Investigations Report, 2009-5126 LOMBARDI NETO, F., AND BERTONI, J. Tolerância a perda de terra para solos do Estado de São Paulo. **Bragantia**. n. 28, p. 12-24, 1975

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. **Bragantia**. v. 51, n. 2, p.189-196, 1992.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. **Bragantia**, v. 51, n.2, p.189-196, 1992.

MACHADO, R. E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. 2002. 154 f. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002.

MAEDA, E. E. **Influência das mudanças do uso e cobertura da terra no escoamento superficial e produção de sedimentos na região da Bacia do Alto Rio Xingu**. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). 2008. 102 f. . (INPE-15234-TDI/1321). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2008. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m17@80/2008/02.06.17.10>>. Acesso em: 18 fev. 2014.

MARINHO FILHO G. M.; ANDRADE R. S.; ZUKOWSKI, J. C.; MAGALHÃES, L. L. Modelos hidrológicos: conceitos e aplicabilidades. **Revista de Ciências Ambientais**. v.6, n.2, p. 35 - 47, 2012.

MCCUEN, R.H. **Guide to hydrologic analysis using SCS methods**. Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice-Hall, 1982. 160 p.

MCKAY, M.D., BECKMAN, R. J., CONOVER, W.J., A comparison of three methods for selecting values of input variables in the analysis of output from a computer code. **Technometrics**. v. 21, p.239-245, 1979.

MENDES, C. A. B.; CIRILO, J. A. **Geoprocessamento em recursos hídricos—princípios, integração e aplicação**. Porto Alegre: ABRH, 534p. 2001.

MENDONÇA, R. C.; FELFILI, J. M.; WALTER, B. M. T.; SILVA, M. C.; REZENDE, A. V.; FILGUEIRAS, T. S.; NOGUEIRA, P. E. Flora vascular do Cerrado. In: Sano, S.M.; Almeida, S.P. **Anais...** Cerrado: ambiente e flora. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, p. 289-556, 1998.

MISRA P. N.; WHEELER S. G. (1977). Crop classification with landsat multispectral scanner data. **Pattern Recognition**. v. 10, n. 1, p. 1-13, 1977.

MONTEITH, J. L. Evaporation and the environment. In: The state and movement of water in living organisms, 19, 1965, Cambridge. **Proceedings...** Cambridge: Cambridge University Press, 1965. p. 205-234

MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and conservation**. Oxford: Blackwell Publishing. 2005, 304p.

MORO, M. **A utilização da interface SWAT-SIG no estudo da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial com simulação de cenários alternativos**. 100 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2005.

MOTOVILOV, Y. G.; GOTTSCHALK, L.; ENGELAND, K.; RODHE, A. Validation of a distributed hydrological model against spatial observations. **Agricultural and Forest Meteorology**, p.257–277, 1999.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**. v. 403, p.853-858, 2000.

NASH, J.E.; SUTCLIFFE, J.V. River flow forecasting through conceptual models Part I - A discussion of principles. **Journal of Hydrology**, v.10, p.282-290, 1970.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R. **Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation (SWAT)**. US: College of Agriculture and Life Sciences. 2009. 618 p.

NEVES S. M. A. S.; NEVES R.J.; SOARES E. R. C.; CASARIN R. Espacialização e análise das perdas de solo por erosão hídrica laminar na bacia hidrográfica Paraguai/Jauquara-MT- Brasil. In: SEMINÁRIO IBERO-AMERICANO DE GEOGRAFIA FÍSICA. **Anais...** Coimbra: Universidade de Coimbra, 2010. 12 p.

PEÑA-BARRAGÁN, J. M.; NGUGI, M. K.; PLANT, R. E.; SIX J. Object-based crop identification using multiple vegetation indices, textural features and crop phenology. **Remote Sensing of Environment**. v. 6, n. 115, p.1301– 1316, 2011.

PINHO, C.M.D. **Análise orientada a objetos de imagens de satélite de alta resolução espacial aplicada na classificação da cobertura do solo no espaço intra-urbano**: o caso da São José dos Campos, 2006. 116 f. (INPE-14183-TDI/1095). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2005. Disponível em:<<http://urlib.net/8JMKD3MGPBW/QLFQPS>>. Acesso em: 18 fev. 2014.

PONZONI, F. J. ; SHIMABUKURO, Y. E. ; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento Remoto da Vegetação**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012. v. 1. 176 p .

PREFEITURA MUNICIPAL DE SAPEZAL - MT. **Atlas de Sapezal**. Disponível em <<http://www.prefeiturasapezal.mt.gov.br>> Acesso em: 12 jan. de 2013.

PRIESTLEY, C. H. B.; R. J. TAYLOR. On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. **Monthly Weather Review**. v. 100, n. 2, p.81-92, 1972.

RABUS, B.; EINEDER, M.; ROTH A.; BAMLER, R. The shuttle radar topography mission—a new class of digital elevation models acquired by spaceborne radar. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**. v. 57, n. 4, p. 241-262, 2003.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R. Managing Rangeland Soil Resources: The Universal Soil Loss Equation. **Rangelands**. v. 7, n. 3, p. 118-122, 1985.

RENNÓ, C.D.; SOARES, J. V. **Modelos hidrológicos para gestão ambiental**. Disponível em: <[http://www.dpi.inpe.br/geopro/modelagem/relatorio\\_modelos\\_hidrologicos.pdf](http://www.dpi.inpe.br/geopro/modelagem/relatorio_modelos_hidrologicos.pdf)>. Acesso em: 23 jun. 2013.

RICHARDSON, C.W.; WRIGHT, D.A. **WGEN**: a model for generating daily weather variables. Minnesota, U.S: Department of Agriculture, Agricultural Research Service, 1984.

RISSE, L. M.; NEARING, M. A.; NICKS, A. D.; LAFLEN, J. M. Error assessment in the Universal soil loss equation. **Soil Science Society of America Journal**. v. 57, n.4, p. 825 – 833, 1993.

RSI. **Environment for Visualizing Images - ENVI**. ver. 4.7. Boulder, CO, USA: ITT Industries. 2010.

SANTOS, L. L. Modelos hidráulicos-hidrológicos: conceitos e aplicações. **RBGF- Revista Brasileira de Geografia Física**. v.2, n. 3, p. 1-19. 2009.

SHARPLEY, A.N.; J.R. WILLIAMS. EPIC- Erosion Productivity Impact Calculator. **U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service**, n. 329, p. 421 – 428, 1990.

SILVA, C. A. F. **Grupo André Maggi**: corporação e rede em áreas de fronteiras. Cuiabá: Entrelinhas, p. 183-217, 2003.

SILVA, L. A. **Regime de escoamento e recarga subterrânea de nascentes na região do Alto Rio Grande – MG. 2009**. 134 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

SILVA, L. P. E. **Modelagem e Geoprocessamento na identificação de áreas com risco de inundação e erosão na bacia do Rio Cuiá – João Pessoa**. 114p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana), Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2007.

SINGH V.; BANKAR N.; SALUNKHE S. S.; BERA A. K.; SHARMA J. R. Hydrological stream flow modelling on Tungabhadra catchment: parameterization and uncertainty analysis using SWAT CUP. **Current Science**, v. 104, n. 9, 2013.

SMITH, R. M.; STAMEY, W. L. How to establish erosion tolerances. **Soil Water Conservation**. v. 19, n. 3, p.110-111, 1964.

SMITHS, P. C.; DELLEPIANE, S. G.; SCHOWENGERDT, R. A. Quality assessment of image classification algorithms for land-cover mapping: a review and proposal for a cost-based approach. **International Journal of Remote Sensing**. v. 8, n. 20, p.1461–1486, 1999.

SOARES, B. S.; **Modelagem de dados espaciais**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. 15 p. 2000.

- SPRUIILL, C. A.; WORKMAN, s. R.; TARABA, J.L. Simulation of daily and monthly stream discharge form small watersheds using the SWAT model. **Transactions of the ASAE**, Frankfort, v. 43, n. 6, p.1431-1439, 2000.
- TIWARI, A. K.; RISSE, L. M.; NEARING, M. A. Evaluation of WEPP and its comparison with USLE and RUSLE. **Transactions of the ASAE**. v. 43, n. 5, p. 1129-1135, 2000.
- TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. 2. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGs, 2005.
- VALERIANO, M. M.; ROSSETTI, D. F. Topodata: Brazilian full coverage refinement of SRTM data. **Applied Geography (Sevenoaks)**, v. 32, p. 300-309, 2011.
- Van Liew M.W.; Garbrecht, J. Hydrologic simulation of the Little Washita River experimental watershed using SWAT. **Journal of American Water Resources Association**. v. 39, n. 2, p. 413–426, 2003.
- VERMOTE, E. F.; TANRÉ, D.; DEUZÉ, J. L.; HERMAN, M. A.; MORCETTE, J. J. A. Second simulation of the satellite signal in the solar spectrum, 6S: An overview. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**. v. 3, n. 35, p. 675–686, 1997.
- VEZINA, K.; BONN, F.; VAN, C. P. 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.
- VIEIRA, M.A.; FORMAGGIO, A.R.; RENNO, C.D.; ATZBERGER, C.; AGUIAR, D.A.; MELLO, M.P. Object Based Image Analysis and Data Mining applied to a remotely sensed Landsat time-series to map sugarcane over large areas. **Remote Sensing of Environment**. v. 123, p. 553–562, 2012.
- VOGELMANN, J. E.; HELDER, D.; MORFITT, R.; CHOATE, M. J.; MERCHANT, J. W.; BULLEY, H. Effects of Landsat 5 Thematic Mapper and Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper Plus radiometric and geometric calibrations and corrections on landscape characterization. **Remote Sensing of Environment**. v. 1, n. 78, p.55– 70, 2001.
- WAGENER, T.; KOLLAT, J. Numerical and visual evaluation of hydrological and environmental models using the Monte Carlo analysis toolbox. **Environmental Modelling & Software**. v.22, n. 7, p.1021-1033, 2007.
- WALLING, D. E.; QUINE, T.A. **Use of caesium-137 as a tracer of erosion and sedimentation**. I. Handbook for application of the caesium – 137 technique. University of Exeter: Department of Geography, 196p, 1993.

WEBB, R.M.T.; WOLOCK, D.M.; LINARD, J.I.; WIECZOREK, M.E. The water, energy, and biogeochemical model (WEBMOD): a topmodel application developed within the modular modeling system. In: FEDERAL INTERAGENCY HYDROLOGIC MODELING CONFERENCE, 3., 2006, Reno, Nevada. **Proceedings...** Reno, Nevada: USGS. 2006, 8 p.

WILLIAMS, J.R. **Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor**. Oxford: USDA Sedimentation Lab, 1975. p. 244-252.

WISCHMEIER, W. H. Upslope erosion analysis. In: **Environmental impact on rivers**. Fort Collins, CO: Colorado State University, 1972. p. 15 – 26.

WISCHMEIER, W. H., AND SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington: USDA, 1978. 58p.

WISCHMEIER, W. H.; JOHNSON, C. B.; CROSS, B. V. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. **Journal of Soil and Water Conservation**. v.26, n.5, p.189-193, 1971.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH D. D. **Predicting rainfall – erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains**. US: USDA. 1965. v. 282. 47 p.

WISCHMEIER, W.H.; D.D. SMITH. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Beltsville: USDA-ARS n.282, 1978.

WITTEN, I.; FRANK, E. **Data mining: practical machine learning tools and techniques**. San Francisco: Morgan Kaufmann Publishers 524 p. 2005.

YANG, J.; ABBASPOUR, K. C.; REICHERT, P.; YANG, H. Comparing uncertainty analysis techniques for a SWAT application to Chaohe Basin in China. **Journal of Hydrology**. v. 358, p. 1-23, 2008.