

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

**SIMULAÇÃO DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS NA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO PARDO – BOTUCATU / SP,
POR MODELAGEM HIDROLÓGICA**

LUÍS GUSTAVO FREDIANI LESSA

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da UNESP – Câmpus de Botucatu,
para obtenção do título de Doutor em Agronomia
(Energia na Agricultura).

BOTUCATU – SP
Maio – 2011

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

**SIMULAÇÃO DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS NA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO PARDO – BOTUCATU / SP,
POR MODELAGEM HIDROLÓGICA**

LUÍS GUSTAVO FREDIANI LESSA

Orientadora: Prof^ª Dr^ª Célia Regina Lopes Zimback

Co-orientador: Prof. Dr. Sérgio Lázaro de Lima

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da UNESP – Câmpus de Botucatu,
para obtenção do título de Doutor em Agronomia
(Energia na Agricultura).

BOTUCATU – SP
Maio – 2011

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA
INFORMAÇÃO - SERVIÇO TÉCNICO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA
- LAGEADO - BOTUCATU (SP)

L638s Lessa, Luís Gustavo Frediani, 1966-
Simulação da produção de sedimentos na bacia hidrográfica
do Rio Pardo - Botucatu / SP, por modelagem hidrológica /
Luís Gustavo Frediani Lessa. - Botucatu : [s.n.], 2011
xv, 141 f. : il. color., gráfs. color., tabs., maps.
color.

Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista,
Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2011

Orientador: Célia Regina Lopes Zimback

Co-orientador: Sérgio Lázaro de Lima

Inclui bibliografia.

1. Erosão. 2. Modelagem. 3. SIG. 4. SPRING. 5. SWAT.
I. Zimback, Célia Regina Lopes. II. Lima, Sérgio Lázaro.
III. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"
(Campus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônômicas. IV.
Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: "SIMULAÇÃO DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS NA BACIA HIDROGRÁFICA
DO RIO PARDO - BOTUCATU/SP, POR MODELAGEM HIDROLÓGICA"

ALUNO: LUÍS GUSTAVO FREDIANI LESSA

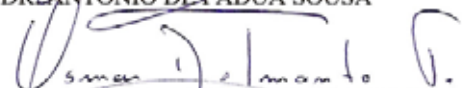
ORIENTADOR: PROFA. DRA. CÉLIA REGINA LOPES ZIMBACK

Aprovado pela Comissão Examinadora


PROFA. DRA. CÉLIA REGINA LOPES ZIMBACK


PROF. DR. ZACARIAS XAVIER DE BARROS


PROF. DR. ANTÔNIO DE PÁDUA SOUSA


PROF. DR. OSMAR DELMANTO JUNIOR


PROF. DR. CAETANO HENRIQUE GROSSI

Data da Realização: 13 de maio de 2011

*“Ninguém é digno do oásis se não aprender a
atravessar seus desertos.”*

Augusto Cury

Dedico

*Aos meus pais, José Arthur e Norma e
a minha esposa Gisela, que me ensinaram
que temos que aproveitar as oportunidades
que a vida nos oferece.*

Homenagem

Ao meu melhor amigo, Davi, um cão, um ser que merece carinho e respeito, pois,

“Não me importa saber se um animal pode raciocinar. Só sei que é capaz de sofrer e por isso o considero meu próximo”.

(Albert Schweitzer)

Só sei que,

“Pode-se viver sem um cão, mas não vale a pena”.

(Heinz Rühmann)

E que,

“Os cães não são tudo em nossa vida, mas eles a tornam completa”.

(Roger Caras)

Então, ao meu grande amigo e companheiro, membro da família, que sempre esteve ao meu lado nos bons e maus momentos, o meu sincero agradecimento pela sua existência, pois,

“Existem pessoas que não gostam de cães. Essas, com certeza, nunca tiveram em sua vida um amigo de quatro patas. Ou, se tiveram, nunca olharam dentro daqueles olhos para perceber quem estava ali. Um cão é um anjo que veio ao mundo ensinar o amor. Quem mais pode dar amor incondicional, amizade sem pedir nada em troca, afeição sem pedir retorno, proteção sem ganhar nada, fidelidade 24 horas por dia? Ah, não me venham com essa de que os pais também fazem isso porque os pais são humanos se irritam, se afastam. Um cão não se afasta mesmo quando você o agride. Ele retorna cabisbaixo, pedindo desculpa por algo que talvez não tenha feito, lambendo suas mãos a suplicar perdão. Alguns anjos não possuem asas. Possuem quatro patas e um corpo peludo, nariz de bolinha e orelhas de atenção, olhar de aflição e carência. Apesar dessa aparência, são tão anjos quanto os outros (aqueles com asas) e dedicam-se aos humanos como qualquer anjo costuma dedicar-se. Que bom seria se todos os humanos pudessem ver a humanidade perfeita de um cão”.

(Autor desconhecido).

AGRADECIMENTOS

Agradeço à DEUS que habita dentro de nós e de tudo o que existe no universo infinito, dando-nos vida e força.

Aos meus pais José Arthur Lessa e Norma Frediani Lessa que me proporcionaram a vida, e que me ensinaram a enxergar que a vida sem sonhos, metas e prioridades não tem brilho.

À minha esposa Gisela, pelo carinho, amor, incentivo e compreensão, sempre motivando na busca por novas conquistas.

Ao meu irmão José Arthur Lessa Júnior e esposa Maria Alice Syrio Lessa, pelo apoio, carinho e amizade.

À minha orientadora Prof^a Dr^a Célia Regina Lopes Zimback, pela orientação, ensinamentos, apoio, convívio, compreensão e amizade, sempre procurando acolher-me diante das dificuldades e torcendo por meu sucesso.

A todos os professores da FCA/UNESP/Botucatu, que contribuíram de alguma forma no desenvolvimento da tese, em especial ao meu Co-orientador Prof. Dr. Sérgio Lázaro de Lima, pela amizade, convívio, sugestões e ensinamentos.

Ao novo amigo, Ronalton Evandro Machado, que proporcionou os primeiros passos no manuseio do SWAT, sendo o motor propulsor que possibilitou a realização deste trabalho.

A todos os colegas e amigos do GEPAG (Grupo de Estudos e Pesquisas Agrárias Georreferenciadas), que contribuíram direta ou indiretamente na execução desta, em especial aos colegas Ana Paula Barbosa, Fábio Ávila Nossack e Ramon Felipe Bicudo da Silva, os quais contribuíram com seus conhecimentos diante das dificuldades com o SIG ArcView®, versão 9.3.

Ao amigo André Stefanini Jim, colega do GEPAG e de mestrado, pela amizade, convivência e apoio diante das dificuldades.

Aos funcionários da Biblioteca e Seção de Pós-graduação, da FCA/UNESP/ Botucatu, pela atenção, eficiência e paciência no atendimento.

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pelo auxílio financeiro concedido durante a realização da Tese.

À Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP – *Campus* de Botucatu pela oportunidade da realização do Curso de Pós-graduação.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE FIGURAS.....	X
LISTA DE TABELAS.....	XIV
1 RESUMO.....	01
2 SUMMARY.....	03
3 INTRODUÇÃO.....	05
4 REVISÃO DE LITERATURA.....	08
4.1 A água e os processos hidrológicos.....	08
4.2 Bacia hidrográfica.....	11
4.3 Produção e transporte de sedimentos.....	14
4.4 Modelo hidrológico matemático.....	17
4.4.1 <i>Soil and Water Assessment Tool</i> (SWAT).....	21
4.5 Sistema de Informação Geográfica (SIG) e a modelagem hidrológica.....	25
5 MATERIAL E MÉTODOS.....	30
5.1 Descrição da área.....	30
5.1.1 Descrição geral do Rio Pardo.....	30
5.1.2 Localização da área.....	31
5.1.3 Relevo.....	33
5.1.4 Geologia.....	33
5.1.5 Solos.....	34
5.1.6 Clima.....	35
5.1.7 Vegetação.....	35
5.2 Material.....	36
5.2.1 Material de amostragem.....	36
5.2.1.1 Dados de amostras de água.....	36
5.2.1.2 Dados de parâmetros de vazão e sedimentos em suspensão.....	36
5.2.1.3 Dados de parâmetros de solo.....	37
5.2.2 Material cartográfico.....	41
5.2.3 Imagem de satélite.....	42
5.2.4 Equipamentos.....	42

	Página
5.2.5 SIG.....	43
5.2.6 Componentes do Modelo SWAT.....	43
5.2.6.1 Clima.....	44
5.2.6.2 Ciclo hidrológico.....	45
5.2.6.3 Erosão.....	54
5.2.6.4 Cobertura do solo e crescimento vegetal.....	58
5.2.6.5 Práticas de manejo.....	58
5.2.6.6 Propagação no canal principal.....	59
5.3 Métodos.....	61
5.3.1 Criação do banco de dados em Sistema de Informação Geográfica.....	61
5.3.2 Dados tabulares.....	63
5.3.2.1 Vazão e sedimentos em suspensão.....	63
5.3.2.2 Clima.....	64
5.3.2.3 Solos.....	64
5.3.2.4 Cobertura do solo e manejo.....	65
5.3.2.5 Barragens e áreas inundáveis.....	65
5.3.3 Dados de entrada no SWAT.....	66
5.3.4 Calibração do modelo.....	66
5.3.5 Análises estatísticas.....	68
5.3.6 Simulação de cenários.....	69
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	71
6.1 Modelo Numérico do Terreno (MNT).....	71
6.2 Mapa de Uso do solo.....	73
6.3 Mapa de solos.....	75
6.4 Operando o modelo.....	77
6.4.1 Delimitando a bacia hidrográfica.....	77
6.4.2 Definindo as Unidades de Respostas Hidrológicas – HRUs.....	78
6.5 Parâmetros da bacia hidrográfica.....	80
6.6 Calibração do modelo.....	82
6.7 Simulação.....	87

	Página
6.7.1 Produção do escoamento.....	87
6.7.2 Produção de sedimentos.....	93
6.7.3 Distribuição espacial da produção de sedimentos na Bacia do Rio Pardo.....	95
6.8 Simulação de cenários.....	109
6.8.1 Cenário Código Florestal.....	109
6.9 Considerações finais.....	125
7 CONCLUSÕES.....	128
8 REFERÊNCIAS.....	130

LISTA DE FIGURAS

	Página
1. Localização geográfica da área de estudo e da estação meteorológica da FCA....	32
2. Modelo Numérico do Terreno da Bacia do Rio Pardo.....	72
3. Mapa de Uso do Solo apresentando a disposição dos diferentes usos do solo na Bacia do Rio Pardo em 2008.....	73
4. Mapa de Solos gerado pelo SPRING 5.1.6 com a localização das amostras de solo coletadas.....	76
5. Comparação entre as hidrógrafas mensais, observada e simulada, resultantes da modelagem sem calibração na Bacia do Rio Pardo.....	82
6. Comparação entre as concentrações de sedimentos (mg L^{-1}) diária, observada e simulada, resultantes da modelagem sem calibração na Bacia do Rio Pardo.....	86
7. Situação hipotética mostrando as hidrógrafas, simulada e observada, caso fossem eliminados os meses de janeiro/fevereiro e março/1997, com resultados de valores obtidos de $\text{COE} = - 7,77$ e $\text{Dv} = - 83,77\%$, na Bacia do Rio Pardo....	88
8. Valores registrados de vazões, observada e simulada e valores de precipitação na área, para o mês de janeiro/1997, na Bacia do Rio Pardo.....	89
9. Valores registrados de vazões, observada e simulada e valores de precipitação na área, para o mês de fevereiro/1997, na Bacia do Rio Pardo.....	89
10. Valores registrados de vazões, observada e simulada e valores de precipitação na área, para o mês de março/1997, na Bacia do Rio Pardo.....	90

	Página
11. Valores registrados de vazões, observada e simulada e valores de precipitação na área, para o mês de outubro/1997, na Bacia do Rio Pardo.....	91
12. Comparação entre as hidrógrafas mensais, observada e simulada, resultantes da modelagem com calibração, na Bacia do Rio Pardo.....	92
13. Diagrama de dispersão entre precipitação (mm) e escoamento superficial (mm) simulado pelo SWAT, para os seis anos de estudo, na Bacia do Rio Pardo.....	92
14. Comparação entre as concentrações de sedimentos diária, observada e simulada, resultantes da modelagem com calibração, na Bacia do Rio Pardo.....	94
15. Diagrama de dispersão entre a média mensal da produção de sedimentos simulada ($t\ ha^{-1}$) e a média mensal da precipitação (mm) durante os seis anos de estudo, na Bacia do Rio Pardo.....	98
16. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo para o ano de 1994.....	100
17. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo para o ano de 1995.....	101
18. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo para o ano de 1996.....	102
19. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo para o ano de 1997.....	103

	Página
20. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo para o ano de 1998.....	104
21. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo para o ano de 1999.....	105
22. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo para a média do período de 1994 a 1999.....	106
23. Mapa de Uso do Solo para o Cenário Código Florestal, na Bacia do Rio Pardo	111
24. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo no ano de 1994, para o Cenário Código Florestal.....	116
25. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo no ano de 1995, para o Cenário Código Florestal.....	117
26. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo no ano de 1996, para o Cenário Código Florestal.....	118
27. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo no ano de 1997, para o Cenário Código Florestal.....	119
28. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo no ano de 1998, para o Cenário Código Florestal.....	120
29. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo no ano de 1999, para o Cenário Código Florestal.....	121

30. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo para a média do período de 1994 a 1999, no Cenário Código Florestal.....	122
--	-----

LISTA DE TABELAS

	Página
1. Classificação do Uso do Solo e reclassificação para definição das HRUs nas áreas de ocorrência de Uso do Solo acima de 8%, geradas no SWAT, na Bacia do Rio Pardo.....	74
2. Classificação dos Tipos do Solo e reclassificação para definição das HRUs nas áreas de ocorrência de Tipos do Solo acima de 10%, geradas no SWAT, na Bacia do Rio Pardo	77
3. Classificação do Declive e reclassificação para definição das HRUs nas áreas de ocorrência de Classes de Declive acima de 20%, geradas no SWAT, na Bacia do Rio Pardo.....	80
4. Coeficiente de Rugosidade Manning (OV_N) e do Armazenamento Máximo do Dossel (CANMX) utilizados na Bacia do Rio Pardo.....	81
5. Índices de Área Foliar (LAI_INIT) utilizados na Bacia do Rio Pardo.....	81
6. Relação das variáveis antes e após a calibração na Bacia do Rio Pardo.....	84
7. Valores do COE e Dv antes e após a calibração, para vazão, na Bacia do Rio Pardo.....	85
8. Valores do COE e Dv antes e após a calibração, para sedimentos, na Bacia do Rio Pardo.....	86
9. Estimativas de valores de COE e Dv hipotéticos, da concentração diária de sedimentos resultantes da modelagem com calibração, no dia 22/jan/1997, na Bacia do Rio Pardo.....	95

	Página
10. Valores do total de sedimentos produzidos da simulação em $t\ ha^{-1}$, para cada sub-bacia, registrados durante os 6 anos de estudo, na Bacia do Rio Pardo.....	96
11. Descrição do Cenário Original (Mapa de Uso do Solo original) e Cenário Código Florestal, na Bacia do Rio Pardo.....	112
12. Valores do total de sedimentos produzidos em $t\ ha^{-1}$, para cada sub-bacia, registrados durante os 6 anos de análise para o Cenário Código Florestal, na Bacia do Rio Pardo.....	112
13. Comparação entre a produção de sedimentos do Cenário Original e Cenário Código Florestal, em $t\ ha^{-1}$, com as respectivas quantidades de sedimentos preservados pela proposta da medida mitigadora, na Bacia do Rio Pardo.....	115

1 RESUMO

O principal objetivo deste trabalho foi avaliar a distribuição espacial da produção de sedimentos produzida pela parte inicial da bacia hidrográfica do Rio Pardo, em Botucatu - SP, no período de 1994/1999 utilizando-se do modelo hidrológico SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*). Cartas planialtimétricas e imagens de satélite foram manipuladas em SIG por meio do programa SPRING 5.1.6. A aplicação do modelo hidrológico SWAT requer a entrada de dados nas formas espacializada e tabulada, e foi feita com o auxílio de uma interface entre o modelo e o Sistema de Informação Geográfica (SIG). O modelo foi calibrado e a precisão da calibragem foi feita mediante análise estatística do Coeficiente de Eficiência de Nash e Sutcliffe (COE) e desvio dos dados simulados em relação aos dados observados (Dv). Foi simulado um cenário de acordo com as determinações do Código Florestal Brasileiro, o qual foi comparado com o uso do solo caracterizado na bacia. Os resultados obtidos da simulação do modelo calibrado para o escoamento apresentaram um COE = 0,70 e Dv = 8,32%. Um COE que varia de 0,70 a 0,80, geralmente indica um bom ajuste e valores de Dv acima de 5%, indicam uma maior dispersão da simulação em relação aos dados observados. A produção média anual de sedimentos da cobertura do solo diagnosticado na bacia foi de 33,866 t ha⁻¹ e a produção média anual para o cenário proposto foi de 2,273 t ha⁻¹ para o período, mostrando que a realização do Cenário Código

Florestal serviu como medida mitigadora para o controle da taxa de produção de sedimentos, a qual apresentou um decréscimo de 93,29% durante os seis anos de estudos.

Palavras-chave: Erosão, SIG, SPRING, SWAT, modelagem.

SIMULATION OF SEDIMENT YIELD IN THE WATERSHED OF THE RIO PARDO –

BOTUCATU / SP, BY HYDROLOGIC MODELING. Botucatu, 2011. 141p. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: LUÍS GUSTAVO FREDIANI LESSA

Adviser: CÉLIA REGINA LOPES ZIMBACK

Co-Adviser: SÉRGIO LÁZARO DE LIMA

2 SUMMARY

The main objective of this study is to assess the spatial distribution of sediment yield produced by the initial part of Rio Pardo basin, Botucatu - SP in the period 1994/1999 using the hydrologic model SWAT (Soil and Water Assessment Tool). Planimetric maps and satellite images were handled through the GIS program SPRING 5.1.6. Application of the SWAT hydrologic model requires data entry into the spatialized and tabulated forms, which were made with the aid of an interface between the model and Geographic Information System (GIS). The model was calibrated and the accuracy of the calibration was done by statistical analysis using the Nash Sutcliffe Efficiency Coefficient (COE) and the deviation of the simulated data in relation to the observed data (Dv). A scenario was simulated according to the determinations of the Brazilian Forest Code, which was compared with the use of the land featured in the basin. The results of the simulation model calibrated for the streamflow showed a $COE = 0.70$ and $Dv = 8.32\%$. A COE ranging from 0.70 to 0.80 generally indicates a good adjustment and Dv values above 5%, indicate a greater dispersion of the simulation in relation to the observed data. The average annual production of sediment from land cover in the basin was diagnosed 33.866 t ha^{-1} and the average annual production for the proposed scenario was 2.273 t ha^{-1} for the period, showing that the

implementation of Scenario Forest Code served as a measure mitigation to control the rate of sediment production, which decreased by 93.29% during the six years of study.

Keywords: Erosion, GIS, SPRING, SWAT, modeling.

3 INTRODUÇÃO

A exploração das terras e o crescimento econômico do meio rural de grande parte das regiões brasileiras têm sido constantemente prejudicados pela falta de um planejamento real, que tenha como base o conhecimento dos recursos naturais e sócio-econômicos disponíveis.

Desta forma, a degradação dos recursos naturais, principalmente do solo e da água, está intimamente relacionada com os desenvolvimentos econômico e urbano e com a deterioração de áreas naturais, a ponto de atingir níveis críticos, que refletem para a degradação do meio ambiente e assoreamento dos rios.

A principal consequência da degradação das terras agrícolas é a erosão dos solos, sendo a erosão hídrica a forma mais importante de erosão e é considerada como o principal fator de empobrecimento do solo, porque, quando associada ao uso e ao manejo inadequado do solo, seus efeitos são potencializados, por promoverem o carreamento das camadas superficiais mais férteis do solo, em direção aos rios.

Assim, evidencia-se a necessidade de utilizar ferramentas que levem à quantificação da erosão, facilitados pelo uso de modelos matemáticos que preveem o aporte de sedimentos em pontos específicos da bacia hidrográfica. Estes modelos matemáticos são

ferramentas importantes nas pesquisas e nas determinações de impactos ambientais, na adequação de práticas conservacionistas e de manejos mais indicados para os diferentes cenários de aplicação.

Justifica-se um estudo para quantificar as perdas de solo, pois, como o solo é um recurso natural importante para o crescimento e o desenvolvimento das plantas, essencial para a produção de alimentos e de matérias-primas para a subsistência dos seres humanos, sua perda tem reflexos diretos na agricultura, afetando a produção de alimentos, interferindo diretamente na economia do país quando das transações comerciais praticadas interna e externamente. Além disso, sua perda provoca o desencadeamento de problemas sócio-econômicos, como o assoreamento dos rios, a poluição das águas, a mortandade dos peixes, o empobrecimento de terras agricultáveis, a formação das voçorocas, o comprometimento das nascentes, a diminuição do fornecimento de água potável, da geração de energia e a diminuição da possibilidade de dessedentação dos animais.

A quantificação da produção de sedimentos utilizando modelo hidrológico matemático associado ao Sistema de Informação Geográfica (SIG) permite manusear as informações por meio de visão espacial, cuja técnica é fundamental para o controle, organização e ocupação das unidades físicas do meio ambiente. Como resultado deste procedimento obtém-se a possibilidade da elaboração de diagnósticos das caracterizações fisiográficas e sócio-econômicas da bacia hidrográfica, bem como práticas de uso atual e manejo dos solos, que são de fundamental importância para o planejamento do uso do solo, preservação do meio ambiente e o desenvolvimento sustentável dos recursos naturais, garantindo desta forma, melhor qualidade de vida para as gerações futuras.

A associação SWAT – SIG/SPRING 5.1.6 permitiu simular por longos períodos de tempo os resultados gerados pelo modelo quanto à produção de sedimentos, de forma a computar os efeitos das alterações no uso do solo, assim como, permitiu obter uma aplicação mais rápida e precisa do modelo, melhora na qualidade dos resultados, comparação dos impactos potenciais decorrentes da alteração das características hidrossedimentológicas da bacia hidrográfica e suas consequências no assoreamento das redes de drenagem.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a distribuição espacial da produção de sedimentos, na parte inicial da bacia hidrográfica do Rio Pardo – SP, pela geração da modelagem espacial do escoamento superficial e produção de sedimentos fornecidos pelo modelo hidrológico matemático SWAT e manuseados no SPRING 5.1.6, para a simulação de perdas de solo na bacia.

Pela simulação entre o Cenário Original, ou seja, Mapa de Uso do Solo para o ano de 2008, e o cenário com adequação das terras de acordo com as disposições do Código Florestal Brasileiro, pode-se dimensionar o efeito adequado do uso do solo. O banco de dados gerado pode ser utilizado para planejamentos do uso do solo, estudos do meio ambiente e desenvolvimento sustentável.

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 A água e os processos hidrológicos

A água é o recurso natural mais valioso do planeta. A preservação deste bem é de fundamental importância para a preservação dos ciclos naturais e da biodiversidade do planeta, para as produções agrícola e industrial dos países e, para a geração de energia consumida pela humanidade.

Porém, só com a aprovação da Lei 9.433 de 8 de janeiro de 1997, o Brasil passa a definir uma política de recursos hídricos. No seu artigo 2º dispõe sobre utilização racional e integrada dos recursos hídricos, com vistas ao desenvolvimento sustentável e a prevenção e defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais. O artigo 3º dispõe sobre as diretrizes para a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos, dentre outras, menciona a articulação da gestão de recursos hídricos com a do uso do solo (BRASIL, 1997).

O Plano Nacional de Recursos Hídricos é um instrumento desta lei e tem por objetivo assegurar às atuais e futuras gerações a disponibilidade de água em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos com base no manejo integrado dos recursos hídricos,

para isso é seu dever estabelecer diretrizes, programas e metas (BRASIL, 2006) que possibilita tornar esse recurso natural disponível, em qualidade e quantidade, a toda sociedade brasileira.

Entretanto, em função da contínua e crescente demanda hídrica decorrente da expansão populacional e dos hábitos comportamentais da sociedade, a água é utilizada em maiores quantidades e devolvida ao meio com qualidades impróprias à sua pronta e imediata reutilização, visto que a velocidade de reposição pelo ciclo hidrológico é inferior ao seu consumo, o que gera crescente preocupação quanto a sua insuficiente disponibilidade para gerações futuras (CONTE; LEOPOLDO, 2001).

A água na superfície terrestre e abaixo dela circula entre os diversos reservatórios que se distribuem pelo planeta, como dos oceanos, da atmosfera e dos continentes. A este movimento cíclico da água, do oceano para a atmosfera pela evaporação, de volta para a superfície por meio da chuva e então, para os rios e aquíferos por meio do escoamento superficial, retornando aos oceanos é o ciclo hidrológico (PRESS et al., 2006).

A energia solar é que rege os processos hidrológicos que são observados na bacia hidrográfica e os principais processos são: a precipitação, a evapotranspiração, a interceptação, a infiltração, o deflúvio, a percolação e o armazenamento de água no solo e subsolo. O Sol controla o ciclo hidrológico, principalmente pela evaporação das águas dos oceanos transformando-as como vapor d'água na atmosfera (PRESS et al., 2006).

O vapor de água, originado do processo de evapotranspiração, é transportado pela circulação atmosférica e condensa-se. A água condensada dá lugar à formação de nevoeiros e nuvens e há precipitação sobre os oceanos e continentes (SILVEIRA, 2001). A precipitação pode ocorrer na fase líquida (chuva) ou na fase sólida (neve, granizo), assim como a água que passa da atmosfera para o globo terrestre por condensação do vapor de água (orvalho) ou por congelamento daquele vapor (geada) e por interceptação das gotas de água dos nevoeiros (nuvens que tocam no solo ou mar) segundo Ayoade (1991).

Parte da água que se precipita nos continentes encharca o subsolo pela infiltração, que é o processo pelo qual a água penetra na rocha ou no solo pelos espaços das juntas ou dos pequenos poros entre as partículas. Parte dessa água do subsolo evapora por meio do solo superficial. Outra parte é absorvida pelas raízes das plantas, transportada para as folhas e retornada à atmosfera por meio da transpiração. Outra parte da água subterrânea pode, ainda, retornar à superfície pelas nascentes que jorram para os rios e lagos (PRESS et al., 2006).

A parte da água da chuva que não se infiltra no solo escoar superficialmente, sendo gradualmente coletada pelos rios e lagos. A quantidade total de água da chuva que flui sobre a superfície e a fração que pode temporariamente infiltrar-se nas formações próximas à superfície e em seguida retornar para ela é chamada de escoamento superficial (PRESS et al., 2006).

Segundo os mesmos autores, parte do escoamento pode, posteriormente, infiltrar-se no solo ou evaporar dos rios e lagos, mas a maior quantidade move-se para os oceanos. A neve pode ser convertida em gelo nas geleiras, o qual retorna aos oceanos como água pelo degelo e pelo escoamento superficial e para a atmosfera pela sublimação, a transformação de um sólido (gelo) diretamente em gás (vapor d'água). A maior parte da água que evapora dos oceanos retorna para eles como chuva e neve, comumente referidas juntas como precipitação. O restante precipita-se sobre os continentes e, ou evapora ou retorna para os oceanos fechando o ciclo hidrológico.

A precipitação na hidrologia é entendida, segundo Bertoni e Tucci (2001), como toda água proveniente do meio atmosférico que atinge a superfície terrestre, sendo a chuva a mais comum, a qual pode variar localmente e temporalmente e suas características são: quantidade, intensidade, duração, e distribuição espacial e temporal. Para Silveira (2001), infiltração refere-se a toda passagem de água da superfície para o interior do solo e que o processo depende fundamentalmente da água disponível para infiltrar, da natureza do solo, do estado da sua superfície e das quantidades de água e ar, inicialmente presentes no seu interior.

Christofolletti (1980) relatou que a quantidade de água que atinge os cursos fluviais está na dependência do tamanho da área ocupada pela bacia hidrográfica, da precipitação total e de seu regime e das perdas devidas à evapotranspiração e à infiltração.

Diante do exposto, entende-se que a produção de água está relacionada com o volume de água das chuvas e que, a quantidade de água que infiltra e abastece o lençol freático ou aquela que escorre na superfície do terreno estão intimamente relacionadas com a camada superficial do solo. Desta forma, a presença da cobertura vegetal é fundamental para reduzir os efeitos da erosão, pois minimiza os efeitos da enxurrada, diminui as enchentes e promove a infiltração, o que eleva o nível do lençol freático (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990).

A mesma idéia é defendida por Coelho Netto (1998) que afirmou que a natureza da cobertura vegetal quanto ao tipo, forma, densidade e localização no terreno, bem

como as características físicas das chuvas, constituem importante variável-controle do processo de interceptação das águas das chuvas para reduzir os efeitos da erosão.

Horton (1945) concluiu que os sistemas hidrográficos e suas bacias de drenagem, que se desenvolvem por processos de erosão hídrica, dependem principalmente das proporções de infiltração e deflúvio de cada ambiente. Fatores como declive da superfície, velocidade do deflúvio, capacidade de infiltração da água e resistência do solo à erosão influenciam no comprimento de escoamento sobre a superfície, e que a resistência à erosão exerce efeito dominante, a longo prazo, no desenvolvimento dos sistemas hidrográficos.

De acordo com Mendiondo e Tucci (1997), os processos de escoamento que ocorrem numa bacia vertente podem ser por: escoamento superficial excedente da infiltração, escoamentos internos, escoamento superficial por saturação do solo e escoamento pela integração de processos.

O processo de escoamento imediato inicia-se, de acordo com Leinz e Amaral (1980), quando as águas da chuva ou degelo, tendem a escoar-se para os pontos mais baixos da superfície terrestre, caminhando rumo ao mar. Iniciam-se como filetes de água, denominados filetes de rolamento, que fluem para as regiões mais baixas, fazendo aumentar temporariamente o nível dos córregos ou dos rios maiores. Logo, após ter iniciado seu movimento, começa sua atividade como agente geológico, arrastando o material sólido que provém normalmente do manto de intemperismo e de fragmentos de rochas previamente desintegradas. A quantidade arrastada pelas águas de rolamento depende de vários fatores. Quanto mais inclinado for o terreno, tanto maior a carga de detritos, dada a maior velocidade da água corrente.

4.2 Bacia hidrográfica

Para Santos (2004), a definição de uma área de estudo é uma atividade complexa daí utilizar-se bacia hidrográfica como unidade de trabalho, pois, constitui um sistema natural bem delimitado no espaço, composto por um conjunto de terras topograficamente drenadas por um curso d'água e seus afluentes, onde as interações, pelo menos físicas, são integradas e, assim, mais facilmente interpretadas.

A bacia hidrográfica pode ser considerada um sistema físico onde a entrada é o volume de água precipitado e a saída é o volume de água escoado pelo exutório, considerando-se como perdas intermediárias os volumes evaporados e transpirados e também os infiltrados profundamente (TUCCI, 2001).

Segundo Freitas e Ker (1996), as bacias hidrográficas ou bacias de drenagem são regiões hidrológicas de importância pela simplicidade que oferecem na aplicação do balanço de água. Os autores definem uma microbacia hidrográfica como sendo aquela que compreende uma área de formação natural, drenada por um curso de água e seus afluentes, a montante de uma seção transversal considerada, para onde converge toda a água da área considerada.

Guerra (1993) definiu bacia hidrográfica como o conjunto de terras drenadas por um rio principal e seus afluentes cuja delimitação é dada pelas linhas divisoras de água que demarcam seu contorno. O limite de uma bacia de drenagem é conhecido como divisor de drenagem ou divisor de água (COELHO NETTO, 1998). Para Rocha (1997), bacia hidrográfica é a área que drena as águas de chuvas por ravinas, canais e tributários, para um curso principal, com vazão efluente convergindo para uma única saída e desaguardando diretamente no mar ou em um grande lago.

De acordo com Coelho Netto (1998), as bacias principais drenam em direção a um canal, tronco ou coletor principal, constituindo um sistema de drenagem hierarquicamente organizado e que divisor de água ou divisor de drenagem é o nome dado ao limite de uma bacia hidrográfica. Definiu bacia hidrográfica ou bacia de drenagem como a área da superfície terrestre que drena água, sedimentos e materiais dissolvidos para uma saída comum, em um determinado ponto de um canal fluvial.

Ainda segundo o autor, as bacias de drenagem podem ter diferentes tamanhos com variação de milhões de km², como a bacia do Amazonas, e há bacias com poucos metros quadrados que drenam para a cabeça de um pequeno canal erosivo ou para o eixo de fundo de vale não canalizado.

Santos (2004) definiu que a bacia hidrográfica constitui-se em uma unidade espacial de fácil reconhecimento e caracterização, pois é um limite nítido para ordenação territorial, e que, a unidade espacial é fundamental na definição do plano inicial de trabalho. Ressalta que ao se comparar os limites definidos para o estudo de bacia hidrográfica com os limites físicos municipais, o resultado pode ser inadequado quando observado as variáveis sociais,

econômicas, políticas e culturais devido a sobreposição ser diferente para a grande maioria dos casos.

Por definição pode-se subdividir uma bacia hidrográfica em unidades menores, sub-bacia, em função das potencialidades, fragilidades, acertos e conflitos centrados nas características dessa área. Desta forma, setoriza-se a bacia de acordo com um critério estabelecido, cujas partes podem ou não coincidir com as bacias hidrográficas componentes da área de estudo (SANTOS, 2004).

A bacia hidrográfica pode ser vista como a unidade ideal para o gerenciamento integrado dos recursos hídricos, pois os processos que se observam dentro de seus limites como, o fluxo dos nutrientes, das matérias do solo, da água e suas interações são coordenados por uma dinâmica imposta pelo comportamento das águas e que esta dinâmica nada mais é do que a representação da unidade ecossistêmica da paisagem (HEWLETT, 1982; LIMA, 1997; KOBAYAMA, 1999).

Com relação às drenagens que sulcam as encostas e fundos de vales no interior das bacias hidrográficas, Zinke (1960) afirmou que é função da precipitação pluviométrica e da capacidade de infiltração, podendo ser considerada como uma descrição física quantitativa da bacia de drenagem. Para Ray (1963), a densidade de drenagem aumenta à medida que diminui a resistência à erosão, pois a densidade de drenagem em um dado ambiente climático relaciona-se principalmente com a resistência à erosão dos materiais presentes. Idéia esta já defendida por Horton (1945) conforme afirmou que em períodos relativamente longos, a resistência à erosão exerce efeito dominante no desenvolvimento dos sistemas hidrográficos e suas bacias de drenagem.

Reconhecer aspectos físicos quantitativos das bacias hidrográficas como, padrões de drenagem, forma da bacia, área, tipo de relevo, classes de declive, uso e ocupação do solo são parâmetros fisiográficos muito importantes nas etapas de formulação de projetos ambientais, visto que a água doce está se tornando um recurso hídrico cada vez mais escasso no planeta (MONTEIRO, 2003).

4.3 Produção e transporte de sedimentos

Bertoni e Lombardi Neto (1990) relataram que a deterioração do meio ambiente, e o assoreamento dos cursos e espelhos d'água são reflexos da degradação intensa dos recursos naturais, principalmente do solo e da água.

De acordo com Carvalho (1994), o conhecimento de determinados mecanismos, como o transporte de sedimentos, é essencial para a solução de problemas de perdas de solo. Desta forma, o transporte de sedimentos é um processo natural que envolve remoção, transporte e deposição de material e faz parte da evolução da paisagem originando as formas geomorfológicas (SANTOS et al., 2001).

Ross (1995) afirmou é que imprescindível o conhecimento do potencial da superfície terrestre para sustentar os diferentes usos do solo pois, como consequência, da maneira de sua utilização, seja por reflexo da ocupação do território ou por reflexo de um processo natural, pode-se desencadear fenômenos geodinâmicos indesejáveis como, movimentos de massa, erosão, assoreamento, enchente, dentre outros.

Dentre as formas de erosão, a hídrica é em grande parte do nosso planeta, a mais importante. É causada pela chuva e pelo escoamento superficial, sendo afetada por um grande número de agentes naturais e antrópicos (ZACHAR, 1982).

O fenômeno da erosão depende de vários fatores, sendo que, para Bertoni e Lombardi Neto (1990), os principais são: a intensidade e duração das chuvas; a estrutura e composição geológica do terreno (propriedades do solo); a declividade do terreno e extensão do declive; a cobertura vegetal; e, o tipo de uso e cobertura do solo.

Segundo os mesmos autores, esses fatores provocam alterações no ambiente aquático, principalmente por que: (a) causam assoreamento e obstrução dos cursos d'água, contribuindo para a ocorrência de cheias e prejudicando a navegação; (b) provocam a redução da capacidade de armazenamento dos reservatórios, devido ao assoreamento, com prejuízos para o abastecimento público e industrial, a recreação e outros usos; (c) influem na qualidade de água, alterando, principalmente a sua turbidez, e contribuindo para a elevação do custo do tratamento da mesma. O solo carregado pode conter produtos agroquímicos, os quais vão causar a poluição da água; (d) causam problemas ecológicos ao ambiente aquático, devido ao aumento da turbidez ou a deposição de materiais nos leitos dos cursos d'água e reservatórios.

Simões e Coiado (2001) afirmaram que ocorre erosão acelerada quando o equilíbrio entre erosão natural e a deposição de sedimentos é rompido, e que nesta fase, há aumento de erosão cujas taxas excedem o valor esperado. Os parâmetros mais importantes que controlam este tipo de erosão são: (a) morfometria das vertentes, que é representada pelos índices de altitude, de amplitude, de comprimento de rampa e de declividade; (b) comportamento do solo, que é representado pelo fator de erodibilidade do solo, o qual está relacionado com o tipo de solo e sua granulometria; (c) precipitação, cujos efeitos provocados no solo por chuva forte são bem diferentes daqueles de uma chuva fraca com a mesma quantidade de água, porém, com duração mais prolongada, assim como a distribuição das chuvas durante o ano influi nos processos erosivos; (d) uso da terra, o qual produz efeito sobre os solos conforme a porcentagem e o tipo de cobertura vegetal.

As principais causas da erosão acelerada podem ser elencadas, como as práticas agrícolas inadequadas, a ocupação incorreta das áreas, o desmatamento, as alterações no escoamento natural das águas, os movimentos de terra e impermeabilizações realizadas em terrenos (MOTA, 1995).

Segundo Righetto (1998), a erosão hídrica é constituída de três sub-processos: pelo desprendimento da partícula de solo originado pelo impacto da gota de chuva; por destacamento da partícula de solo pelas tensões do atrito do deflúvio superficial; e pelo transporte das partículas pelo deflúvio superficial que ocorre nas áreas de contribuição e nos microcanais que alimentam os canais e cursos d'água.

As partículas de solo que chegam aos canais e cursos d'água iniciam o seu transporte e, conforme relataram Santos et al. (2001), o transporte de sedimentos pelos rios é um fenômeno complexo que depende de processos erosivos que ocorrem nas vertentes da bacia e no leito e margens dos rios, e que fornecem material que, por sua vez, depende da energia do fluxo para ser transportado.

Segundo Carvalho (1994), os sedimentos que chegam ao rio possuem granulometria variada devido ao tamanho, peso e forma das partículas e, seu transporte é influenciado pelas condições locais e pela velocidade de escoamento por onde a água está transitando. As partículas transportadas podem permanecer em suspensão ou permanecer no fundo do rio e a forma de transporte pode ser por saltos, rolamentos ou deslizamentos ao longo do leito.

De acordo com o mesmo autor, as formas de transporte podem ser classificadas como carga sólida de arrasto, carga sólida saltante e carga sólida em suspensão. A

primeira, refere-se às partículas que rolam ou escorregam longitudinalmente no curso d'água, a segunda, às partículas que pulam ao longo do curso d'água por efeito da correnteza ou devido ao impacto de outras partículas e finalmente, a carga sólida em suspensão compreende as partículas que estão suportadas pelas componentes verticais da velocidade, enquanto são transportadas pelas componentes horizontais destas velocidades.

Para Branco (1998), existem duas maneiras de avaliar o transporte de sedimentos ao longo dos leitos fluviais. A primeira é pelo uso de fórmulas empíricas de transporte de sedimentos, cujo processo compreende correlacionar a carga sólida, com parâmetros do escoamento, do material transportado e do fluído. A segunda é realizada por medições diretas de vazão líquida e concentração de sedimentos em uma seção de medida no curso d'água. Como condição para que os resultados tenham representabilidade é que as medições sejam periódicas e realizadas em um determinado intervalo de tempo.

Conforme afirmaram Bertoni e Lombardi Neto (1990), o escoamento da água na superfície é o maior agente de transporte das partículas de solo. A água que escorre ganha energia pelo aumento de massa no seu movimento, ou pelo aumento de velocidade que adquire por uma rápida mudança na declividade do terreno e será máxima quando estiver transportando quantidade suficiente de material abrasivo para desprender a maior quantidade de partículas que a enxurrada pode transportar.

Tucci (1998) relatou que o comportamento do escoamento depende da cobertura vegetal da bacia hidrográfica, da declividade e do sistema de drenagem e que, a presença da cobertura vegetal é fundamental para reduzir os efeitos da erosão (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990). Com diminuição da cobertura vegetal e o aumento do declive do relevo aumenta a intensidade de erosão (POLITANO et al., 1988).

A cobertura vegetal tem grande influência no que se refere aos processos de escoamento, pois atua no regime das águas, nas características do solo, nos declives e no mecanismo hidrológico, freando e desviando o fluxo do escoamento superficial, desta forma agindo como facilitador da infiltração da água nas camadas inferiores do solo (VIEIRA, 1978).

Com a dinâmica que se desenvolve no interior da bacia hidrográfica, determinada pelo escoamento superficial e outros processos associados à erosão resultando no deslocamento de sedimentos, observa-se que há remanejo e redistribuição pela bacia de massas de partículas sólidas. Este processo pode alterar o ciclo hidrológico e concomitantemente influenciar no ciclo hidrossedimentológico, que é um ciclo aberto, vinculado e dependente do primeiro e que

compreende este processo de deslocamento, transporte e deposição de partículas sólidas presentes na superfície da bacia, e o resultado desta alteração pode afetar o uso, a conservação e a gestão dos recursos hídricos (BORDAS; SEMMELMANN, 1993).

Pode-se observar então, que os processos erosivos representam um problema não somente pela perda de solo como meio de suporte às atividades agrícolas, mas também por trazerem consequências negativas relacionadas ao assoreamento e contaminação dos cursos d'água, lagos e represas (CARVALHO, 1994). Ainda, como consequência da ocupação desordenada verifica-se sérios impactos no ciclo hidrológico e hidrossedimentológico em bacias hidrográficas (TUCCI, 2001).

4.4 Modelo hidrológico matemático

Chaves (1996) relatou que a não quantificação das perdas de solo por erosão impossibilita uma análise mais detalhada sobre o grau de degradação e controle deste fenômeno e que, estudos puramente qualitativos sobre a erosão, não permitem comparações de diferentes cenários de planejamento conservacionista, nem fornecem dados para estudos de sedimentação. Por esta razão, caracteriza-se a necessidade de utilizar ferramentas que levem à quantificação da erosão, o que pode ser obtido por meio de alguns modelos matemáticos que preveem o aporte de sedimentos em pontos específicos da bacia hidrográfica.

Neste contexto, estudos para a quantificação dos sedimentos provenientes da erosão têm sido realizados em áreas suscetíveis a esses fenômenos e de acordo com Lane et al. (1992), a estimativa de erosão é essencial para determinar as práticas adequadas de conservação do solo e útil para determinar impactos, antes mesmo da adoção na área de determinada cultura ou prática agrícola. Em razão de ser muito oneroso e impraticável monitorar a erosão em toda a bacia hidrográfica, surge a necessidade de prever a erosão com o uso de modelagem (COCHRANE; FLANAGAN, 1999).

Por definição, modelo é “uma estruturação simplificada da realidade que supostamente apresenta, de forma generalizada, características ou relações importantes” (HAGGETT; CHORLEY, 1975).

Para Teixeira e Christofolletti (1997), os modelos visam analisar o comportamento do sistema ambiental em determinadas situações específicas, com a finalidade de se fazer simulações e previsões que orientem a tomada de decisão.

Os objetivos dos modelos usados em Hidrologia compreendem em simplificar e generalizar uma realidade complexa, prever a ocorrência de eventos hidrológicos e planejar o uso futuro dos recursos d'água (MORE, 1975).

Os modelos de simulação utilizando-se de equações matemáticas simulam a partir de um modelo conceitual criado, o que acontece na natureza partindo-se de observações do sistema real. O objetivo desta modelagem é compreender melhor o sistema e prever situações futuras, algumas vezes também reproduzir o passado, para direcionar as ações de decisão (MACHADO, 2002).

A utilização de modelos hidrológicos envolve a escolha do modelo, a seleção e análise dos dados necessários, o ajuste e verificação dos parâmetros, a definição de cenários de aplicação, o prognóstico e a estimativa das incertezas dos resultados. A escolha de um modelo deve levar em conta os objetivos do estudo, as características da bacia e do rio, a disponibilidade de dados e a familiaridade com o modelo (TUCCI, 1998).

O sucesso do modelo depende da qualidade do monitoramento, pois os dados obtidos de campo é que servirão para calibrar o modelo com o intuito de representar os parâmetros mais próximos à realidade, daí ser a modelagem e o monitoramento métodos científicos que se complementam e que são efetuados sempre paralelamente (KOBAYAMA; MANFROI, 1999).

De acordo com Christofolletti (1999), Tucci (1998, 2001), Paiva et al. (2003), Rennó e Soares (2010), os modelos podem ser classificados quanto:

a) Tipo de variável utilizada na modelagem: em estocásticos ou determinísticos.

- Estocástico: um modelo é dito estocástico quando pelo menos uma das variáveis envolvidas tem comportamento aleatório. Será estocástico quando a chance de ocorrência das variáveis é levada em conta e o conceito de probabilidade é incorporado durante a confecção do modelo.

- Determinístico: será determinístico caso os conceitos de probabilidade não sejam considerados durante elaboração do modelo e a chance de ocorrência das variáveis é ignorada, sendo confeccionado por outras leis, que não sejam as que envolvem a lei das probabilidades.

b) Tipo de relações entre variáveis: em empíricos ou baseados em processos.

- Empírico: será empírico quando utilizam relações baseadas em observações. São bastante simples e úteis no dia a dia, mas são restritos, pois não permitem fazer simulações de mudanças em condições para os quais o modelo não previu, como, chuvas extremamente altas, mudança de uso do solo, etc. São modelos que ajustam os valores calculados aos dados observados.

- Baseados em processos: os modelos baseados em processos são mais complexos que os empíricos, uma vez que procuram descrever todos os processos que envolvem determinado fenômeno estudado. Podem ser subdivididos em modelos conceituais e modelos físicos. Os conceituais são modelos que fazem uso de equações empíricas, mas que descrevem o sistema segundo as leis da física. Os modelos físicos utilizam as principais equações diferenciais do sistema físico na representação dos processos e seus parâmetros possuem um significado físico e, portanto podem ser estimados por medidas reais.

c) Quanto à forma de representação dos dados: em contínuos ou discretos.

- Contínuo: o modelo é contínuo quando os fenômenos são contínuos no tempo (tempo-contínuo).

- Discreto: o modelo é discreto quando as mudanças de estado ocorrem em intervalos discretos, de tempo/ passo, no qual o modelo será executado. Esta classificação encontra-se fundamentada no fenômeno estudado, na disponibilidade dos dados e na precisão dos resultados desejados.

d) Quanto à existência de relações espaciais: em pontuais ou distribuídos.

- Pontuais: modelos pontuais também conhecidos como concentrados ou agregados, são aqueles que consideram que todas as variáveis de entrada e de saída são representativas de toda área estudada. As variáveis não possuem relação espacial.

- Distribuídos: os modelos distribuídos consideram a variabilidade espacial encontrada nas diversas variáveis do modelo. As variáveis possuem relação espacial.

e) Quanto à existência de relação temporal: em estáticos ou dinâmicos.

- Estático: o modelo é estático quando um conjunto de dados de entrada produz um resultado em um único passo/tempo. As variáveis não possuem relação espacial

- Dinâmico: o modelo dinâmico utiliza o resultado de uma iteração como entrada para uma próxima iteração. As variáveis possuem relação espacial.

Estes modelos são utilizados para a avaliação de práticas de manejo da terra e avaliação e planejamentos ambientais (CHAVES, 1991) e, devido serem modelos que simulam a predição de erosão, são ferramentas poderosas nas pesquisas e práticas agrícolas, pois,

quando aplicados a situações de campo auxiliam na determinação das práticas conservacionistas e de manejos mais indicados para os diferentes cenários de aplicação (CHAVES, 1996).

Para prever o impacto que a agricultura tem causado na quantidade e qualidade das águas superficiais e subterrâneas têm-se desenvolvido modelos hidrológicos e de qualidade d'água para simular os diferentes usos, manejo e práticas conservacionistas utilizando-se de cenários. A vantagem é que se pode simular cenários diferentes de forma rápida e com baixo custo (MACHADO, 2002).

Na maioria das aplicações, o custo de executar um programa computacional é muitas ordens de magnitude menor do que o correspondente custo relativo à investigação experimental. Esse fator adquire maior importância à medida que o problema real estudado apresenta maiores dimensões e complexidade, além dos custos operacionais mais elevados relativos às pesquisas de campo (PESSOA et al., 1997; KOBAYAMA; MANFROI, 1999).

O uso de modelos hidrológicos distribuídos físicos é o que melhor representa os processos físicos dentro de uma bacia hidrográfica. Como característica positiva é inerentemente superior a um modelo agregado e, como característica negativa, necessita de informações bastante extensas e detalhadas sobre a bacia (BEVEN, 1991 citado por RENNÓ; SOARES, 2010).

O modelo de parâmetros distribuídos de tempo contínuo utiliza-se dos dados de solo, relevo e uso da terra para subdividir a bacia em sub-bacias, de maneira a preservar os parâmetros distribuídos espacialmente e também as características que são homogêneas dentro da bacia (SRINIVASAN; ARNOLD, 1994).

A demanda por modelos matemáticos que permitam estimar a ação dos principais fatores que exercem influência nas perdas de solo pela erosão hídrica é crescente. Um desses modelos que simulam os diversos processos no ciclo hidrossedimentológico é o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), que é um modelo dentre vários outros, com características de permitir uma grande flexibilidade na configuração de bacias hidrográficas (PETERSON; HAMLETT, 1998).

4.4.1 *Soil and Water Assessment Tool (SWAT)*

O SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) é um modelo matemático de parâmetro distribuído, ou seja, quando as variáveis e os parâmetros do modelo dependem do espaço e/ou do tempo, que foi desenvolvido em escala de bacia hidrográfica com a finalidade de prever o impacto de práticas de manejo do solo em relação à água, sedimentos e produção química agrícola em bacias hidrográficas complexas não instrumentadas por meio de diversas combinações de solos, usos e coberturas do solo e condições de manejo sobre longos períodos de tempo (NEITSCH et al., 2002a).

O modelo foi desenvolvido na *Agricultural Research Service* (ARS – órgão ligado a USDA – *United States Department of Agriculture*) e é uma ferramenta de domínio público (NEITSCH et al., 2002a). Incorpora características de diversos modelos criados no ARS e é resultado direto do modelo SWRRB (*Simulator for Water Resources in Rural Basins*) com o modelo ROTO (*Routing Outputs to Outlet*). Os modelos específicos que contribuíram significativamente para o desenvolvimento do SWAT foram: USLE (*Universal Soil Loss Equation*), CREAMS (*Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*), GLEAMS (*Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems*) e EPIC (*Erosion-Productivity Impact Calculator*) (ARNOLD et al., 1998; NEITSCH et al., 2002b; ARNOLD; FOHRER, 2005).

Algumas características básicas do modelo SWAT, versão 2000, são relacionadas a seguir segundo (ARNOLD et al., 1998; NEITSCH et al., 2002a).

(a) O modelo requer informações específicas sobre o clima, as propriedades do solo, a topografia, a vegetação e as práticas de manejo do solo que ocorrem na bacia hidrográfica. Os processos físicos associados ao movimento da água, movimento dos sedimentos, crescimento das culturas, ciclagem de nutrientes, entre outros, são diretamente modelados pelo modelo utilizando esses dados de entrada. O aspecto positivo dessa característica do modelo é que bacias hidrográficas sem dados de monitoramento também podem ser modeladas;

(b) É computacionalmente eficiente, podendo simular extensas bacias hidrográficas sem gastos excessivos de tempo;

(c) É um modelo contínuo, capaz de simular os efeitos das mudanças no uso e manejo do solo em longos períodos de tempo. Em alguns processos, os resultados apenas são obtidos após a simulação de décadas.

(d) O modelo não requer calibração caso não existam informações disponíveis e de qualidade (a calibração não é possível em bacias hidrográficas não instrumentadas).

Desde que o SWAT foi criado no início da década de 1990 tem sido continuamente revisado e aprimorado (ARNOLD; FOHRER, 2005), resultando nas versões SWAT 94.2, SWAT 96.2, SWAT 98.1, SWAT 99.2, SWAT 2000, SWAT 2005 e, SWAT 2009, a mais recente.

O modelo foi desenvolvido para verificar os efeitos resultantes das modificações do uso e da ocupação do solo sobre a produção/contribuição de sedimentos da bacia hidrográfica para o sistema, bem como no escoamento superficial e subterrâneo (ARNOLD et al., 1998).

Este modelo usa uma versão modificada do método da Curva Número do SCS (USDA–SCS, 1972 citado por FITZHUGH; MACKAY, 2000) para estimar o volume do escoamento. A vazão de pico é calculada pela Equação Racional e a produção de sedimentos é estimada pela aplicação da MUSLE (WILLIAMS; BERNDT, 1977 citado por FITZHUGH; MACKAY, 2000).

O modelo SWAT é baseado em características físicas da bacia utilizando dados de entrada normalmente disponíveis, sendo computacionalmente eficiente para operar sobre médias e grandes bacias, além de ser contínuo no tempo e capaz de simular longos períodos das alterações no uso do solo (NEITSCH et al., 2002a).

Como o modelo SWAT baseia-se em características físicas da bacia, é necessário que o usuário tenha conhecimento sobre as condições meteorológicas, as propriedades físicas e químicas do solo, a topografia e as práticas de manejo realizadas na bacia. O uso destas informações como dados de entrada no modelo SWAT, o torna capaz de avaliar a bacia hidrográfica quanto ao transporte de sedimentos, fluxo de água e cobertura vegetal (SHAW, 2001).

O mesmo autor relatou que ao se manusear os dados de entrada, esta operação permite ao usuário modelar as bacias hidrográficas e quantificar o impacto das mudanças na qualidade da água, pela simulação dos vários processos físicos diferentes em uma mesma bacia hidrográfica.

O SWAT considera a bacia dividida em sub-bacias com base no relevo, solos e uso da terra e, desse modo, preserva parâmetros espacialmente distribuídos da bacia inteira e características homogêneas dentro da bacia (DI LUZIO et al., 2002).

De acordo com Neitsch et al. (2002a), a estrutura de dados que são parâmetros de saída é dividida em oito componentes principais: clima, ciclo hidrológico, nutrientes e pesticidas, erosão, cobertura do solo e crescimento vegetal, práticas de manejo, propagação no canal principal e, corpos de água.

O SWAT simula os processos de forma sequencial dentro do sistema físico, num intervalo de tempo, e fornece séries temporais de saída do modelo (TIM; JOLLY, 1994).

O modelo foi desenvolvido para prever o efeito dos diferentes cenários de manejo na qualidade da água, produção de sedimentos e cargas de poluentes em bacias hidrográficas agrícolas (SRINIVASAN; ARNOLD, 1994) e, de acordo com Arnold et al. (1993), pode-se ou não variar o uso e tipo de solo e suas condições de manejo, num intervalo de longos períodos de tempo.

Uma das vantagens da utilização dos modelos distribuídos, como o SWAT, é o seu potencial de simulação mais preciso do processo de escoamento superficial, fortemente influenciado pelas variações espaciais das principais características do terreno como, clima, solo, vegetação e topografia (WIGMOSTA et al., 1994).

No Brasil as pesquisas envolvendo a utilização de modelos hidrológicos distribuídos ainda são limitadas em função do grande número de informações necessárias para descrever a variabilidade espacial e temporal dos sistemas naturais e da inexistência de dados detalhados referentes às variáveis de entrada nos modelos (PESSOA et al., 1997).

Fitzhugh e Mackay (2000) analisaram a influência da subdivisão da bacia sobre os resultados fornecidos pelo modelo. Foram estudadas oito diferentes subdivisões da bacia. Cada subdivisão pode ser dividida em áreas menores chamadas unidades de resposta hidrológica (HRUs – *Hydrologic Response Units*). A estimativa da produção de sedimentos nas sub-bacias foi bastante afetada pela sensibilidade dos termos da MUSLE em relação à área da sub-bacia. No entanto, as estimativas do volume escoado e de sedimentos na saída da bacia não apresentaram muitas variações em relação ao tamanho das sub-bacias. Esta pouca variação dos sedimentos na saída da bacia, segundo os pesquisadores, é devida às características da bacia em que os canais da parte baixa têm pequena capacidade de transporte, mostrando a importância dos parâmetros dos canais na determinação do comportamento das estimativas de produção de sedimentos do modelo.

Machado (2002) utilizou o SWAT para simular o escoamento e a produção de sedimentos na microbacia hidrográfica do Ribeirão do Marins, afluente do rio

Piracicaba, SP, no biênio 1999/2000. Foi feita calibração do modelo para as duas variáveis simuladas e dois cenários foram propostos. Dos resultados observados, os cenários produziram diferentes padrões espaciais da produção de sedimentos. Foi obtida uma redução de 84% na produção de sedimentos com a substituição da pastagem por vegetação nativa (cenário 2) e redução de 10,8% no cenário 1, que considerou a presença de mata ciliar ao longo dos rios e nascentes.

Grossi (2003) utilizando-se do ArcView® GIS 3.2, o qual integra o SIG BASINS 3.0, que por sua vez utiliza-se do modelo hidrológico SWAT como componente integrado para o modelagem da produção de água e sedimentos, realizou um estudo de integração entre o SIG e o modelo hidrológico. A área de estudo compreendeu a Bacia Experimental do Rio Pardo, nos municípios de Botucatu e Pardinho, SP. Dos resultados obtidos concluiu que as perdas de solos foram superiores aos limites admissíveis, quase que três vezes.

Machado e Vettorazzi (2003) aplicaram o modelo SWAT para simular a carga de sedimentos produzida pela microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins, em Piracicaba (SP), no biênio 1999/2000. Os resultados obtidos na simulação da produção de sedimentos foram comparados aos dados observados em um posto hidrossedimentométrico, localizado no terço superior da microbacia, utilizando o Coeficiente de Eficiência de Nash e Sutcliffe (COE) e o desvio dos dados simulados em relação aos observados (Dv). Para as condições específicas da microbacia do Ribeirão dos Marins, os resultados obtidos na simulação da produção de sedimentos pelo modelo, após a calibração, foram de 0,83, para o COE, e de -3,2 %, para o Dv, indicando um bom ajuste dos dados simulados comparados aos dados observados.

Barsanti et al. (2003) avaliaram a erosão do solo em duas bacias na área do Pantanal/MS, mediante simulação de cenários, modificando áreas que apresentavam ocorrência de vegetação nativa por áreas com uso de pastagem e agricultura. Do resultado da simulação foi possível estimar a melhor escolha de uso e manejo do solo para a área.

A maior limitação do uso desses modelos matemáticos é a dificuldade de se trabalhar com a grande quantidade de informações que descrevem a heterogeneidade dos sistemas naturais. Desta forma, surge a necessidade da utilização dos Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) na criação do banco de dados para esses modelos (MACHADO; VETTORAZZI, 2003).

Ainda, de acordo com Machado e Vettorazzi (2003), ao se avaliar os dados espaciais por intermédio de SIG, as grandes áreas heterogêneas são divididas em pequenas unidades hidrologicamente homogêneas, sobre as quais os modelos são aplicados.

4.5 Sistema de Informação Geográfica (SIG) e a modelagem hidrológica

O nome SIG (Sistema de Informação Geográfica) é muito utilizado e é frequentemente confundido com geoprocessamento, cujo conceito é mais amplo e representa qualquer tipo de processamento de dados georreferenciados. Por geoprocessamento entende-se a utilização de técnicas matemáticas e computacionais para o tratamento de informações geográficas. Sua influência é observada de maneira crescente para tomada de decisões sobre problemas urbanos e ambientais para as áreas de Cartografia, Análise de Recursos Naturais, Transportes, Comunicações, Energia e Planejamento Urbano e Regional, devido ser uma tecnologia de custo relativamente baixo (RODRIGUES, 1990; CÂMARA; MEDEIROS, 1998).

O geoprocessamento engloba uma gama de tecnologias e/ou ferramentas capazes de tratar as informações espaciais, Monico (2000), sendo elas: (a) sensoriamento remoto orbital e não orbital; (b) Sistemas de Informações Geográficas (SIGs); (c) Sistemas de Posicionamento Global (GPS).

O geoprocessamento transfere as informações do mundo real para o sistema computacional. Esta transferência é feita sobre bases cartográficas, por meio de um sistema de referência adequado e, uma das ferramentas que pode ser utilizada no processamento de dados georreferenciados (geoprocessamento) é o Sistema de Informação Geográfica (SIG), que processa dados gráficos e não gráficos (alfanuméricos), com ênfase na análise espacial e modelagens de superfície (DAINESE, 2001).

De acordo com Star e Estes (1990), um SIG é um sistema de informações projetado para trabalhar com dados referenciados por coordenadas espaciais ou geográficas. O termo SIG refere-se a sistemas que efetuam tratamento computacional de dados geográficos, armazenando a geometria e os atributos dos dados georreferenciados, isto é, localizados na superfície terrestre e numa projeção cartográfica qualquer (CÂMARA; MEDEIROS, 1998).

No SIG, o principal objetivo é o suporte a tomada de decisões, para gerenciamento do uso do solo, recursos hídricos, ecossistemas aquáticos e terrestres, ou qualquer entidade distribuída espacialmente (CALIJURI et al., 1998).

Os objetivos do SIG no planejamento de um mapeamento, ou realização de um projeto é adquirir, armazenar, analisar, combinar e recuperar informações codificadas espacialmente, integrando em uma única base de dados informações espaciais provenientes de várias fontes de dados, como: fotografias aéreas, imagens de satélite, mapas, dados de análise e de campo (EASTMAN, 1999).

Mendes (1996) descreveu os SIGs como ferramentas que têm a capacidade de manipular as funções que representam os processos ambientais, em diversas regiões de uma forma simples e eficiente, permitindo uma economia de recursos e tempo. Estas manipulações permitem agregar dados de diferentes fontes (imagens de satélite, mapas topográficos, mapas de solos, e outros) e diferentes escalas. O resultado destas manipulações, geralmente, é apresentado sob a forma de mapas temáticos com as informações desejadas.

Para Assad et al. (1998), a grande vantagem de SIGs é que, para pequenas áreas, eles fornecem elevada precisão e rapidez no planejamento de manejo e conservação da água e do solo e para Monico (2000), a integração de dados coletados em diferentes instantes e escalas utilizando-se diferentes métodos de aquisição, viabiliza a integração dos variados tipos de dados e formas de coletas.

Valério Filho e Araújo Júnior (1995) afirmaram que a utilização de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) possibilita a aquisição, manuseio e integração de dados temáticos proporcionando uma caracterização espacial e temporal de áreas submetidas a processos erosivos em bacias hidrográficas.

Para o planejamento ou previsões de impactos ambientais cujo enfoque é a erosão do solo, observa-se crescente uso dos SIGs, pois, além da rapidez na manipulação dos dados, os SIGs permitem um diagnóstico mais criterioso da situação da área, por tratar as informações de forma espacial (RANIERI, 2000).

Várias são as aplicações de SIGs como, no monitoramento e análise ambiental, no planejamento do uso da terra, no manejo de recursos naturais, nos projetos de engenharia (transporte, irrigação, mineração, e outros), no manejo florestal (VETTORAZZI, 1992).

Na hidrologia, a utilização inicial de recursos SIG foi motivada pela necessidade de representações mais acuradas do terreno (SUI; MAGGIO, 1999). Nesta linha de trabalho identificam-se iniciativas de utilizar modelos hidrológicos distribuídos sobre representações raster da superfície geográfica e rede de drenagem (CARPENTER et al., 1999).

De acordo com Mendes (1996), os modelos distribuídos subdividem a bacia em elementos que são considerados homogêneos quanto às propriedades avaliadas, representando além da variação temporal, a variabilidade espacial do sistema físico.

Como as variáveis hidrológicas apresentam um comportamento extremamente complexo no mundo real, a aquisição de dados para sua representação no sistema computacional se dá por imagem digital e que pode ser descrita por uma função $f(x,y)$, onde x,y representam coordenadas espaciais sobre a imagem e $f(x,y)$ um dado específico na superfície terrestre (topografia, uso do solo, tipo de solo, geologia, precipitação). Desta forma a natureza, com toda a sua variabilidade espacial é representada por um conjunto de $f(x,y)$ segundo Mendes (1996).

Conforme mencionado por Mendes (1996), a representação das diversas variáveis hidrológicas (atributos) pode ser por estrutura em grade ou vetores (LAURINI; THOMPSON, 1992). A estrutura de dados mais utilizada é a grade por ser de fácil implementação e muito eficiente computacionalmente (COLLINS; MOON, 1981), porém esta tem as seguintes desvantagens: (1) não apresenta mudanças repentinas dos valores dos atributos e (2) o tamanho da grade (resolução) afeta o resultado obtido.

O Modelo Numérico do Terreno (MNT) é um exemplo de abstração da realidade na forma de estrutura em grade, o qual indica a distribuição espacial da topografia, sendo representado por uma imagem digital, onde cada $f(x,y)$ fornece o valor da cota topográfica na posição x,y . A informação topográfica está disponível na forma de mapas topográficos (imagem digital) segundo Mendes (1996).

Os modelos hidrológicos distribuídos, agregados ao DEM ou MDE (Modelos Digital de Elevação) e ao geoprocessamento, tem buscado melhorar a representatividade espacial e temporal do comportamento das diferentes partes das bacias hidrográficas, sujeitas as diferentes ações antrópicas (TUCCI, 1998).

O uso dos conceitos de SIG em conjunção com modelos hidrológicos não é muito recente e quando surgiram apenas alguns conceitos de SIG foram empregados com a criação dos modelos: CREAMS (*Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management*

Systems), em 1980; ANSWERS (*Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation*), em 1982; AGNPS (*AGricultural NonPoint Source*), em 1989. Todos são distribuídos, capazes de simular a distribuição de sedimentos e a concentração de poluentes agrícolas em diferentes pontos da bacia, utilizando estrutura em grade a fim de armazenar os dados que representam a variabilidade espacial das variáveis. No final da década de 80, muitos modelos começaram a utilizar toda a funcionalidade do SIG, como armazenamento, apresentação e manipulação dos dados distribuídos dentre eles, o Soil and Water Assessment Tool (MENDES, 1996).

A integração do SIG com os modelos hidrológicos e a sua aplicação em bacias hidrográficas permite a realização de um grande número de operações, como o projeto, calibração, simulação e comparação entre os modelos. O uso do SIG permite, portanto, subdividir a bacia hidrográfica em subáreas homogêneas (CALIJURI et al., 1998).

Mendes (1996) afirmou que as unidades geográficas representadas pelo SIG, podem ser agrupadas em dois conceitos: (a) o conceito de objetos, caracterizado por entidades geográficas exatas (pontos, linhas e polígonos, com os respectivos atributos) e, (b) o conceito de superfície (um campo) representando a continuidade da “realidade”, por meio de uma grade (matriz de células com os atributos).

Segundo o mesmo autor, os modelos hidrológicos lidam com fenômenos contínuos e dinâmicos, enquanto os SIGs disponíveis atualmente no mercado tratam apenas com dados estáticos e discretos. Em termos de estrutura de dados, ou seja, aqueles que representam a “realidade”, o SIG utiliza os conceitos de pontos, linhas, polígonos, grades, rede de triângulos irregulares, *quadrees*, etc e, as análises dos fenômenos são feitas pela manipulação e interpretação de dados geográficos. Na hidrologia, os sistemas a serem representados espacialmente são bacias, aquíferos, rios, canais, lagos, estuários, etc e, a análise é feita mediante simulação do movimento da água e de seus constituintes usando equações que representam leis físicas.

Mendes (1996) relatou também, que conceitualmente a integração entre SIG e modelos hidrológicos é possível e pode ser realizada pelas seguintes fases: (a) obtenção dos dados (dados de campo e digitais); (b) processamento e análise dos dados de entrada; (c) operações em SIG; (d) simulação hidrológica; (e) simulação visual dos resultados. Ressalta que apenas a fase (d) representa o modelo hidrológico e as demais podem ser realizadas pelo SIG e

que a principal desvantagem deste tipo de integração é a utilização de programas de conversão de formatos, o que causa um maior consumo de tempo no processamento.

Diante do exposto é observado que a combinação de modelos hidrológicos integrados ao SIG, e que estão submetidos constantemente ao desenvolvimento de novas tecnologias dentro deste ambiente, contribuem para o diagnóstico ambiental e hídrico da bacia hidrográfica.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Descrição da área

5.1.1 Descrição geral do Rio Pardo

O Rio Pardo nasce no município de Pardinho - SP a 1.007 metros de altitude, junto ao “Front da Cuesta” (Serra do Limoeiro) para o Planalto Ocidental e é afluente do Rio Paranapanema, o qual integra a bacia hidrográfica do Rio Paraná. Atravessa mais quatorze municípios do Centro Oeste Paulista até desaguar na represa Lucas Nogueira Garcez, na cidade de Salto Grande - SP, na altitude de 377 metros. É o principal rio da Bacia Hidrográfica do Médio Paranapanema, que é constituída por 42 cidades que contribuem com seus afluentes para o seu crescimento (VIEIRA, 2010).

Este rio está classificado entre os maiores rios do Estado, com 264,25 km de extensão dentro do Estado de São Paulo, desde sua nascente até sua foz, na represa de Salto Grande, e em seu percurso percorre terras de quinze municípios sendo: Pardinho, Botucatu, Pratânia, Itatinga, Avaré, Cerqueira César, Iaras, Águas de Santa Bárbara, Óleo, Bernardino de Campos, Santa Cruz do Rio Pardo, Chavantes, Canitar, Ourinhos e Salto Grande (VIEIRA, 2010).

5.1.2 Localização da área

A área selecionada para o estudo compreende a parte inicial da bacia hidrográfica do Rio Pardo, que abrange áreas dos municípios de Botucatu e Pardinho, situados na região centro sul do Estado de São Paulo.

A área de estudo está inserida no Comitê da Bacia Hidrográfica do Médio Paranapanema e foi denominada Bacia do Rio Pardo, devido seu limite compreender terras que englobam desde a nascente do Rio Pardo, no município de Pardinho - SP, até o local de captação de água pela SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo), no município de Botucatu – SP (Figura 1).

A Bacia possui área de 148,76 km², tendo o Rio Pardo como principal curso de água da bacia, que percorre um trecho de aproximadamente 28,7 km, desde a sua nascente até o local de captação de água pela SABESP (CONTE; LEOPOLDO, 2001).

Desde a nascente em Pardinho até o município de Botucatu, o Rio Pardo tem dois importantes represamentos artificiais: a represa da Cascata Véu da Noiva, cartão postal da cidade de Botucatu e a represa do Mandacaru, onde está localizada a captação de água para o abastecimento da cidade de Botucatu.

A área de estudo está geograficamente localizada entre as coordenadas 23°06'14" e 22°56'07" de latitude sul e, 48°28'37" e 48°20'40" de longitude WGr, com altitudes variando entre 840 a 1007 metros (IBGE,1969; IBGE,1982).

Parte da Bacia do Rio Pardo, assim como parte dos municípios de Botucatu e Pardinho, dentre outros, estão protegidos pela Área de Proteção Ambiental de Botucatu (A.P.A. de Botucatu), criada pelo Decreto Estadual nº 20.960, de 8 de junho de 1993 e, com objetivo de proteger os recursos naturais de áreas compreendidas nas 3 regiões fisiográficas existentes: Depressão Periférica, Frente e Reverso da Cuesta de Botucatu (SOUZA et al., 1985).

O critério para seleção da área foi devido a sua extrema importância para os municípios de Pardinho e Botucatu, localizados no Estado de São Paulo, pois é a bacia de captação de água desses municípios, sendo responsável pelo abastecimento de água para a população local.

Desta forma, um estudo no sentido de avaliar a distribuição espacial da produção de sedimentos visando identificar quais são as localidades potenciais promissoras é muito importante, pois, como a Bacia é responsável pela oferta de água para a população local, os

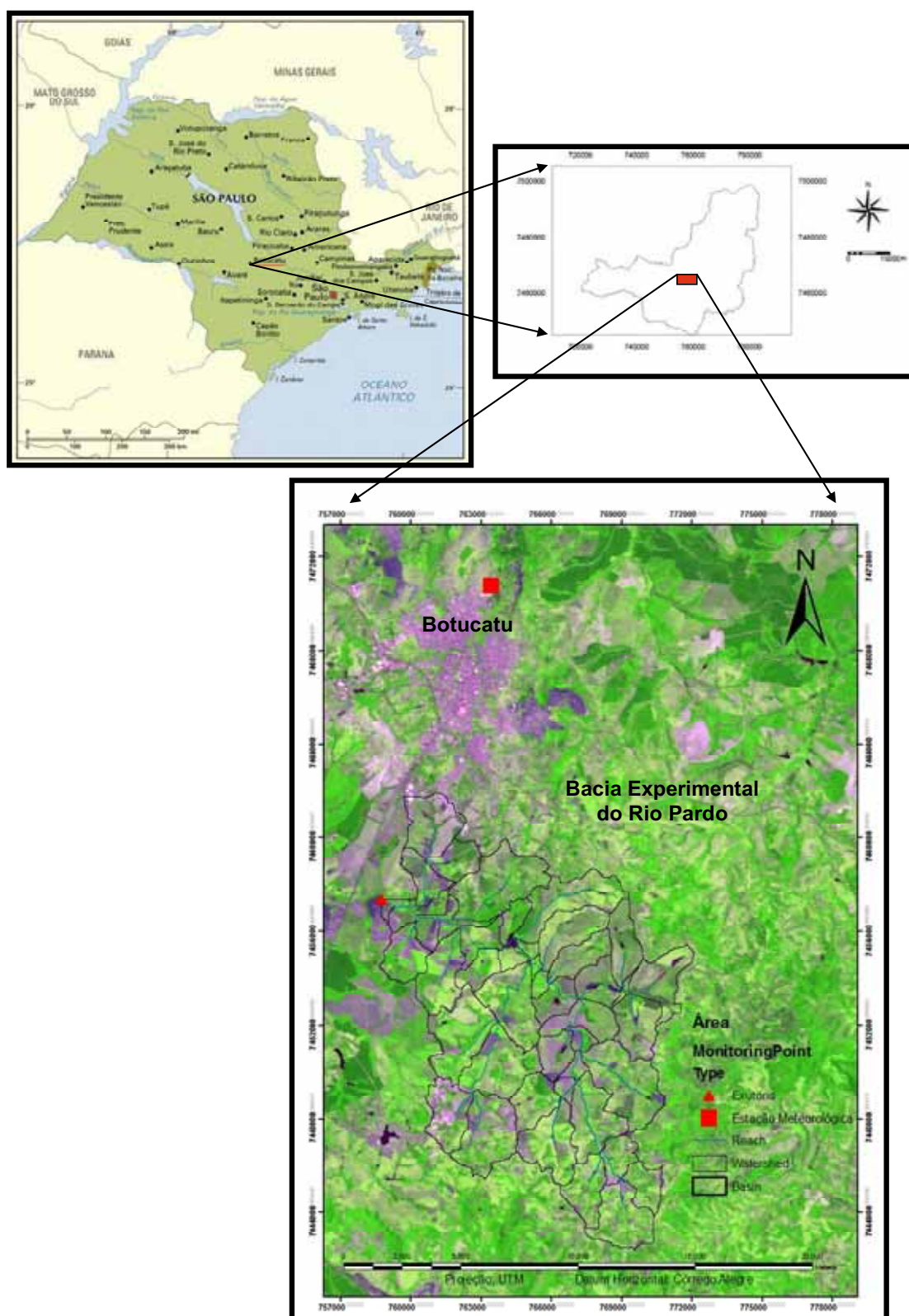


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo e da estação meteorológica da FCA.

detritos que são carregados para os cursos d'água tendem a favorecer o assoreamento dos rios e, conseqüentemente, promover a diminuição de sua vazão.

A presença desses detritos nos cursos d'água resultam em modificações na calha do rio, causam mortandade dos peixes em consequência da diminuição do oxigênio, afetam a qualidade da água, aumentam o custo de tratamento da água, prejudicam a funcionalidade dos maquinários quando do tratamento, diminuem a produtividade da área em razão da diminuição do volume de água ofertado, dentre outras, afetando assim os contextos social, econômico e ambiental da bacia.

5.1.3 Relevo

De acordo com Araújo Junior (2001), os valores de altitudes que ocorrem nas três feições fisiográficas distintas são variáveis, com valores na Depressão Periférica entre 450-650 metros, na Cuesta Basáltica entre 650-840 metros e no Planalto Ocidental entre 790-940 metros.

Segundo Almeida (1964) o Planalto Ocidental Paulista é descrito como um planalto extremamente festonado e variado, com relevo uniforme, extensos espigões de perfis convexos e cimos ondulados, com terminações laterais lobadas, constituindo baixas e amplas colinas que avançam em direção aos vales dos principais rios, interrompidos raramente por camadas mais resistentes da Formação Marília. Nos locais onde os cursos d'água escavam o seu vale, aflorando a Formação Serra Geral, o relevo é mais acidentado, convexo e os leitos dos rios mais declivosos, tornando as águas rápidas.

5.1.4 Geologia

Com relação à geologia, Carvalho (1981) relatou que na Depressão Periférica os terrenos estão assentados sobre materiais da Formação Botucatu e Pirambóia; na Cuesta Basáltica, ocorrem sucessões de arenito Botucatu e basaltos da Formação Serra Geral, cujo topo revela contaminação mais ou menos pronunciada com materiais de alteração do arenito

Bauru; e no Planalto Ocidental, os terrenos estão predominantemente assentados sobre a Formação Bauru, que aflora em alguns lugares.

Na região de estudo, segundo o Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo - IPT (1981) afloram duas formações geológicas: na parte mais alta acompanhando o divisor de águas da bacia aparecem arenitos mais resistentes ao intemperismo, pertencentes ao Grupo Bauru, Formação Marília e, nas áreas inferiores do relevo, formando uma faixa relativamente estreita, margeando os cursos d'água, rochas basálticas do Grupo São Bento, Formação Serra Geral.

A Formação Marília, Grupo Bauru, segundo IPT (1981), apresenta-se composta por arenitos de grosseiros a conglomeráticos, com grãos angulosos, teor de matiz variável, seleção pobre, ricos em feldspatos, minerais pesados e minerais instáveis. Ocorrem em bancos maciços de aproximadamente 180 m de espessura, raramente apresentando estratificação cruzada de médio porte, com seixos concentrados nos estratos, algumas camadas de lamitos vermelhos e calcários. São característicos da unidade, nódulos carbonáticos, que aparecem dispersos nos sedimentos e cimento carbonático.

A Formação Serra Geral, Grupo São Bento, é predominantemente composta por rochas vulcânicas sob forma de derrames basálticos (PETRI; FÚLFARO, 1983) e, de acordo com IPT (1981), a Formação é composta por rochas de cor cinza escura a negra, afaníticas, microcristalinas, aparecendo vesículas e amígdalas preenchidas por calcedônia, quartzo, calcita, zeólitas e nontronita. Petrograficamente os basaltos apresentam composição mineralógica muito simples, essencialmente constituídos de labradorita zonada associada à augita e às vezes também pigeonita. Como acessórios apresentam magnetita, apatita, quartzo e raramente olivina.

Do exposto pode-se concluir que a área da Bacia do Rio Pardo encontra-se predominantemente sobre o Grupo Bauru, Formação Marília, de acordo com IPT (1981) e que próximo à localidade da nascente observa-se ocorrência de basaltos da Formação Serra Geral.

5.1.5 Solos

Carvalho (1981) relatou que o desenvolvimento pedogenético das regiões de Pardinho e de Botucatu se devem a materiais retrabalhados do Período Neocenoico, das Formações originárias de arenito Botucatu e Bauru e das rochas vulcânicas basálticas (basaltos).

De acordo com Zimback (1997), a área é composta pelos solos: Latossolo Vermelho-Escuro, Latossolo Roxo, Podzólico Vermelho-Amarelo, Solos Litólicos, Solos Hidromórficos Indiscriminados e Solos Aluviais, todos Distróficos e textura variando de média a muito argilosa. Esses mesmos solos, segundo normas da EMBRAPA (2006), podem ser reclassificados como: Latossolo Vermelho Distrófico, Latossolo Vermelho Distroférrico, Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico, Neossolo Lítico Distrófico, Gleissolo Háptico Distrófico e Neossolo Flúvico Distrófico, respectivamente.

5.1.6 Clima

Segundo a classificação de Köppen, o clima da região pertence a classe Cwa, sendo um clima mesotérmico, com estação mais seca no inverno, com temperaturas médias anuais em torno de 20°C e índice pluviométrico entre 1.100 e 1.700 mm anuais (CARVALHO; JIM, 1983).

5.1.7 Vegetação

A vegetação nativa regional pode ser enquadrada como Floresta Tropical Subperenifólia e Floresta Tropical Subcaducifólia (BRASIL, 1960).

Estão presentes matas de transição e atlântica, vegetação de cerrado e campo cerrado, contando ainda, segundo Tornero (1996), com “(...) espécies isoladas do Pinheiro-do-Paraná (*Araucaria brasiliensis*), testemunho de um clima pretérito mais frio”.

Campos (1993) estudou a bacia hidrográfica do Rio Capivara (bacia vizinha que se localiza ao Norte da área) e relatou que no Planalto Ocidental a cobertura vegetal é variável, apresentando nas partes altas campo limpo, campo cerrado e cerrado; nas partes baixas é mais fina e de arbustos tortuosos, mas predominando campo cerrado; e, nas transições apresenta capoeira e cerradão com arbustos do cerrado mais eretos e vigorosos.

5.2 Material

5.2.1 Material de amostragem

5.2.1.1 Dados de amostras de água

Foram utilizados dados de amostras de água obtidos de Conte (1999), no Ponto 5, localizado na Chácara Santo Antonio, local próximo à Estação de Captação de Água da SABESP para abastecimento da cidade de Botucatu.

A partir dos dados de Conte (1999) foi utilizado o período de amostragem de 21 de agosto de 1996 a 03 de setembro de 1997, com os dados coletados a cada 14 dias, no Ponto 5, totalizando 28 amostras, levando-se em consideração a sazonalidade e pluviosidade.

As amostras foram coletadas na metade do corte transversal do rio, a aproximadamente 10 cm da superfície da água, entre 12h30min e 14h00min, utilizando-se de coletores construídos segundo recomendações da CETESB (1987).

No momento da coleta das amostras foi verificada a temperatura do ar e da água, procedendo-se a sua preservação, de acordo com orientações da CETESB (1987).

5.2.1.2 Dados de parâmetros de vazão e sedimentos em suspensão

A) Vazão

Os dados de vazão foram obtidos de Conte (1999) e segundo o autor, a vazão foi determinada seguindo a metodologia proposta por Leopoldo e Sousa (1979).

Todas as leituras de vazão foram realizadas no Ponto 5 e a vazão foi determinada a partir de registros contínuos da altura do nível da água do rio, obtidos por meio do linígrafo e da curva-chave característica, e a precipitação foi obtida pela média da altura de chuva registrada em três postos pluviométricos localizados no interior da bacia.

Foram utilizados dados diários de vazão, cujos registros correspondem ao período de 01 de setembro de 1996 a 30 de novembro de 1997.

B) Sedimentos em suspensão

Os dados de descarga diária de sólidos em suspensão para a Bacia do Rio Pardo, foram obtidos por Conte (1999) e calculados da seguinte maneira:

$$Q_x = 0,0864 * Q * C \quad (01)$$

Onde:

Q_x = descarga sólida (t dia⁻¹);

0,0864 = constante envolvendo transformações de unidades;

Q = vazão líquida (m³ s⁻¹);

C = concentração da variável (mg L⁻¹).

O cálculo da concentração diária da variável Sólidos em suspensão – S_{sus} foi realizado pelo Método Gravimétrico, de acordo com Teixeira e Kutner (1962) para os 28 dias de coletas de amostras e utilizados para a alimentação do programa.

Todas as variáveis químicas e físico-químicas das amostras coletadas em campo, incluindo a variável de interesse, foram determinadas no Laboratório de Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Rural da FCA/UNESP.

Os dados utilizados de concentração de sedimentos em suspensão, correspondem a 28 registros realizados no Ponto 5, no período de 21 de agosto de 1996 a 03 de setembro de 1997.

5.2.1.3 Dados de parâmetros de solo

Os dados de solo foram obtidos de trabalho de levantamento semidetalhado dos solos da área, realizado por Zimback (1997).

Os parâmetros físicos e químicos analisados no Laboratório de Solos, do Departamento de Ciência dos Solos, UNESP, *Campus* de Botucatu, foram: análise granulométrica, densidade do solo, condutividade hidráulica saturada, capacidade de água disponível, profundidade dos solos, albedo e carbono orgânico.

Todos esses parâmetros foram inseridos no banco de dados do SWAT e foram compilados de Zimback (1997), excetuando-se os parâmetros capacidade de água

disponível e carbono orgânico, que precisaram ser calculados a partir dos resultados extraídos do mesmo trabalho.

Estes parâmetros foram calculados da seguinte maneira:

A) Capacidade de água disponível

A capacidade de água disponível foi calculada de acordo com o método proposto pela EMBRAPA (1997), segundo a expressão:

$$AD = U_{cc} - U_{pmp} \quad (02)$$

Onde:

AD = água disponível (mm);

U_{cc} = umidade da capacidade de campo. Retenção de água a 1/3 atm, com base em peso (%);

U_{pmp} = umidade do ponto de murcha permanente. Retenção de água a 15 atm, com base em peso (%).

A partir da densidade do solo e da densidade de partículas obteve-se dados de macroporosidade superficial e subsuperficial, calculada por:

$$\mu = P - \theta_{cc} \quad (03)$$

Onde:

μ = macroporosidade (%);

P = porosidade (%);

θ_{cc} = retenção de água a 1/3 atm, com base em volume (%).

Os cálculos de porosidade (P) e retenção de água com base em volume (θ_{cc}) foram efetuados a partir das equações (04) e (05), respectivamente.

$$P = \frac{D_p - D_s}{D_p} * 100 \quad (04)$$

Onde:

P = porosidade (%);

D_p = densidade de partículas (g cm^{-3});

D_s = densidade de solo (g cm^{-3}).

$$\theta_{cc} = D_s * U_{cc} \quad (05)$$

θ_{cc} = retenção de água a 1/3 atm, com base em volume (%);

D_s = densidade do solo (g cm^{-3});

U_{cc} = retenção de água a 1/3 atm, com base em peso (%).

B) Carbono orgânico (%)

Este parâmetro é utilizado em virtude de se admitir que, na composição média da matéria orgânica, o carbono participa com 58% do peso da matéria orgânica (EMBRAPA, 1997).

Foi calculado pela seguinte equação:

$$\text{Carbono Orgânico} = \frac{\text{Matéria Orgânica}}{1,724} \quad (06)$$

C) Classes de solos

Na área, segundo Zimback (1997) foram encontrados seis tipos representativos de solos: Latossolo Vermelho Distrófico, Latossolo Vermelho Distroférrico, Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico, Neossolo Lítico Distrófico, Gleissolo Háplico Distrófico e Neossolo Flúvico Distrófico.

Posteriormente, Grossi (2003) complementou o mapa de solos da Bacia do Rio Pardo verificando a presença do Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd) e excluindo o Neossolo Lítico Distrófico (antigos Solos Litólicos) e o Neossolo Flúvico Distrófico (antigos Solos Aluviais) devido suas pequenas ocorrências.

C1) Latossolo Vermelho Distrófico (LVd)

Os latossolos são solos profundos, de coloração amarela, vermelho-amarela, avermelhada ou vermelho escura, com sequência de horizontes A – B – C e pequena diferenciação entre horizontes. São solos envelhecidos, normalmente ácidos a fortemente ácidos, porosos, bem drenados, apesar de apresentarem muitas vezes textura argilosa. Na área apresentam cores menos vermelhas no horizonte B, sendo que este apresenta estrutura granular, típica de latossolos, com plasticidade e pegajosidade acentuada quando molhado.

C2) Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf)

Apresenta as mesmas características descritas para os Latossolos Vermelho Distróficos e na área aparecem com cores menos vermelhas no horizonte superficial e mais vermelhas no horizonte B, sendo que este apresenta estrutura granular, típica de latossolos, com plasticidade e pegajosidade acentuada quando molhado.

C3) Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd)

Os Argissolos são solos que possuem sequência de horizontes A – B_t – C, moderadamente ou bem intemperizados, de coloração vermelha, vermelha-amarela ou amarela, apresentando comumente, incrementos de argila no horizonte A para o B. A característica determinante é a presença de um horizonte B textural, de textura e estrutura variadas, com desenvolvimento de cerosidade e com cor vinculada ao teor e natureza dos óxidos de ferro. Na área apresentam cores menos vermelhas no horizonte superficial e mais vermelhas no horizonte B, sendo que este é textural apresentando estrutura em blocos, típica de solos argissólicos, com plasticidade e pegajosidade acentuada quando molhado.

C4) Gleissolo Háptico Distrófico (GXbd)

Os Gleissolos são solos minerais hidromórficos, pouco evoluídos, que apresentam sequência de horizontes A – Cg, sendo o horizonte A moderado. A principal característica do horizonte C é a forte gleização à qual está sujeito, resultante do regime redutor,

devido a encharcamentos constantes ou periódicos. Desenvolvem-se em várzeas, áreas deprimidas, planícies aluvionais e normalmente não apresentam distribuição uniforme das características morfológicas e analíticas ao longo do perfil. Na área apresentam cores acinzentadas que vão do cinza claro ao preto no horizonte superficial, sendo que este apresenta estrutura granular, com plasticidade e pegajosidade acentuada quando molhado.

C5) Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd)

Solos com saturação por bases baixa ($V < 50\%$) na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B (inclusive BA). São solos bem drenados, caracterizados pela ocorrência de horizonte B latossólico de cores vermelhas a vermelho-amareladas, com teores de Fe_2O_3 iguais ou inferiores a 11% e normalmente maiores que 7%, quando a textura é argilosa ou muito argilosa. São profundos e suas características físicas são muito favoráveis ao aproveitamento agrícola, refletidas em boa drenagem interna, boa aeração e ausência de impedimentos físicos à mecanização e penetração de raízes (EMBRAPA, 2006).

5.2.2 Material cartográfico

Foram utilizadas cartas planialtimétricas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, escala 1:50.000, com curvas de nível equidistantes de 20 em 20 metros, referente ao município de Botucatu (SF-22-R-IV-3) e de Bofete (SF-22-Z-D-III-1), editadas em 1969 e 1982 (restituição em 1969, porém edição em 1982), respectivamente. Estas cartas serviram de banco de dados para todos os mapas gerados com a utilização do aplicativo SPRING 5.1.6.

Para as interpretações geológicas foi utilizado o Mapa Geológico do Estado de São Paulo, na escala 1:500.000 (IPT, 1981).

As identificações das unidades de solo da Bacia do Rio Pardo, foi elaborada pelo cruzamento das informações obtidas da Carta de Solos de Estado de São Paulo, em escala 1:500.000, editada por BRASIL (1960) e atualizada de acordo com a EMBRAPA (2006), com informações do Mapa Geológico do Estado de São Paulo, na escala 1:500.000, de 1981.

Posteriormente, em razão da escala de representação das informações obtidas da interpretação desses dois mapas foi necessário associar este resultado às informações de um banco de dados digital de mapa semidetalhado de solos, escala 1:10.000, do município de Botucatu (PIROLI, 2002) e um banco de dados digital de mapa semidetalhado de solos, escala 1:20.000, da parte inicial da Bacia do Rio Pardo-SP (ZIMBACK, 1997), para assim atingir o resultado esperado.

5.2.3 Imagem de satélite

As imagens de satélite que foram utilizadas são provenientes do satélite CBERS II B (*Chine-Brasil Earth Resources Satellite II B*). As imagens orbitais foram obtidas de dois tipos de sensores: **CCD** (*High Resolution CCD Camera*, ou Câmera Imageadora de Alta Resolução); e **HRC** (*High Resolution Camera*, ou Câmera Pancromática de Alta Resolução).

Para o sensor CCD utilizou-se as bandas 2, 3 e 4, correspondentes ao azul, verde e vermelho da órbita 156, ponto 126 provenientes do DGI-INPE (Divisão de Geração de Imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) e foram geradas em 07 de dezembro de 2008.

Para o sensor HRC utilizou-se o ponto e a órbita equivalentes a imagem CCD (órbita 156, ponto 126), porém para recobrir a área foram necessárias duas imagens para esta câmera: sub-órbita, C, da imagem CCD e sub-ponto 1 para a cena superior e sub-ponto 2 para a cena inferior. As imagens são provenientes do DGI-INPE e foram geradas em 07 de dezembro de 2008.

As imagens orbitais estão disponíveis na Internet no endereço eletrônico <<http://www.inpe.br/>> e o critério de escolha deu-se em função da porcentagem de cobertura de nuvens, visibilidade da área e cena mais atual disponível.

5.2.4 Equipamentos

Os procedimentos envolvidos para a entrada, manipulação, armazenamento dos dados e saída das informações processadas foram realizados empregando-se os seguintes equipamentos:

- computador AMD Athlon 2.8 XP, disco rígido de 80 GB, 1.5 GB de memória RAM, drive CDRW/DVD LG, monitor LG (*Studioworks*) 17", Windows® XP Professional;
- impressora multifuncional, da marca Hewlett Packard, jato de tinta, modelo HP Photosmart C4200 series;
- *Notebook* Inspiron 1564 DELL, processador Intel® Core™ i3, disco rígido de 320 GB, 3.0 GB DDR de memória RAM, gravador de DVD/CD Dual Layer, Windows® Home Premium Original de 64-bit em Português, para processamento do ArcSWAT 2009.

5.2.5 SIG

O Sistema de Informação Geográfica (SIG) utilizado para o desenvolvimento das atividades foi o software SPRING 5.1.6 (Sistema de **P**rocessamento de **I**nformações **G**eorreferenciadas), versão 5.1.6, do INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais).

O SPRING 5.1.6 é um software de domínio público e pode ser adquirido pelo endereço eletrônico <<http://www.dpi.inpe.br/spring/>>.

O software SPRING 5.1.6 foi empregado para criar e armazenar o banco de dados, efetuar o georreferenciamento dos mapas (cartas topográficas, imagens de satélite) e manipular os dados gerados obtendo como resultados os mapas temáticos e o MNT (Modelo Numérico do Terreno).

As informações sobre a produção de sedimentos na área foi realizada por meio da integração do modelo hidrológico SWAT 2009 com ArcView®, versão 9.3. Uma interface (Di Luzio et al., 2002) foi desenvolvida entre o SWAT e o SIG ArcView®. A versão AVSWAT2009 utilizada está totalmente integrada ao SIG ArcView®.

O software AVSWAT2009 é de domínio público e pode ser acessado na Internet pelo endereço eletrônico <<http://www.brc.tamus.edu/swat/>>.

5.2.6 Componentes do Modelo SWAT

A simulação hidrológica no SWAT ocorre em função do balanço hídrico da bacia hidrográfica, o qual é separado em duas fases. A primeira corresponde a fase terrestre do

ciclo hidrológico, que controla a quantidade de água, sedimentos, nutrientes e pesticidas que atingem o canal principal de cada sub-bacia. A segunda é a fase de movimento da água no ciclo hidrológico, ou seja, corresponde à movimentação da água, sedimentos e outros, pelos canais de drenagem em direção ao ponto de escoamento da bacia hidrográfica.

A estrutura do modelo foi dividida em oito componentes: clima, ciclo hidrológico, nutrientes e pesticidas, erosão, cobertura do solo e crescimento vegetal, práticas de manejo, propagação no canal principal e, corpos de água.

O componente hidrológico do modelo inclui sub-rotinas de escoamento superficial, evapotranspiração, percolação, fluxo lateral subsuperficial e fluxo de retorno do aquífero.

O componente de erosão e de propagação no canal principal foi utilizado para o estudo da produção de sedimentos. A propagação do canal está dividida em duas componentes: propagação da vazão líquida no canal e propagação da vazão sólida no canal, sendo somente a última considerada no estudo.

O componente nutrientes e pesticidas e o componente corpos de água não foram considerados no estudo, pois, o objetivo principal do trabalho é a produção de sedimentos.

Na sequência são expostos de forma resumida, os principais processos físicos representados pelo modelo.

5.2.6.1 Clima

As variáveis climáticas solicitadas pelo modelo são: dados diários de precipitação, temperaturas máxima e mínima do ar, radiação solar, umidade relativa do ar e velocidade do vento.

Os valores para esses parâmetros podem ser lidos a partir do registro de dados coletados ou podem ser gerados pelo modelo, pois, no SWAT está incluído o modelo gerador climático WXGEN (SHARPLEY; WILLIAMS, 1990).

Caso não existam dados climáticos diários disponíveis, o arquivo de entrada do gerador climático deve conter dados mensais necessários para gerar dados climáticos diários representativos para simular o clima da região.

5.2.6.2 Ciclo hidrológico

O modelo SWAT determina a produção de água superficial na bacia hidrográfica baseada na equação do balanço hídrico:

$$SW_t = SW + \sum_{i=1}^t (R_i - Q_i - ET_i - P_i - QR_i) \quad (07)$$

Onde:

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

SW = conteúdo de água no solo disponível para as plantas, definido como o conteúdo de água inicial menos o conteúdo de água no ponto de murcha permanente (mm);

t = tempo (dias);

R_i = precipitação (mm);

Q_i = escoamento superficial (mm);

ET_i = evapotranspiração (mm);

P_i = percolação (mm);

QR_i = fluxo de retorno (ascensão capilar) (mm).

A) Escoamento superficial

Refere-se ao fluxo de água que ocorre ao longo da superfície do terreno. O SWAT usando os dados de chuvas diárias simula para cada sub-bacia, o volume do escoamento superficial utilizando o Método da Curva Número (CN), do Soil Conservation Service – SCS (USDA-SCS, 1972).

$$Q = \frac{(R - 0,2S)^2}{R + 0,8S} \quad R > 0,2S \quad (08)$$

$$Q = 0,0 \quad R < 0,2S \quad (09)$$

Onde:

Q = escoamento superficial diário (mm);

R = precipitação diária (mm);

S = parâmetro de retenção.

Observação: O parâmetro de retenção, **S**, varia de acordo com: (a) a bacia, em função do tipo de solo, uso da terra, manejo e declividade; e (b) com o tempo, em função da variação do conteúdo de água no solo. Este parâmetro está relacionado com a Curva Número (CN) pela equação:

$$S = 254 \left(\frac{100}{CN} - 1 \right) \quad (10)$$

A escala da CN não é linear, variando entre 1 e 100. Estes valores extremos correspondem respectivamente, a uma cobertura permeável até uma cobertura impermeável. Assim, para os valores de CN são consideradas três condições:

CN₁: corresponde à Curva Número para a condição I de teor de água, situação em que os solos estão secos;

CN₂: corresponde à Curva Número para a condição II de teor de água, ou seja, a situação média em que os solos apresentam teor de água da capacidade de campo;

CN₃: corresponde à Curva Número para a condição III de teor de água, situação em que os solos estão saturados.

Para calcular os valores corrigidos de CN₁ e CN₃, estes foram relacionados com os valores de CN₂ por meio das seguintes equações:

$$CN_1 = CN_2 - \frac{20(100 - CN_2)}{100 - CN_2 + \exp[2,533 - 0,0636(100 - CN_2)]} \quad (11)$$

$$CN_3 = CN_2 \exp[0,00673(100 - CN_2)] \quad (12)$$

O modelo SWAT utiliza uma formulação modificada do Método da Curva Número (CN) para calcular o escoamento superficial (USDA, 1972). O método da Curva Número relaciona o escoamento superficial do tipo de solo, uso da terra e práticas de manejo (ARNOLD et al., 1995).

B) Evapotranspiração

Processo que inclui a evaporação das águas das plantas, transpiração e evaporação de água do solo.

No SWAT é determinada pela soma da evaporação do solo e a transpiração da planta, ambas determinadas em função de evaporação potencial. O modelo realiza o cálculo da evapotranspiração potencial e da evapotranspiração real.

Evapotranspiração potencial

De acordo com Thornthwaite (1948), citado por Neitsch et al. (2002a), refere-se a taxa de evapotranspiração que ocorreria numa área completamente e uniformemente coberta com vegetação em crescimento, com acesso a uma disponibilidade ilimitada d'água no solo e não exposta a efeitos de mudanças microclimáticas, a exemplo da advecção ou acúmulo de energia.

O modelo oferece três opções para a estimativa de evaporação potencial: Penman-Monteith, Priestley-Taylor e Hargreaves-Samani. O método deve ser selecionado pelo usuário e a entrada de dados também pode ser na forma de dados diários de evapotranspiração potencial.

Evapotranspiração real

Após o cálculo da evapotranspiração potencial o modelo calcula a evapotranspiração real, considerando numa primeira etapa, a evaporação da água interceptada pelas plantas e posteriormente, a quantidade de água transpirada pelas plantas e evaporada do solo.

O SWAT considera que, se a evapotranspiração potencial for:

- inferior à quantidade de água livre nas plantas,

$$E_a = E_{can} = E_0 \quad \text{então,} \quad R_{INT(f)} = R_{INT(i)} - E_{can} \quad (13)$$

- superior à quantidade de água livre nas plantas,

$$E_{can} = R_{INT(i)} \quad \text{então,} \quad R_{INT(f)} = 0 \quad (14)$$

Onde:

E_a = evapotranspiração real diária (mm);

E_{can} = a quantidade de evaporação diária da água livre nas plantas (mm);

E_0 = evapotranspiração potencial diária (mm);

$R_{INT(i)}$ = a quantidade inicial diária de água livre nas plantas (mm);

$R_{INT(f)}$ = a quantidade final diária da água livre nas plantas em um dia (mm).

A evaporação potencial no solo é calculada em função da evapotranspiração potencial e índice de cobertura foliar. Quando ocorre demanda para evaporação de água do solo, o modelo divide a demanda entre as diferentes camadas da seguinte maneira:

$$E_{soil,z} = E''_s * \frac{z}{z + \exp(2,374 - 0,00713 * z)} \quad (15)$$

Onde:

$E_{soil,z}$ = a demanda por evaporação em uma camada de solo à profundidade z (mm);

E''_s = a evaporação máxima de água do solo (mm);

z = a profundidade a partir da superfície (mm).

Para o cálculo de processos específicos relacionados com evapotranspiração, o modelo utiliza-se de várias outras equações que são descritas de maneira detalhada por Neitsch et al. (2002a) como: evaporação nas determinações da transpiração, evaporação da precipitação interceptada pela vegetação, evaporação na sublimação e evaporação do solo.

C) Percolação

A componente de percolação do SWAT usa uma técnica de propagação do armazenamento, combinado com um modelo de fluxo em fendas para simular o escoamento que percola em cada camada de solo. Uma vez que a água percolou abaixo da zona das raízes, este volume é armazenado como água subterrânea ou surge como escoamento de retorno à jusante do ponto considerado. A quantidade de água que percola para a próxima camada é calculada pela equação:

$$W_{perc,ly} = SW_{ly,excess} * (1 - \exp[-\Delta t / TT_{perc}]) \quad (16)$$

Onde:

$W_{perc,ly}$ = quantidade de água que percola para a próxima camada (mm);

$SW_{ly,excess}$ = volume da lâmina drenável de água na camada de solo (mm);

Δt = duração do passo de tempo (h);

TT_{perc} = tempo de propagação na camada i (h).

O volume de água disponível para percolação $SW_{ly,excess}$, na camada de solo é calculado:

$$SW_{ly,excess} = SW_{ly} - FC_{ly} \quad \text{se} \quad SW_{ly} > FC_{ly} \quad (17)$$

$$SW_{ly,excess} = 0 \quad \text{se} \quad SW_{ly} \leq FC_{ly} \quad (18)$$

Onde:

SW_{ly} = conteúdo da lâmina de água na camada de solo (mm);

FC_{ly} = conteúdo da lâmina de água na camada de solo na capacidade de campo (mm).

O tempo de propagação em cada camada de solo (TT_{perc}) é calculado pela equação:

$$TT_{perc} = \frac{SAT_{ly} - FC_{ly}}{K_{sat}} \quad (19)$$

Onde:

SAT_{ly} = quantidade de lâmina de água na camada de solo quando completamente saturado (mm);

K_{sat} = condutividade hidráulica saturada (mm h^{-1}).

D) Escoamento lateral ou Fluxo lateral sub-superficial

O SWAT incorpora um modelo de armazenamento cinemático para o escoamento lateral desenvolvido por Sloan et al. (1983) e resumidos por Sloan e Moore (1984).

Este modelo simula o fluxo de subsuperfície (escoamento lateral) em uma seção transversal bidimensional ao longo de um caminho de fluxo para baixo, por uma encosta íngreme. A aproximação cinemática foi utilizada em sua derivação.

O volume drenável na zona saturada do segmento da encosta por unidade de área, SW_{ly} , em excesso, é calculado por:

$$SW_{ly,excess} = \frac{1000 * H_0 * \theta_d * L_{hill}}{2} \quad (20)$$

Onde:

$SW_{ly,excess}$ = Volume da lâmina drenável na zona saturada da encosta por unidade de área ($\text{mm H}_2\text{O}$);

H_0 = espessura da camada saturada do comprimento de rampa (projeção) (mm mm^{-1});

θ_d = é a porosidade drenável do solo (mm mm^{-1});

L_{hill} = é o comprimento de rampa (m) e, 1000 é um fator necessário para converter metros em milímetros.

Esta equação pode ser rearranjada para resolver H_0 :

$$H_0 = \frac{2 * SW_{ly,excess}}{1000 * \theta_d * L_{hill}} \quad (21)$$

A porosidade drenável da camada de solo é calculada por:

$$\theta_d = \theta_{soil} - \theta_{fc} \quad (22)$$

Onde:

θ_d = é a porosidade drenável da camada de solo (mm mm^{-1});

θ_{soil} = é a porosidade total da camada de solo (mm mm^{-1});

θ_{fc} = é a porosidade da camada de solo cheio de água, quando a camada está no campo do teor de água da capacidade instalada (mm mm^{-1}).

A descarga líquida na saída encosta, Q_{lat} , é dada por.

$$Q_{lat} = 24 * H_0 * v_{lat} \quad (23)$$

Onde:

Q_{lat} = escoamento lateral ($\text{mm H}_2\text{O dia}^{-1}$);

H_0 = espessura da camada saturada do comprimento de rampa (projeção) (mm mm^{-1});

v_{lat} = velocidade de escoamento(fluxo) de saída (mm h^{-1}), e 24 é um fator para converter horas em dias.

A velocidade de escoamento na saída é definida como:

$$V_{lat} = K_{sat} * \sin(\alpha_{hill}) \quad (24)$$

Onde K_{sat} é a condutividade hidráulica saturada (mm h^{-1}) e α_{hill} é o declive da encosta do segmento. A inclinação é introduzida no SWAT como o aumento na elevação por unidade de distância (slope), que é equivalente a $\tan(\alpha_{hill})$. Porque $\tan(\alpha_{hill}) = \sin(\alpha_{hill})$, a equação (24) foi modificada para usar valor para a inclinação como entrada para o modelo:

$$V_{lat} = K_{sat} * \tan(\alpha_{hil}) = K_{sat} * slp \quad (25)$$

Combinando as equações (21) e (25) com a equação (23) obtém-se a equação:

$$Q_{lat} = 0.024 * \left(\frac{2 * SW_{ly,excess} * K_{sat} * slp}{\theta_d * L_{hill}} \right) \quad (26)$$

onde todos os termos são previamente definidos.

E) Fluxo de retorno do aquífero raso

O balanço hídrico para o aquífero raso é:

$$aq_{sh,i} = aq_{sh,i-1} + W_{rchrg} - Q_{gw} - W_{revap} - W_{deep} - W_{pump,sh} \quad (27)$$

Onde:

$aq_{sh,i}$ = é a quantidade de água armazenada no aquífero raso no dia i (mm H₂O);

$aq_{sh,i-1}$ = é a quantidade de água armazenada no aquífero raso no dia i-1 (mm H₂O);

W_{rchrg} = é a quantidade de recarga do aquífero entram no dia i (mm H₂O). Recarga;

Q_{gw} = escoamento de retorno (mm H₂O);

W_{revap} = escoamento que retorna ao perfil do solo no dia i (mm H₂O);

W_{deep} = infiltração para o aquífero profundo no dia i (mm H₂O);

$W_{pump,sh}$ = é a quantidade de água retirada do aquífero raso bombeando no dia i (mm H₂O), ou, uso da água.

A resposta de estado estacionário de fluxo das águas subterrâneas de recarga, segundo Hooghoudt (1940), citado por Neitsch et al. (2002a) é calculada por:

$$Q_{gw} = \frac{8000 * K_{sat} * h_{wtbl}}{L_{gw}^2} \quad (28)$$

Onde:

Q_{gw} = escoamento de retorno (mm H₂O);

K_{sat} = é a condutividade hidráulica do aquífero (mm dia⁻¹);

L_{gw} = comprimento do dreno (m);

h_{wtbl} = é a altura do lençol freático (m). Cota piezométrica.

A quantidade máxima de água que será retirada do aquífero via “Revap” em um determinado dia é:

$$W_{\text{revap,mx}} = \beta_{\text{rev}} * E_0 \quad (29)$$

Onde:

$W_{\text{revap,mx}}$ = escoamento que retorna ao perfil do solo (mm H₂O);

β_{rev} = é o coeficiente Revap;

E_0 = é a evapotranspiração potencial para o dia (mm H₂O).

O montante efetivo da Revap que irá ocorrer em um determinado dia é calculado:

$$W_{\text{revap}} = 0 \quad \text{se } aq_{\text{sh}} \leq aq_{\text{shthr,rvp}} \quad (30)$$

$$W_{\text{revap}} = W_{\text{revap,mx}} - aq_{\text{shthr,rvp}} \quad \text{se } aq_{\text{shthr,rvp}} < aq_{\text{sh}} < (aq_{\text{shthr,rvp}} + W_{\text{revap,mx}}) \quad (31)$$

$$W_{\text{revap}} = W_{\text{revap,mx}} \quad \text{se } aq_{\text{sh}} \geq (aq_{\text{shthr,rvp}} + W_{\text{revap,mx}}) \quad (32)$$

Onde:

W_{revap} = escoamento real de água que retorna ao perfil do solo (mm H₂O);

$W_{\text{revap,mx}}$ = escoamento máximo de água que retorna ao perfil do solo (mm H₂O);

aq_{sh} = é a quantidade de água armazenada no aquífero superficial no início do dia i (mm H₂O);

$aq_{\text{shthr,rvp}}$ = é o limiar de nível de água no aquífero raso para Revap, ou percolação para aquíferos profundos a ocorrer (mm H₂O).

O balanço hídrico para o aquífero profundo é:

$$aq_{\text{dp,i}} = aq_{\text{dp,i-1}} + W_{\text{deep}} - W_{\text{pump,dp}} \quad (33)$$

Onde:

$aq_{\text{dp,i}}$ = é a quantidade de água armazenada no aquífero profundo no dia i (mm H₂O);

$aq_{\text{dp,i-1}}$ = é a quantidade de água armazenada no aquífero profundo no dia i-1 (mm H₂O);

W_{deep} = é a quantidade de água infiltrada no aquífero raso para o aquífero profundo no dia i (mm H₂O). Infiltração para o aquífero profundo;

$W_{\text{pump,dp}}$ = é a quantidade de água retirada do aquífero profundo pelo bombeamento do dia i (mm H₂O), ou seja uso da água.

5.2.6.3 Erosão

A erosão causada pela chuva é estimada com a Equação Universal de Perda de Solos Modificada (*Modified Universal Soil Loss Equation* – MUSLE), a qual é uma versão modificada de Equação Universal de Perda de Solo (USLE) desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978). Enquanto a USLE calcula a erosão anual média em função da energia da chuva, a MUSLE utiliza a quantidade de escoamento para simular a erosão e a produção de sedimentos (NEITSH et al. 2002a).

Segundo Neitsh et al. (2002a), a substituição resulta em um número de benefícios: a precisão do modelo é aumentada, a necessidade de razão de transporte é eliminada e permite a equação ser aplicada para eventos de chuva individuais.

Então, a produção de sedimentos provocada pelo escoamento superficial é computada para cada sub-bacia com a MUSLE, sendo:

$$\text{sed} = 11,8 * (Q_{\text{surf}} * q_{\text{peak}} * \text{area}_{\text{hru}})^{0,56} * K_{\text{USLE}} * C_{\text{USLE}} * P_{\text{USLE}} * LS_{\text{USLE}} * \text{CFRG} \quad (34)$$

Onde:

sed = produção de sedimentos em um dado dia (t);

Q_{surf} = volume da lâmina do escoamento superficial (mm);

q_{peak} = vazão de pico do escoamento (m³ s⁻¹);

area_{hru} = área da HRU (ha);

K_{USLE} = fator erodibilidade do solo;

C_{USLE} = fator de manejo e cobertura do solo;

P_{USLE} = fator práticas conservacionistas;

LS_{USLE} = fator topográfico;

CFRG = fator de aspereza.

A) O fator topográfico (LS) é computado com a equação:

$$LS_{\text{USLE}} = \left(\frac{L_{\text{hill}}}{22,1} \right)^m * (65,41 \sin^2(\alpha_{\text{hill}}) + 4,56 \sin \alpha_{\text{hill}} + 0,065) \quad (35)$$

Onde:

L_{hill} = é o comprimento da encosta (m);

m = o termo exponencial;

α_{hill} = ângulo de declive.

O termo exponencial m varia com a declividade e é computado pela seguinte equação;

$$m = 0,6(1 - \exp[-35,838 * slp]) \quad (36)$$

B) A vazão de pico, ou a taxa de escoamento de pico é computada a partir da fórmula Racional, que é escrita da seguinte forma:

$$q_{peak} = \frac{C * i * Area}{3,6} \quad (37)$$

Onde:

q_{peak} = taxa de escoamento de pico ($m^3 s^{-1}$);

C = coeficiente de escoamento superficial que expressa as características de infiltração da bacia;

i = intensidade de chuva para o tempo de concentração da bacia ($mm h^{-1}$);

$Area$ = área de drenagem da sub-bacia (km^2).

O coeficiente de escoamento superficial é calculado em função da chuva diária e do escoamento superficial.

$$C = \frac{Q_{surf}}{R_{day}} \quad (38)$$

Onde:

Q_{surf} = escoamento determinado pelo método do SCS (mm);

R_{day} = chuva diária (mm).

A intensidade de chuva é determinada pela seguinte equação:

$$i = \frac{R_{tc}}{t_{conc}} \quad (39)$$

Onde:

R_{tc} = quantidade de chuva durante o tempo de concentração (mm);

t_{conc} = tempo de concentração (h).

O valor de R_{tc} é estimado a partir da seguinte equação:

$$R_{tc} = \alpha_{tc} * R_{day} \quad (40)$$

Onde:

α_{tc} = fração de precipitação que ocorre durante o tempo de concentração;

R_{day} = precipitação durante o dia (mm).

O SWAT calcula a vazão de pico com o Método Racional Modificado e a equação para o cálculo é obtida substituindo as equações (39), (40) e (41) na equação (37).

$$Q_{peak} = \frac{\alpha_{tc} * Q_{surf} * Area}{3,6 * t_{conc}} \quad (41)$$

Onde:

Q_{peak} = vazão de pico do escoamento ($m^3 s^{-1}$);

α_{tc} = parâmetro adimensional que expressa a fração da chuva total que ocorre durante o tempo de concentração da bacia;

Q_{surf} = escoamento superficial (mm);

$Area$ = área da sub-bacia (km^2);

t_{conc} = tempo de concentração da sub-bacia (h);

$3,6$ = fator de conversão de unidade.

C) O fator **C (manejo e cobertura do solo)** varia durante o ciclo de crescimento da cultura por isso, o SWAT atualiza o C diariamente, usando a equação:

$$C_{USLE} = \exp\{\ln(0,8) * \ln(C_{USLE,mm})\} * \exp(-0,00115 * rsd_{surf}) + \ln(C_{USLE,mm}) \quad (42)$$

Onde:

C_{USLE} = valor mínimo para o fator uso-manejo do solo para a cobertura;

rsd_{surf} = quantidade de resíduo na superfície do solo (kg ha⁻¹).

D) Quanto ao fator **K (erodibilidade do solo)** Wischmeier et al. (1971) desenvolveu uma equação geral para calcular o fator de erodibilidade o solo, quando o teor de silte e areia muito fina torna-se menor de 70% da distribuição de tamanho das partículas do solo.

$$\mathbf{K_{USLE} = \frac{0.00021 * M^{114} * (12 - OM) + 3.25 * (C_{soilstr} - 2) + 2.5 * (c_{perm} - 3)}{100}} \quad (43)$$

Onde

K_{USLE} = fator erodibilidade do solo;

M = parâmetro de tamanho de partícula;

OM = percentual de matéria orgânica (%);

C_{soilstr} = é o código da estrutura do solo utilizado no solo classificação;

c_{perm} = é a classe de permeabilidade perfil.

O parâmetro do tamanho da partícula, M, é calculado:

$$\mathbf{M = (m_{silt} + m_{vfs}) * (100 - m_c)} \quad (44)$$

Onde:

m_{silt} = % teor de silte (0,002-0,05 milímetros de diâmetro das partículas);

m_{vfs} = % teor de areia muito fina (0,05-0,10 milímetros de diâmetro das partículas);

m_c = % teor de argila(<0,002 milímetros de diâmetro das partículas).

A porcentagem de matéria orgânica (OM) de uma camada pode ser calculada:

$$\mathbf{OM = 1.72 * Corg} \quad (45)$$

Onde, **Corg** é a porcentagem do teor de carbono orgânico da camada (%).

E) Para o fator **P (práticas conservacionistas)** segundo Neitsch et al.(2002a), comentam que para plantios em nível e terraceamento fornecem uma proteção quase completa contra a erosão das chuvas de baixa a moderada intensidade, mas pouca ou nenhuma proteção contra chuvas intensas e severas que causam “quebras” nas linhas contornadas. Plantios em nível são mais eficientes em declividades variando entre 3% e 8%.

O SWAT usa tabelas internas com valores de P_{USLE} em função da inclinação do terreno, comprimento de rampa e presença de terraços de contorno.

5.2.6.4 Cobertura do solo e crescimento vegetal

O SWAT simula o crescimento diário das plantas usando-se de uma versão simplificada do modelo EPIC (*Erosion-Productivity Impact Calculator*). A simulação de crescimento ocorre em função dos dados de biomassa potencial, índice de colheita e unidade de calor acumulados diariamente e interpolados com conceitos de desenvolvimento fenológico das plantas.

O modelo simula o crescimento das plantas tanto para as culturas anuais quanto para as perenes.

5.2.6.5 Práticas de manejo

O foco principal do SWAT no uso da modelagem ambiental foi quantificar o impacto do uso e manejo do solo (cobertura) sobre a produção de sedimentos. O modelo simula de forma detalhada a gestão da informação baseando-se no preparo do solo, gestão de água e processos urbanos.

Seu componente práticas de manejo, por meio dos submodelos inseridos no SWAT, simulam os efeitos dos sistemas de cultivo, plantio, colheita, pastoreio, irrigação e aplicação de fertilizantes e pesticidas sobre a gestão da água.

5.2.6.6 Propagação no canal principal

No modelo, a propagação no canal está dividida em duas componentes: a propagação da vazão líquida e a propagação da vazão sólida. No estudo foi considerada somente a segunda componente.

Na primeira componente, a propagação é realizada com um passo de tempo diário e não requer cálculos iterativos, fazendo com que o modelo seja eficiente para simular longos tempos (50-100 anos) sobre médias e grandes bacias (1.000 a 10.000 km²). Os dados requeridos pelo modelo incluem a declividade, comprimento da rampa, profundidade, declividade lateral e “n” do canal, e declividade e “n” do canal da margem de inundação (ARNOLD et al., 1998).

A propagação da vazão sólida depende de dois processos simultâneos, que são a deposição e degradação (BAGNOLD, 1977). Neitsch et al. (2002a) afirmaram que, Williams (1980) usou a definição de Bagnold (1977) da força do escoamento, para desenvolver um método para determinar a degradação como função da declividade do canal e da velocidade.

Baseado nesta idéia as equações formuladas no SWAT para a vazão sólida no canal partem da premissa de que a máxima quantidade de sedimentos que pode ser transportados a partir de um segmento do canal é uma função da velocidade da vazão de pico no canal (NEITSCH et al., 2002a).

A) Propagação da vazão sólida no canal

Conforme Neitsch et al. (2002a), a quantidade máxima de sedimento que pode ser transportada em um segmento é função da velocidade de pico do canal:

$$V_{ch,pk} = \frac{q_{ch,pk}}{A_{ch}} \quad (46)$$

Onde:

$q_{ch,pk}$ = vazão de pico (m³ s⁻¹);

A_{ch} = área da seção do canal (m²).

A quantidade máxima de sedimentos que pode ser transportada na seção é definida por:

$$\mathbf{conc}_{\text{sed,ch,mx}} = \mathbf{c}_{\text{sp}} * \mathbf{V}_{\text{ch,pk}}^{\text{spexp}} \quad (47)$$

Onde:

$\mathbf{conc}_{\text{sed,ch,mx}}$ = concentração máxima de sedimento que pode ser transportada pela água (t m^{-3});

$\mathbf{c}_{\text{sp}}$ = coeficiente definido pelo usuário;

$\mathbf{spexp}$ = expoente definido pelo usuário.

Se a concentração máxima de sedimento calculada pela equação (47) for menor que a concentração de sedimento no início do processo, então a deposição é o processo dominante e a deposição de sedimentos em toneladas, calculada por:

$$\mathbf{sed}_{\text{dep}} = (\mathbf{conc}_{\text{sed,ch,i}} - \mathbf{conc}_{\text{sed,ch,mx}}) * \mathbf{V}_{\text{ch}} \quad (48)$$

Onde:

$\mathbf{V}_{\text{ch}}$ = volume de água (m^3).

Se a concentração máxima de sedimento calculada pela equação (47) for maior que a concentração de sedimento no início do processo, então a degradação é o processo dominante e degradação do sedimento (*sediment reentrained*) em toneladas, calculada por:

$$\mathbf{sed}_{\text{deg}} = (\mathbf{conc}_{\text{sed,ch,i}} - \mathbf{conc}_{\text{sed,ch,mx}}) * \mathbf{V}_{\text{ch}} * \mathbf{K}_{\text{ch}} * \mathbf{C}_{\text{ch}} \quad (49)$$

Onde:

$\mathbf{V}_{\text{ch}}$ = volume de água (m^3);

$\mathbf{K}_{\text{ch}}$ = fator de erodibilidade do canal;

$\mathbf{C}_{\text{ch}}$ = fator de cobertura do canal.

Após calculado, o sedimento depositado e degradado é possível determinar o sedimento suspenso no final do processo:

$$\mathbf{sed}_{\text{ch}} = \mathbf{sed}_{\text{ch,i}} - \mathbf{sed}_{\text{dep}} + \mathbf{sed}_{\text{deg}} \quad (50)$$

Onde:

$\text{sed}_{\text{ch},i}$ = sedimento suspenso no início do processo.

O sedimento transportado para fora da seção é calculado por:

$$\text{sed}_{\text{out}} = \text{sed}_{\text{ch}} * \frac{V_{\text{out}}}{V_{\text{ch}}} \quad (51)$$

Onde:

V_{out} = volume de água saindo do segmento durante o passo de tempo;

V_{ch} = volume de água no segmento.

5.3 Métodos

5.3.1 Criação do banco de dados em Sistema de Informação Geográfica

O programa SPRING 5.1.6 foi o Sistema de Informação Geográfica (SIG) utilizado para geração, armazenamento e manuseio das informações, no qual os dados vetoriais e matriciais foram importados pelo SPRING 5.1.6 para criação do Banco de Dados.

O passo inicial foi a criação no SPRING 5.1.6 do Banco de Dados e definido seu Modelo de Dados. Uma vez criado o Banco de Dados foi preciso ativá-lo e a partir de então inseridos dados no mesmo. O Banco de Dados corresponde a criar um nome para especificar este banco e definir a área útil de trabalho (retângulo envolvente), o qual deve extrapolar um pouco, dos limites da bacia hidrográfica.

A seguir foi definido o Projeto, pelo menu principal [Arquivo] [Projeto], onde foi dado um nome para este Projeto e inseridas as coordenadas planas, sistema de projeção [UTM], Modelo da Terra [Córrego Alegre] e origem Longitude [W 51° 00' 00"] Zona [22 Sul]. Após serem definidos esses parâmetros foram efetuadas a entrada e manipulação de dados no SIG.

Em determinada fase do processo, alguns PIs (Planos de Informações) gerados no SPRING 5.1.6 foram exportados para o SWAT 2009 por meio de interface apropriada, que processou os dados inseridos no banco de dados do modelo hidrológico e utilizou-se do SIG

ArcView®, versão 9.3, compatível com esta interface, para gerar as informações processadas no modelo, na forma de mapas, gráficos e tabelas.

Utilizou-se de um módulo do SPRING 5.1.6, o Impima 5.1.6, que é um programa usado para converter as extensões dos arquivos usados no SPRING 5.1.6. No trabalho foi usado para converter a extensão *.tif* das imagens de satélite e cartas topográficas, em formato *.spr*, reconhecido pelo SPRING 5.1.6. No Impima 5.1.6 foi processado o recorte da área de interesse sobre as imagens e cartas topográficas, que foram salvas e na sequência importadas pelo SPRING 5.1.6.

As cartas topográficas já no formato *.spr*, resultado do processamento no Impima 5.1.6, foram importadas pelo SPRING 5.1.6 para dar início ao processo de georreferenciamento. Esta etapa foi executada no menu principal [Arquivo], [Registro], modo [Manual].

Neste processo, que é o estabelecimento da localização dos pontos de controle são inseridas as coordenadas geográficas, em UTM, e elaborado o georreferenciamento das cartas. A carta topográfica georreferenciada foi utilizada para a obtenção dos pontos de controle e demais georreferenciamentos dos dados vetoriais e matriciais.

Cada Plano de Informação (PI) criado no SPRING 5.1.6 está inserido dentro de uma categoria de dados, que pode ser classificada em: Imagem, MNT, Temático, Cadastral e Objeto. As categorias Temático e Cadastral permitem a subdivisão em classes temáticas.

Os dados vetoriais e matriciais, trabalhados externamente ou inseridos no banco de dados do SPRING 5.1.6, foram importados pelo menu principal [Arquivo] [Importar] [dados vetoriais ou dados matriciais], após sofrerem modificações em aplicativos específicos. O SPRING 5.1.6 importa os dados vetoriais no formato DXF-R12.

A geração do Modelo Numérico do Terreno (MNT) foi efetuada pelo cruzamento do Mapa Altimétrico (resultado das curvas de nível vetorizadas) com uma grade triangular TIN (*Triangulated Irregular Network*) gerado pelo SPRING 5.1.6, com posterior processo de refinamento para uma grade regular retangular.

O Mapa de solos foi obtido do levantamento de solos realizado por Zimback (1997), que foi inserido no SPRING 5.1.6 por meio do menu [dados vetoriais ou dados matriciais]. Na sequência, foi georreferenciado e retrabalhado no comando [edição vetorial] para

verificar se todos os polígonos representativos dos tipos de solos estavam fechados e assim poder efetuar a reclassificação das classes temáticas para cada tipo de solo.

O Mapa Uso do Solo foi gerado utilizando-se as imagens CBERS, sensor CCD. Foi criada uma imagem sintética de falsa cor para melhor visualizar as feições representativas. Sobre esta imagem foi criada uma classificação supervisionada “pixel a pixel” pelo método MAXVER (Máxima Verossimilhança).

As amostras de treinamento resultantes dessa classificação foram organizadas em nove usos diferentes para o solo: pastagem, café, cana, feijão, milho, reflorestamento, mata, urbano e água (represas). As áreas urbano e represas foram excluídas da classificação com a finalidade de aumentar o desempenho do classificador, por apresentarem respostas espectrais semelhantes às áreas agrícolas de interesse. As áreas urbano e represas foram vetorizadas em tela e inseridas posteriormente, no PI gerado da classificação supervisionada.

As imagens CBERS 2B HRC foram utilizadas neste processo no auxílio da identificação das feições no campo, em razão da sua melhor resolução (2,5 metros).

Os Planos de Informações (PIs) do MNT, Mapa de solos e Mapa de uso dos solos, gerados no SPRING 5.1.6 foram convertidos no formato SHAPE, extensão reconhecida pela interface que processa o software SWAT e, desta forma, serviram de Planos de Informações de base para o início da modelagem necessária no modelo hidrológico SWAT.

5.3.2 Dados tabulares

5.3.2.1 Vazão e sedimentos em suspensão

Os dados de vazão foram utilizados para calibrar o modelo para balanço de água e de escoamento.

Os dados de sedimentos em suspensão foram usados para calibrar o modelo e para a comparação, entre a produção de sedimentos simulada pelo SWAT e a observada dos resultados das análises efetuadas por Conte (1999).

O processo de calibração do modelo SWAT é dividido em quatro categorias: balanço de água e escoamento, sedimentos, nutrientes e pesticidas. Primeiro deve-se

iniciar o processo de calibração pelo escoamento, que é a parte básica do modelo. Depois de calibrado e validado deve-se iniciar a calibração dos sedimentos.

Conforme já mencionado, como o objetivo principal do trabalho é a produção de sedimentos, os parâmetros nutrientes e pesticidas não foram considerados.

5.3.2.2 Clima

Com relação aos parâmetros climatológicos os dados necessários para inserir no banco de dados do modelo SWAT são: temperatura mínima do ar, temperatura máxima do ar, precipitação, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa.

Estes dados foram coletados no período de 01 de janeiro de 1994 a 31 de dezembro de 1999, por equipamentos instalados na Faculdade de Ciências Agrônômicas / UNESP / *Campus* de Botucatu, cuja localização geográfica corresponde a 22°51' de latitude S e 48° 26' de longitude WGr. e altitude de 786 metros.

O modelo requer dados diários de radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa. A evapotranspiração potencial pode ser estimada no modelo, a critério do usuário, por três métodos a escolher: Hargreaves, Priestley-Taylor, e Penman-Monteith, onde o último método foi o escolhido, por ser o indicado pelo programa (*default*).

5.3.2.3 Solos

Os dados de solo foram obtidos de trabalho de levantamento semidetalhado dos solos da área, realizado por Zimback (1997).

Os parâmetros de entrada de dados são: número de camadas do solo, grupo hidrológico, profundidade das camadas, máxima profundidade da raiz no perfil do solo, densidade do solo, fração de porosidade, capacidade de água disponível, condutividade hidráulica saturada, fator erodibilidade do solo, porcentagem de partículas (areia, silte, argila e fragmentos de rochas), albedo e carbono orgânico.

Os parâmetros (a) erodibilidade do solo, (b) albedo e (c) grupo hidrológico foram obtidos. O parâmetro erodibilidade pode ser consultado em (BERTONI; LOMBARDI

NETO, 1990); albedo, em trabalho de (TUCCI, 1998); e, grupo hidrológico em (LOMBARDI NETO et al., 1989).

Os parâmetros (d) capacidade de água disponível e (e) carbono orgânico foram obtidos por meio de cálculos específicos.

5.3.2.4 Cobertura do solo e manejo

Os dados de entrada no modelo para estes componentes referem-se a dados de plantio, colheita, aplicação de irrigação, aplicações de nutrientes e pesticidas e aplicações de cultivo para cada ano do período da simulação.

Os dados a serem inseridos devem ser listados cronologicamente para cada ano de manejo, iniciando-se em janeiro. Outros dados complementares também são possíveis de serem inseridos no modelo.

De posse destes dados, o SWAT, em conjunto com os dados de clima e solo, simula automaticamente a proteção oferecida ao solo pelas partes aéreas das plantas (cobertura vegetal) ao longo do ano e também, os resíduos das culturas após a colheita.

5.3.2.5 Barragens e áreas inundáveis

O SWAT requer informações a respeito de áreas de ocorrências de barragens ou áreas inundáveis em cada sub-bacia, ou seja, em cada HRU – (*Hidrologic Response Unit* - Unidade de Resposta Hidrológica) definida na área.

As informações específicas para a entrada de dados neste componente são: área superficial da ocorrência, fração da bacia que contribui para as áreas inundáveis ou barragens, o escoamento necessário para o enchimento até o vertedor principal ou emergencial, área superficial até o vertedor emergencial e volume inicial do reservatório e das áreas inundáveis.

5.3.3 Dados de entrada no SWAT

O SWAT por ser um modelo físico, requer que no seu banco de dados seja inserida uma grande quantidade de informações definidas na área a respeito das características físicas da bacia hidrográfica, para desta forma, processar as equações físicas que simularão o fluxo da água no ciclo hidrológico.

Os dados de entrada necessários para serem inseridos no modelo são as informações dos seguintes Planos de Informações (PIs): Modelo Numérico do Terreno (MNT), Mapa de Uso do Solo e Mapa de Solos; e informações dos dados alfanuméricos e que são inseridos no modelo por uma interface entre o SWAT e o SIG ArcView®. A interface automaticamente subdivide a bacia em sub-bacias a partir do MNT, extraíndo os dados de entrada a partir dos (PIs) e do banco de dados relacionados para cada sub-bacia (DI LUZIO et al., 2002).

Essa interface permite a entrada de dados tabulares das propriedades de solo, uso e manejo do solo e clima. Observa-se que existe uma troca de informações desses dados tabulares, com os mapas de entrada e a localização do posto meteorológico informada.

Os dados simulados no SWAT são extraídos da interface, que utiliza os recursos do ArcView® para processar na forma de mapas, gráficos e tabelas as informações geradas.

Os Planos de Informações (PIs) usados como entrada de dados (MNT, Mapa de Uso do Solo e Mapa de Solos) foram gerados no SIG-SPRING 5.16.

5.3.4 Calibração do modelo

Segundo Arnold et al. (2000), de posse dos dados observados, para se processar a calibração do modelo é necessário separar a série temporal de dados observados em dois períodos, um para a calibração e outro para a verificação (validação).

Ainda segundo os autores, no período de calibração, os parâmetros de entrada do modelo são variados até que se obtenha um ajuste aceitável. Para o período de validação do modelo, os ajustes obtidos no período de calibração são utilizados para executar o modelo, desta forma, pode-se verificar se os parâmetros ajustados são capazes de reproduzir a série de dados não utilizada em sua calibração.

O processo de calibração do SWAT é dividido em quatro categorias: escoamento superficial e de base, sedimentos, nutrientes e pesticidas.

A calibração do modelo foi iniciada pelo escoamento e apenas depois de calibrado e validado o escoamento é que foi iniciada a calibração dos sedimentos. Somente foram calibrados o escoamento e sedimentos, porque são as variáveis que se correlacionam com o objetivo do trabalho.

A fase de validação do modelo não foi executada, devido ser insuficiente a disponibilidade da série de dados observados.

Para a redução do volume de escoamento total foram testadas as variáveis: CN2, CANMX, ESCO, SLOPE, SLSUBBSN, SOL_AWC, SOL_K.

Para aumentar o armazenamento de água no solo foram testadas as variáveis: CN2, ALPHA_BF, GW_REVAP, REVAPMN, SLOPE, SLSUBBSN, SOL_K.

Abaixo segue a definição para cada um dos parâmetros testados:

- CN2 = refere-se à curva número inicial para a condição II de umidade;
- CANMX = armazenamento máximo do dossel (mm);
- ESCO = fator de compensação de evaporação do solo;
- SLOPE = declividade média adotada para todas as HRUs em uma sub-bacia;
- SLSUBBSN = comprimento de rampa médio, em metros, para a sub-bacia;
- SOL_AWC = capacidade de água disponível na camada de solo (mm);
- SOL_K = condutividade hidráulica saturada (mm h^{-1});
- ALPHA_BF, = constante de recessão do fluxo de retorno e está correlacionada com as águas subterrâneas;
- GW_REVAP = coeficiente que controla a taxa de transferência de água do aquífero raso para a zona de raízes;
- REVAPMN = profundidade limite de água no aquífero raso para ocorrer revap (mm).

Para o aumento da produção de sedimentos na fase do ciclo hidrológico de escoamento superficial foram testadas as variáveis: USLE_P, USLE_C.

Para ao aumento da degradação e deposição da calibragem do canal foram testadas as variáveis: SPCON, SPEXP, CH_EROD e CH_COV.

Abaixo segue a definição para cada um dos parâmetros testados:

USLE_P = fator P de práticas de suporte da USLE;

USLE_C = valor mínimo do fator C de cobertura vegetal da USLE;

SPCON = parâmetro linear para o cálculo da quantidade máxima de sedimentos que pode estar reentrando durante o aporte de sedimentos no canal;

SPEXP = parâmetro exponencial para o cálculo de reentrada de sedimentos no aporte no canal;

CH_EROD = fator erodibilidade do canal;

CH_COV = fator de cobertura vegetal do canal.

5.3.5 Análises estatísticas

Para avaliar o desempenho do modelo, os dados de vazão simulados pelo SWAT foram comparados estatisticamente com os dados de vazão coletados por Conte (1999), na área de captação da SABESP, no período de 01 de setembro de 1996 a 30 de novembro de 1997, na Bacia do Rio Pardo.

Para obter um resultado mais adequado da simulação do modelo foi empregado o critério estatístico utilizado por Machado (2002), pois, “o desempenho de modelos é usualmente avaliado por meio do uso de medidas estatísticas. Um dos mais importantes critérios estatísticos para avaliar o ajuste de modelos H/QA é o Coeficiente Eficiência de Nash e Sutcliffe, COE “ (ASCE, 1993 citado por MACHADO, 2002).

De acordo com Machado (2002),

$$\text{COE} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (E_m - E_s)^2}{\sum_{i=1}^n (E_m - \bar{E})^2} \quad (52)$$

Onde:

E_m = evento observado;

E_s = evento simulado pelo modelo;

$\bar{E}$ = média do evento observado no período de simulação;

n = número de eventos.

O coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE) pode variar a partir de negativo infinito a 1, sendo 1 indicativo de um perfeito ajuste.

Outro bom critério de ajuste é o desvio do evento analisado, o qual é a medida da habilidade do modelo para simular valores observados. Com este método, quanto menor o valor de D_v , melhor é o ajuste, com 0,0% representando uma simulação perfeita do evento observado.

$$D_v[\%] = \frac{E - E^*}{E} * 100 \quad (53)$$

Onde:

$D_v[\%]$ = desvio do evento analisado;

E = evento observado no período analisado;

E^* = evento simulado no período.

O cálculo do $D_v[\%]$ é importante por considerar o erro potencial nos dados observados.

5.3.6 Simulação de cenários

Visando avaliar a sensibilidade do modelo na quantificação da distribuição espacial da produção de sedimentos na Bacia do Rio Pardo, sob diferentes condições de uso e ocupação do solo, foi definido um novo cenário de uso e ocupação para a bacia.

A vantagem da utilização de cenários é a possibilidade de alterar a configuração dos parâmetros de entrada do modelo e visualizar as consequências geradas.

Diante do cenário proposto, a simulação avaliou a melhor resposta para um planejamento ambiental, que resultasse em um efeito positivo quanto ao aspecto do uso e manejo do solo, visando minimizar os efeitos da produção de sedimentos.

Machado (2002) ressaltou que o objetivo da simulação de cenários não é caracterizar a eficiência das alternativas de manejo ou uso da terra, mas de exemplificar a aplicação das vantagens da utilização de modelos matemáticos e sistemas de informações geográficas.

O cenário simulado foi o Cenário Código Florestal, ou seja, elaborou-se um cenário que atendesse as exigências da lei, tendo como ponto de partida o Mapa de Uso do Solo Original.

Para isto, baseou-se no Código Florestal, Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, modificada pela Lei nº 7.803 de 18 de julho de 1989, no seu Artigo 2º, que de acordo com Brasil (1965), que consideram como Preservação Permanente as florestas e demais formas de vegetação natural situadas: (a) ao longo de rios ou qualquer curso d'água com largura de 30 metros para os cursos d'água de menos de 10 metros de largura; (b) ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios d'água naturais ou artificiais; (c) nas nascentes, ainda que intermitentes e nos “olhos d'água”, em um raio de 50 metros; e, (e) nas encostas ou partes destas, com declividade superior a 45°, equivalente a 100% na linha de maior declive.

Então, no Cenário Código Florestal foram representadas as áreas de APPs nas zonas ripárias e, nas áreas com declividade acima de 45°, seu uso passou a ser representado por áreas com ocorrência de vegetação nativa.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Modelo Numérico do Terreno (MNT)

O Modelo Numérico do Terreno processado pela interface apresenta valores de altitudes que variam de 828 m, na área de captação de água pela SABESP, no município de Botucatu/SP, até 1003 m, que corresponde ao topo da Cuesta localizado no município de Pardinho/SP, com uma média de altitude predominante ao longo da bacia igual a 901 m.

Esses valores processados pelo SWAT apresentaram uma pequena diferença em relação aos valores catalogados pelo IBGE (1969) e IBGE (1982) que definem altitudes variando entre 840 a 1007 metros.

A resolução do MNT foi de 10 metros, resolução esta que tem boa resposta para as representações das feições geomorfológicas da área, pois, sabe-se que quanto maior a resolução mais detalhada é informação processada.

Machado (2002) comentou que a literatura recomenda uma resolução de MNT entre 10 e 30 metros para os estudos realizados em pequenas bacias e que um MNT muito

detalhado, quando aplicado aos estudos hidrológicos, pode gerar canais paralelos na rede de drenagem que não correspondem à realidade.

O MNT gerado no SPRING 5.1.6 e importado pela interface ArcSWAT 2009 é apresentado na Figura 2.

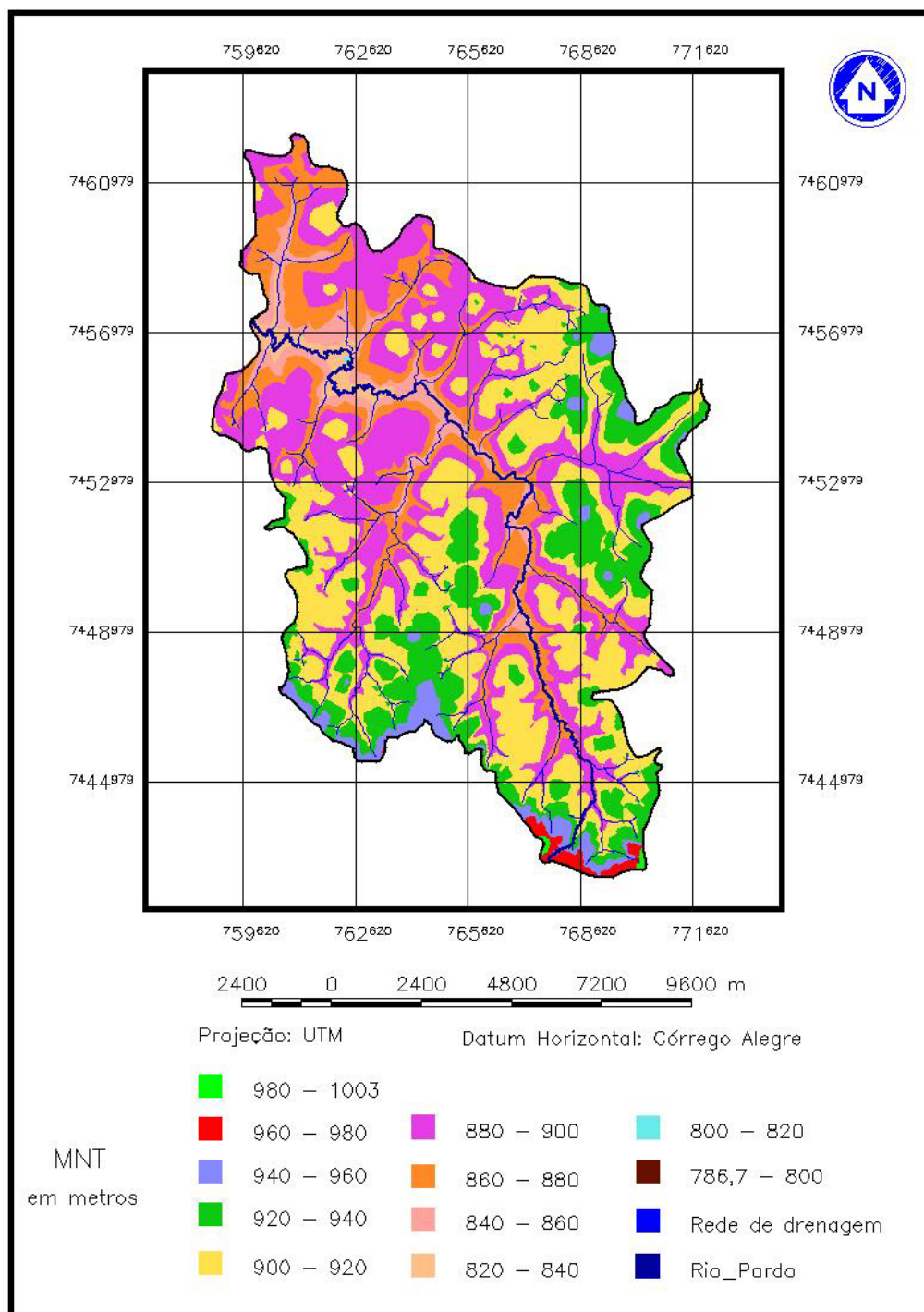


Figura 2. Modelo Numérico do Terreno da Bacia do Rio Pardo.

6.2 Mapa de Uso do solo

A Figura 3 apresenta o Mapa de Uso do Solo de 2008 gerado no SPRING.

5.1.6.

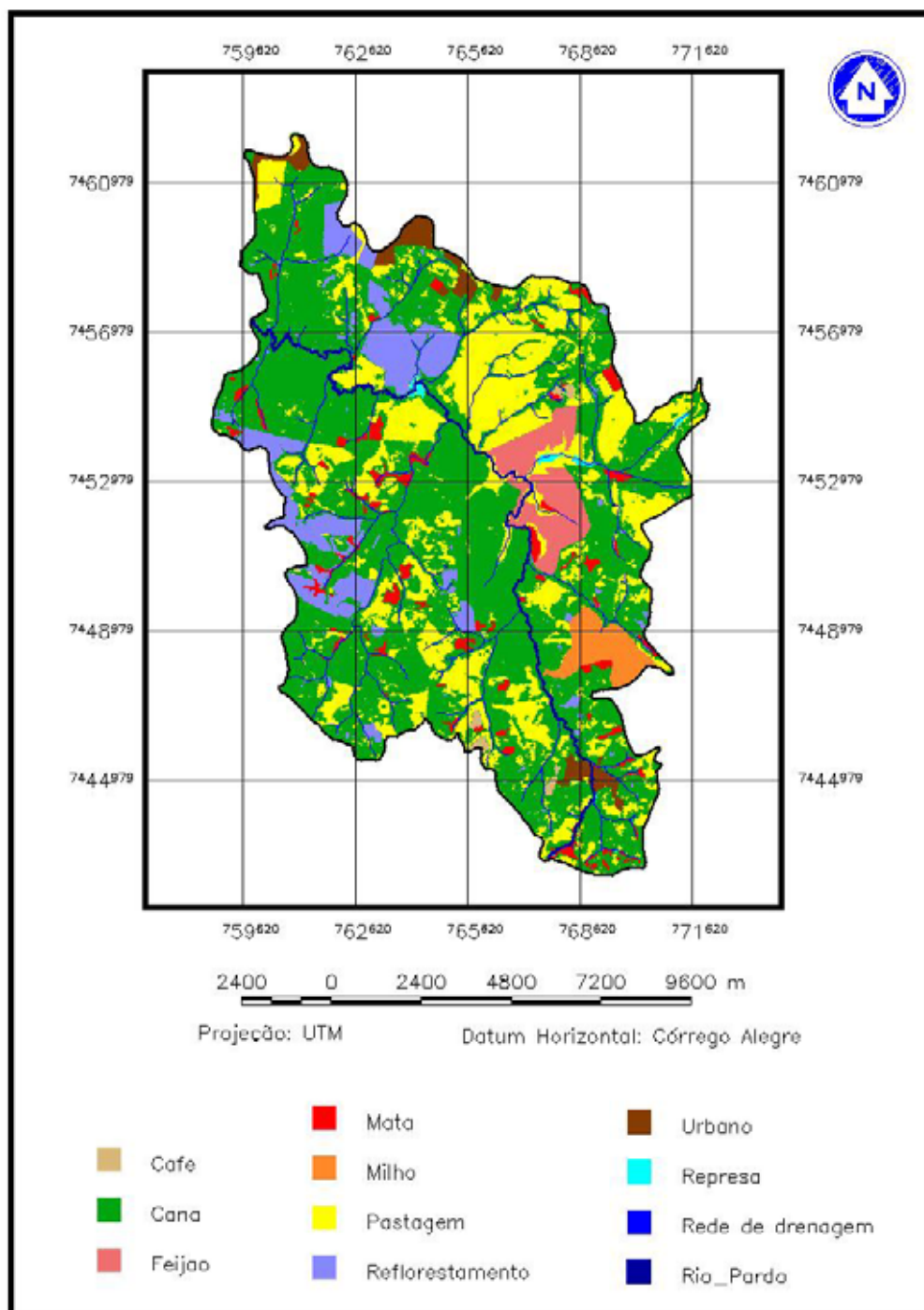


Figura 3. Mapa de Uso do Solo apresentando a disposição dos diferentes usos do solo na Bacia do Rio Pardo em 2008.

Neste mapa foram classificados nove diferentes tipos de uso do solo, sendo que os tipos de uso do solo diagnosticados na interpretação foram: pastagem, cana-de-açúcar, reflorestamento, milho, feijão, café, mata, água (represas) e urbano. Verifica-se na Tabela 1 as porcentagens de área ocupada para cada uso do solo, gerado pelo SWAT.

Tabela 1. Classificação do Uso do Solo e reclassificação para definição das HRUs nas áreas de ocorrência de Uso do Solo acima de 8%, geradas no SWAT, na Bacia do Rio Pardo

Usos do Solo	Classificação do Uso do Solo		Reclassificação do Uso do Solo = 8%	
	Solo			
	Área (ha)	(%) de área na Bacia	Área (ha)	(%) de área na Bacia
Cana-de-açúcar	8.635,2558	58,47	9.114,9260	61,71
Pastagem	3.433,7123	23,25	3.582,1239	24,25
Reflorestamento	1.103,6907	7,47	1042,5108	7,06
Feijão	505,4703	3,42	468,6710	3,17
Mata	450,9703	3,05	47,4073	0,33
Milho	277,5002	1,88	267,3218	1,81
Urbano	264,8703	1,79	246,9491	1,67
Café	49,4700	0,34	0,00	0,00
Água	48,9700	0,33	0,00	0,00
Total	14.769,9099	100,00	14.769,9099	100,00

Da classificação gerada pelo SWAT verificou-se que predominam áreas com plantações de cana-de-açúcar, com 58,47%, seguidas por áreas com pastagem (23,25%) e reflorestamento (7,47%). As demais culturas apresentam áreas de ocorrência inferiores a 5,00%, ao longo da Bacia do Rio Pardo.

A classificação urbano representa a cidade de Pardinho/SP, o aeroporto de Botucatu e pequenas áreas de loteamentos próximos.

A classificação água representa as áreas de ocorrência de lagoas, lagunas e represas (Cascata Véu da Noiva e Mandacaru) na área. Essas áreas foram desconsideradas na fase de alimentação do Banco de Dados do SWAT, desta forma, não foram computadas na simulação da produção de sedimentos pelo SWAT, devido a indisponibilidades das informações.

6.3 Mapa de solos

O Mapa de Solos gerado pelo SPRING 5.16 e importado como banco de dados de entrada pela interface ArcSWAT 2009 apresenta cinco tipos diferentes de ocorrência de solos na Bacia do Rio Pardo (Figura 4) e as porcentagens de distribuição para cada uma é demonstrada pela Tabela 2.

Observou-se que há maior ocorrência na área do Latossolo Vermelho Distrófico (50,25%) seguido pelo Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (34,74%). O Latossolo Vermelho Distroférico é o que tem menor ocorrência (1,11%).

Estes solos predominantes estão sendo cultivados com cana-de-açúcar e pastagem e ocupam em sua maioria as partes mais elevadas da bacia. Isto favorece o desprendimento das partículas de solo contribuindo para um maior aumento na produção de sedimentos.

O Mapa de Solos de entrada resultou, após processamento pelo SWAT, em um novo mapa de solos visualmente semelhante ao primeiro, porém, com uma pequena diferença quanto à classificação entre as porcentagens referentes a cada tipo de solo (Tabela 2).

Observou-se que pela nova classificação houve um pequeno acréscimo para todos os tipos de solo, com exceção para o Gleissolo Háptico Distrófico que passou a ser representado na área com apenas 5,38% de ocorrência.

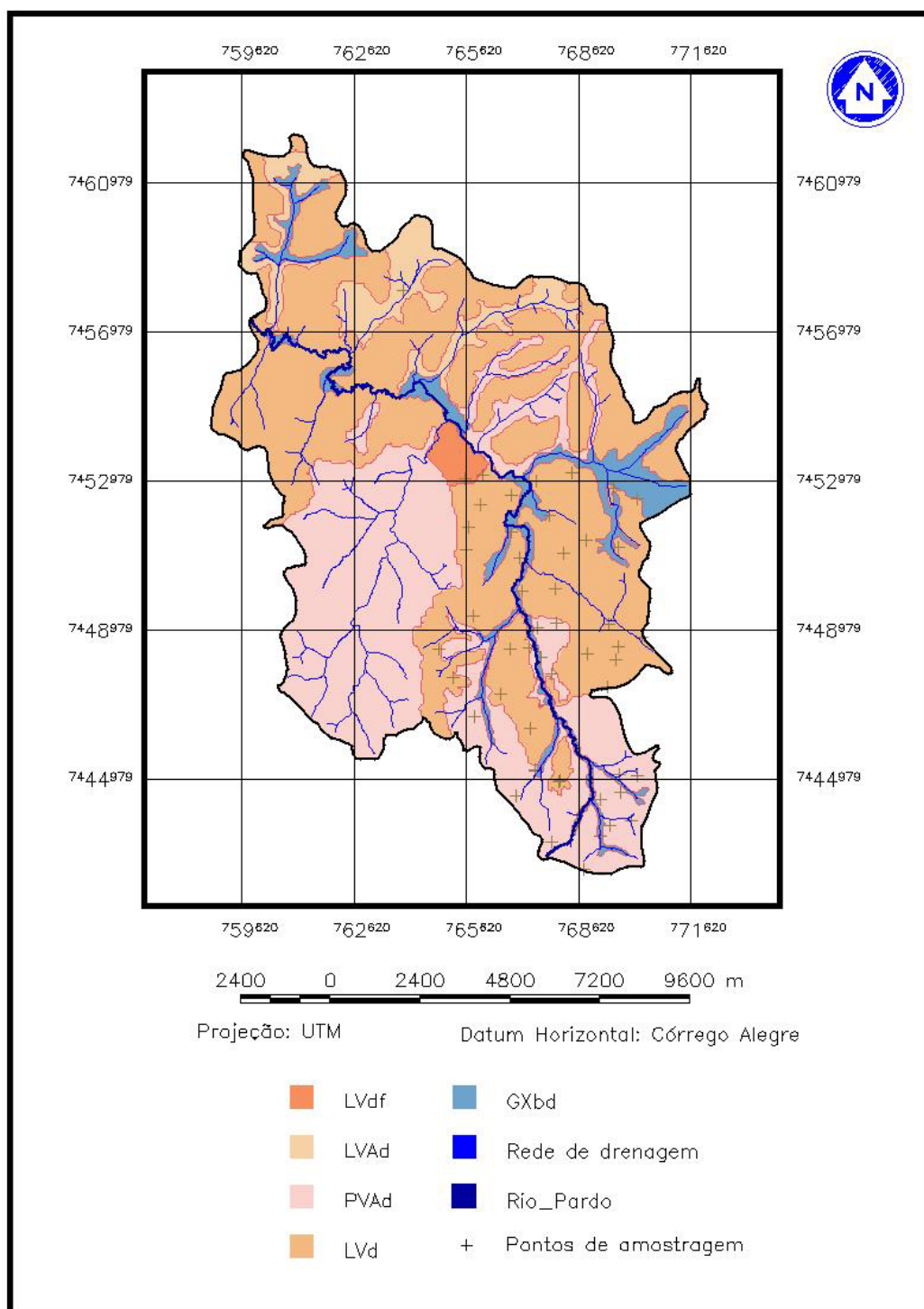


Figura 4. Mapa de Solos gerado pelo SPRING 5.1.6 com a localização das amostras de solo coletadas.

Na Figura 4 é possível verificar a localização dos 52 pontos de coleta das amostras de solo realizadas por Zimback (1997).

Tabela 2. Classificação dos Tipos do Solo e reclassificação para definição das HRUs nas áreas de ocorrência de Tipos do Solo acima de 10%, geradas no SWAT, na Bacia do Rio Pardo

Tipos de Solo	Classificação dos Tipos de Solo		Reclassificação dos Tipos de Solo = 10%	
	Área (ha)	(%) área na Bacia	Área (ha)	(%) área na Bacia
LVd	7.421,5150	50,25	7.546,7496	51,10
PVAd	5.130,9035	34,74	5.263,2020	35,63
GXbd	1.083,0207	7,32	795,4662	5,38
LVAd	971,2607	6,58	989,0093	6,70
LVdf	163,2101	1,11	175,4829	1,19
Total	14.769,9100	100,00	14.769,9100	100,00

6.4 Operando o modelo

6.4.1 Delimitando a bacia hidrográfica

Esta etapa compreendeu o início da construção da modelagem para a Bacia do Rio Pardo, onde em determinada fase de processamento o programa precisa ser informado, qual é o valor da área limite de captação da água (*threshold*), que irá contribuir para a formação de um canal hidrográfico, que deve ser inserido para alimentar o programa na continuidade do processamento dos dados. O modelo sugeriu para esta etapa um valor igual a 325,916 ha.

A medida que este valor de *threshold* é reduzido, a rede hidrográfica se torna mais detalhada e, conseqüentemente, o número de sub-bacias definidas para a área aumenta.

O valor sugerido foi testado, resultando em um número total de 35 sub-bacias, mas a rede hidrográfica não foi bem representada pela modelagem. Então, com valor de 200 ha para *threshold* resultou em um número de 43 sub-bacias e a definição da rede hidrográfica foi bem representativa.

Foi também processada a delimitação automática da bacia hidrográfica e a criação das várias sub-bacias baseadas nas informações do MNT de entrada.

Como resultado foi gerado um relatório, no qual foi informado que a bacia compreende uma área de 14.769,91 ha (147,70 km²), com 43 sub-bacias definidas e 328 HRUs.

Esta área processada pelo SWAT difere em 1,06 km² a menos, em relação à mesma área calculada por Conte e Leopoldo (2001), cujo valor foi de 148,76 km².

6.4.2 Definindo as Unidades de Respostas Hidrológicas - HRUs

Nesta etapa, os mapas de entrada do Uso do Solo e dos Tipos de Solo, gerados no SPRING 5.1.6 foram programados no SWAT. Este procedimento resultou no reconhecimento pelo programa do que foi anteriormente classificado nestes mapas.

As HRUs (*Hydrologic Response Units* - Unidades de Respostas Hidrológicas) correspondem às áreas de ocorrência de uma única combinação entre o uso do solo, tipo de solo e declive, que são definidas para cada sub-bacia.

Uma sub-bacia pode ter várias HRUs e isto vai depender das várias combinações que podem ser realizadas.

Para o parâmetro Uso do Solo foi arbitrado um valor de área limite de ocorrência de 8%, o que significa que o programa considerou somente a ocorrência na área, de uso de solo que tenha área igual ou superior a este valor estipulado.

A escolha deste valor igual a 8% foi devido a pequena ocorrência dos corpos d'água e das regiões de café na área, cuja exclusão não afetaria os resultados para os cálculos de sedimentos e ao contrário, diminuiria o número de HRUs que seriam criadas favorecendo na agilidade do processamento das informações.

Após a reclassificação para área limite igual a 8% em conjunto com a escolha dos códigos do SWAT para os usos de solo foi gerado um relatório, discriminando as novas áreas de ocorrência de usos do solo na bacia, agora com sete classificações, sendo água e café excluídos da classificação inicial.

A Tabela 1 demonstra a quantificação das áreas e de porcentagens de áreas ocupadas para cada uso do solo gerado após nova classificação pelo SWAT

Verifica-se que houve acréscimo nos valores das áreas predominantes e que desta nova reclassificação, os usos do solo para as culturas de café e ocorrência de áreas com águas foram eliminadas quando se adotou um corte de área limite para uso do solo igual a 8%.

Com relação ao parâmetro Tipos de Solo foi criado um banco de dados personalizado dos solos que ocorrem na área, com as informações necessárias, já mencionadas, para alimentar o programa sobre as características de cada um dos cinco tipos de solos.

Para os parâmetros de Tipos de Solo foi utilizada uma área limite de ocorrência de 10%, cujo significado é que o programa considerou somente a ocorrência na área, de tipos de solo que tenha área igual ou superior a este valor estipulado.

A escolha deste valor foi consequência da pouca variação dos tipos de solos na área, e que o Latossolo Vermelho Distroférrico – LVdf, de menor ocorrência, não fosse excluído desta nova classificação.

As porcentagens de ocorrência dos Tipos de Solos geradas pelo SWAT estão expostas na Tabela 2.

Durante a execução desta fase também foi determinado uma área limite para o parâmetro Declive (SLOPE) na bacia. Foi atribuído o valor de 20% de ocorrência, que significa que o programa considerou somente a ocorrência na área, de declives do terreno que tenha área igual ou superior a este valor estipulado.

A escolha deste valor deu-se pela pouca variabilidade do declive ao longo da bacia.

As porcentagens de ocorrência das classes de declive que foram geradas pelo SWAT e depois foram submetidas a esta reclassificação podem ser visualizadas na Tabela 3.

Conforme se pode observar há um predomínio na área com declives que variam de 3 a 12% , com 52,41% de ocorrência e que as áreas mais declivosas, declives maiores que 40%, têm pouca ocorrência e são encontradas na parte Sul da Bacia, no topo da Cuesta, e em pequenos morrotes ao longo da parte central da bacia.

Com a nova classificação, as classes de declive representadas pelo intervalo de 3 a 12% mostraram-se com maior representação e as classes de 12 a 20% e 20 a 40% foram reduzidas. As classes com declives acima de 40% foram eliminadas.

Tabela 3. Classificação do Declive e reclassificação para definição das HRUs nas áreas de ocorrência de Classes de Declive acima de 20%, geradas no SWAT, na Bacia do Rio Pardo

Classes de Declive (%)	Classificação do Declive		Reclassificação do Declive = 20%	
	Área (ha)	(%) área na Bacia	Área (ha)	(%) área na Bacia
0 – 3	4.392,8130	29,74	4.447,1134	30,11
3 – 12	7.741,4852	52,41	9.340,9478	63,24
12 – 20	2.032,4114	13,76	966,1141	6,54
20 – 40	593,1604	4,02	15,7348	0,11
> 40	10,0400	0,07	0,00	0,00
Total	14.769,9100	100,00	14.769,9100	100,00

6.5 Parâmetros da bacia hidrográfica

Dos 13 parâmetros disponíveis como acesso ao Banco de Dados de entrada das sub-bacias, que podem ser modificados, foram manuseados os parâmetros relacionados aos solos da área, da estação climática da área, das HRUs e do manejo do solo.

Dos arquivos relacionados às HRUs, os parâmetros modificados foram o Coeficiente de Rugosidade Manning (OV_N), que interfere na rugosidade do terreno, e do Armazenamento Máximo do Dossel (CANMX), que se relaciona aos fenômenos de interceptação dos tipos de cobertura.

A escolha desses parâmetros deu-se em função das relações diretas que eles têm sobre os processos de escoamento superficial, infiltração e evapotranspiração, todos estes relacionados à produção de sedimentos.

Os valores de OV_N foram obtidos em Neitsch et al. (2009) e os valores de CANMX seguem recomendações dos estudos de Crawford e Linsley (1966) e de Alves et al. (2001).

Na Tabela 4 observa-se os valores do Coeficiente de Rugosidade Manning (OV_N) e do Armazenamento Máximo do Dossel (CANMX) utilizados na definição do Banco de Dados da área.

Tabela 4. Coeficiente de Rugosidade Manning (OV_N) e do Armazenamento Máximo do Dossel (CANMX) utilizados na Bacia do Rio Pardo

Usos do Solo	OV_N		CANMX	
	Banco Dados	Modificado	Banco Dados	Modificado
Cana-de-açúcar	0,14	0,30	0	2,0
Reflorestamento	0,14	0,35	0	3,5
Feijão	0,14	0,22	0	2,0
Milho	0,10	0,22	0	2,0
Pastagem	0,15	0,24	0	2,5
Mata	0,10	0,40	0	5,0

Com relação aos arquivos referentes ao manejo do solo foram modificados os parâmetros relacionados ao Índice de Área Foliar Inicial (LAI_INIT) e obtidos dos resultados dos trabalhos de Xavier e Vettorazzi (2005).

A Tabela 5 relaciona os Índices de Área Foliar (LAI_INIT) usados na definição do Banco de Dados da área.

Tabela 5. Índices de Área Foliar (LAI_INIT) utilizados na Bacia do Rio Pardo

Usos do Solo	LAI_INIT	
	Banco Dados	Modificado
Mata	0	4,5
Pastagem	0	2,5
Reflorestamento	0	2,5

6.6 Calibração do modelo

Após conclusão da etapa de alimentação do Banco de Dados da interface ArcSWAT 2009 foi executada a simulação [SWAT Simulation]. Foi gerado um relatório discriminando as várias variáveis que participam do processamento interno do programa, dentre elas a vazão e os sedimentos produzidos, as quais são o foco para o cálculo da produção de sedimentos de cada sub-bacia.

Os dados gerados deste relatório podem ser expressos de acordo com a necessidade da análise a ser feita, podendo ser apresentada na forma de dados diários, mensais ou anuais.

De posse deste relatório preliminar dos resultados gerados para os valores de vazão mensal sem calibração, foi executada a análise estatística proposta, que é o cálculo do Coeficiente Eficiência de Nash e Sutcliffe (COE) e do Desvio (Dv) dos dados produzidos.

Para isto foi comparado os dados mensais de valores de vazões obtidas das análises efetuadas por Conte (1999), no período de 01/set/1996 a 30/nov/1997 com os dados simulados mensais pelo ArcSWAT 2009, para o mesmo período, e o resultado deste confronto pode ser analisado pela Figura 5.

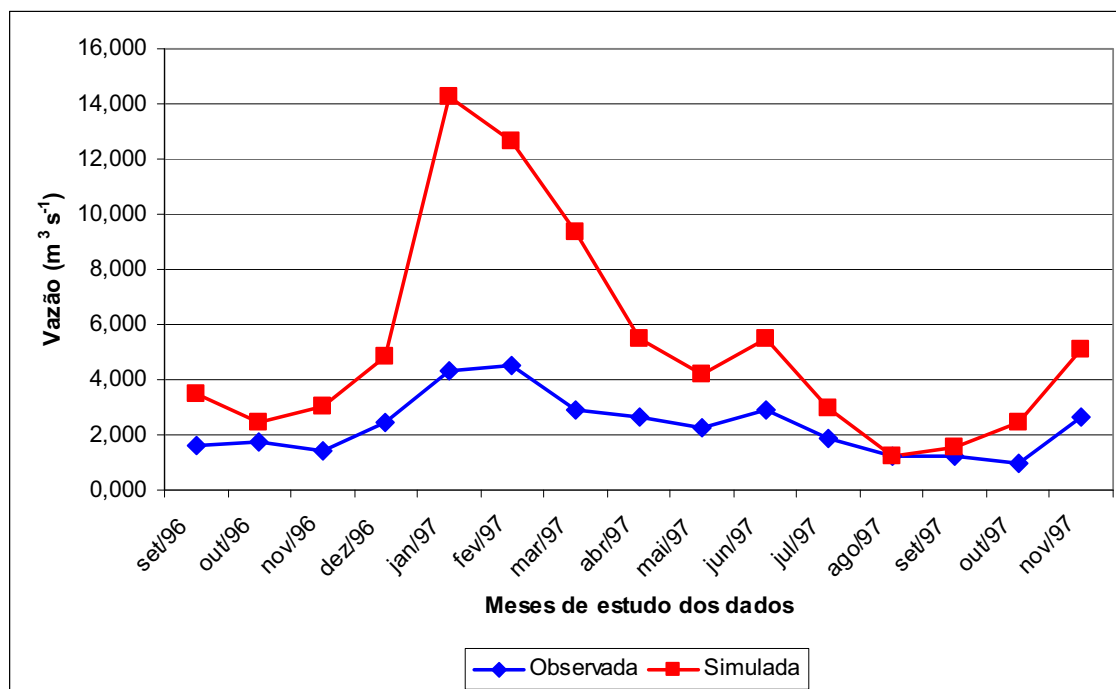


Figura 5. Comparação entre as hidrógrafas mensais, observada e simulada, resultantes da modelagem sem calibração na Bacia do Rio Pardo.

A etapa de validação dos dados gerados, após a calibração não foi executada, devido à pequena disponibilidade dos dados da série de medições de vazões para a Bacia do Rio Pardo.

Nesta primeira fase, o resultado do COE para a simulação mensal sem calibração foi igual a -14,45 e Dv igual a -125,74%, conotando para o COE em uma resposta não aceitável da estimativa de simulação do modelo em relação aos dados observados, e o mesmo para o Dv que analisa o erro potencial dos dados observados.

Em uma primeira análise sobre esta simulação sem calibração, pode-se afirmar que o modelo está superestimando o escoamento, e isto, pode ter relação com o fato de que o modelo, ou está subestimando os efeitos de evapotranspiração e armazenamento de água disponível no solo, ou que, não está simulando as águas que irão abastecer o aquífero profundo, a qual é considerada perdida e não tem mais participação para o sistema.

Das conclusões obtidas após a interpretação desta análise preliminar efetuou-se o procedimento para diminuição da produção de escoamento na bacia, mediante manipulação de determinadas variáveis, que se correlacionam com o resultado da análise interpretada.

Para a realização desta etapa utilizou-se da ferramenta Análise de Sensitividade [Sensitivity Analysis], no menu do ArcSWAT 2009, para determinar quais variáveis estavam correlacionadas com o fluxo de escoamento e descobrir qual era o valor de default do programa para cada uma das variáveis.

Como opções para o ajuste da calibração existem 26 variáveis, que se relacionam com os parâmetros de fluxo do escoamento e que podem ser manipuladas para calibrar o modelo, dentre 39 variáveis que podem sofrer interferência pelo processo de calibração manual.

Para a redução do volume de escoamento total, das 26 variáveis disponíveis relacionadas com os parâmetros de fluxo, 10 variáveis foram testadas e 4 delas foram escolhidas, CN2, ALPHA_BF, SLSUBBSN e SLOPE, para interferir na demanda de escoamento, as quais responderam de forma satisfatória para a calibração do modelo.

De acordo com Arnold et al. (2000), conforme se manipula determinada variável, o modelo responde de forma diferente para determinado parâmetro e não é possível estudar a incerteza de todos os parâmetros que podem ser combinados.

Das variáveis testadas, CN2 refere-se à curva número inicial para a condição II de umidade. As CN2 típicas para a condição II de umidade são descritas em função da

cobertura do solo e tipo de solo e seus valores estão representados no manual de entrada de dados do SWAT. A CN2 é uma variável que está correlacionada com a precipitação e que tem interferência na produção de escoamento. Segundo Peterson e Hamlett (1998), a CN2 é o parâmetro mais sensível em um modelo, pois ela está correlacionada com o tipo de solo e vegetação que ocorrem sobre determinada área.

A outra variável ALPHA_BF refere-se a constante de recessão do fluxo de retorno e está correlacionada com as águas subterrâneas. Do resultado preliminar da análise foi diagnosticado que esta variável precisa ser diminuída, para diminuir o fluxo de base e consequentemente a produção de água.

A variável SLSUBSN é definida como o comprimento de rampa médio, em metros, para a sub-bacia. A interface atribui o mesmo valor desta variável para todas HRUs dentro da sub-bacia.

E a variável SLOPE é a declividade média adotada para todas as HRUs em uma sub-bacia.

A calibração para o modelo foi realizada por meio da Calibração Manual [SWAT Simulation], onde se tem acesso as 26 variáveis relacionadas aos parâmetros de fluxo.

A CN2 foi aumentada em 10% o que gerou diminuição do escoamento. ALPHA_BF foi diminuído e SLSUBSN foi aumentado para diminuir o fluxo de base e, consequentemente, a produção de água. SLOPE foi aumentado para aumentar a produção de sedimentos o que gerou aumento no escoamento, conforme demonstrado na Tabela 6.

Tabela 6. Relação das variáveis antes e após a calibração na Bacia do Rio Pardo

Parâmetros	CN2	ALPHA_BF	SLSUBSN	SLOPE
Sem Calibração	25,0 a 87,0	0,048	24,39 a 121,95	0,01 a 0,27
Calibrado	-27,5 a -95,7	0,0003	60,98 a 304,88	0,11 a 2,72

A variável ALPHA-BF foi a que obteve melhor resposta para a calibração e, segundo Spruill et al. (2000), o fator alfa é o mais sensível para a calibragem das águas subterrâneas.

A calibragem é um processo complexo, pois à medida que alguma variável sofre interferência, o comportamento da modelagem responde de uma forma diferente, pois, o modelo está simulando o ciclo hidrológico que está ocorrendo na fase de superfície

(escoamento superficial) e na fase de subsuperfície (infiltração), onde a água nesta etapa pode ficar disponível para as plantas, pode atingir o aquífero raso e retornar para o ciclo, ou pode atingir o aquífero profundo, que neste caso é considerada perdida para o sistema.

Após a simulação inicial mensal sem calibração ser submetida a este processo de refinamento das variáveis, o resultado do COE melhorou muito. O COE passou a ter valor igual a 0,70 e Dv igual a 8,32%. De acordo com Krysanova et al. (1998), um COE que varia de 0,70 a 0,80, geralmente indica um bom ajuste.

Este resultado de COE indica que o modelo é melhor preditor do que a média dos dados medidos. Já um Dv acima de 5% indica uma maior dispersão da simulação em relação aos dados observados.

A Tabela 7 apresenta os valores de COE e Dv dos valores observados e simulados antes e após a calibração dos dados de vazão.

Tabela 7. Valores do COE e Dv antes e após a calibração, para vazão, na Bacia do Rio Pardo

Variável	Sem Calibração	Calibrado
COE	- 14,45	0,70
Dv (%)	- 125,74	8,32

Com relação à calibração da produção de sedimentos foi gerado um relatório de dados diários e analisado os dados relacionados à concentração de sedimentos em suspensão (mg L^{-1}), pois conforme já mencionado, os resultados observados de concentração de sedimentos em suspensão por Conte (1999) estavam expressos em coletas quinzenais. Esses valores foram utilizados como dados observados para a calibração da fase de produção de sedimentos.

O intervalo para esta série de dados observados compreende os períodos de 21/ago/1996 a 26/dez/1997 e 08/jan/1997 a 03/set/1997, espaçados de 14 em 14 dias de coleta, os quais foram comparados com os dados simulados diários pelo ArcSWAT 2009, para o mesmo período.

O resultado obtido para concentração de sedimentos sem calibração, na fase de escoamento para dados diários foi um valor de COE igual a 0,31 e Dv igual a - 53,83%, conforme Figura 6.

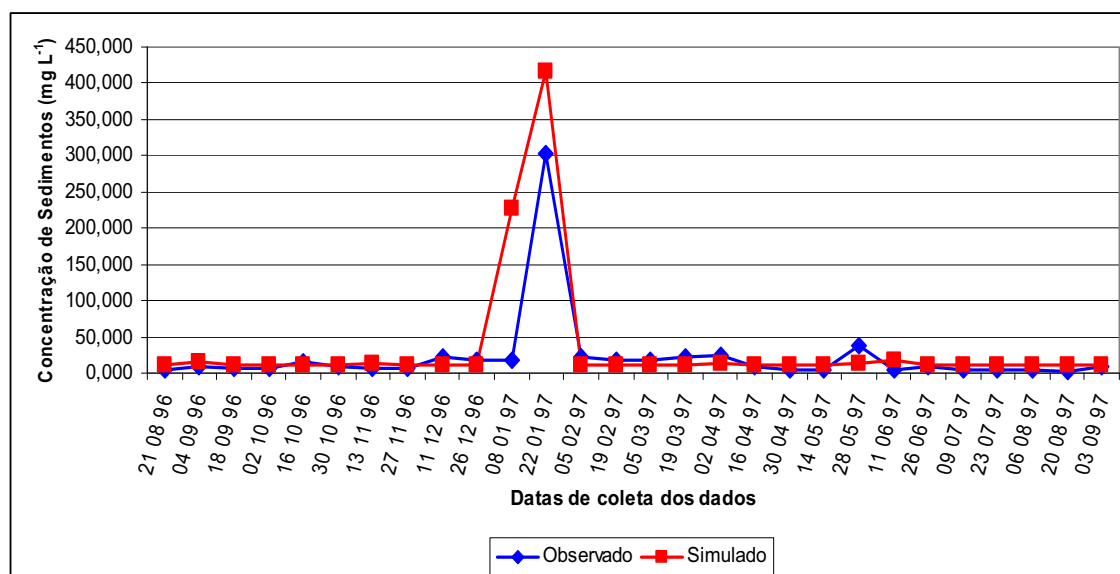


Figura 6. Comparação entre as concentrações de sedimentos (mg L^{-1}) diária, observada e simulada, resultantes da modelagem sem calibração na Bacia do Rio Pardo.

O resultado obtido para concentração de sedimentos de dados diários já calibrados, resultantes do processo da calibração da vazão produziu um valor de COE igual a - 11,48 e Dv igual a - 173,33%, conforme demonstrado na Tabela 8.

Tabela 8. Valores do COE e Dv antes e após a calibração, para sedimentos na Bacia do Rio Pardo

Variável	Sem Calibração	Calibrado
COE	0,31	- 11,48
Dv (%)	- 53,83	- 173,33

Foi realizada uma tentativa para melhorar os valores de COE e Dv, mas tomando-se o cuidado de não interferir nos parâmetros já definidos como bons durante a fase de calibração da vazão.

Para a calibração dos parâmetros de sedimentos tem-se disponível 6 variáveis que sofrem influência direta sobre este parâmetro, sendo que, a única variável que demonstrou algum resultado satisfatório para o aumento da produção de concentração de sedimentos e, conseqüentemente, na melhora do valor do COE foi o fator SPEXP. Este fator tem interferência na fase de degradação e deposição no canal, mas da sua calibragem, resultou em uma influência mínima no aumento do volume da concentração de sedimentos.

Esta calibragem melhorou o resultado obtido de COE na fase de calibragem da vazão, para os dados de concentração de sedimentos, mas como consequência alterou os parâmetros já calibrados da vazão, diminuindo seu valor de COE.

Então, os valores de COE, para a concentração de sedimentos não sofreram interferências e foram mantidos os mesmos valores de COE e D_v obtidos durante a fase já calibrada para a vazão, pois desta forma preservou-se o valor de $COE = 0,70$ da calibragem.

Observou-se pelos gráficos, que devido o fato de se calibrar a vazão, consequentemente, está sendo calibrado a concentração de sedimentos, pois os sedimentos são transportados via escoamento e o programa está considerando isto.

6.7 Simulação

6.7.1 Produção do escoamento

Da simulação inicial sem calibração para vazão observou-se que o modelo superestimou o resultado para o escoamento produzido, conforme verificado na Figura 5, já apresentada na fase de calibração do modelo.

Nota-se que nos períodos de chuva, janeiro/fevereiro e março/1997, os dados foram extremamente superestimados e para os demais pontos da hidrógrafa simulada, os valores de vazões tendem a ser uniformes situando-se abaixo de valores de $6,00 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Para os períodos mais secos, agosto/setembro e outubro/1997, o modelo tende a uma simetria, quase se ajustando a hidrógrafa de dados observados, com exceção de outubro que indica uma ascensão.

Ainda analisando a Figura 5, com ênfase para os períodos de janeiro, fevereiro e março/1997, as vazões registradas estão muito discrepantes em relação à hidrógrafa do mesmo período para os dados observados. Pode-se observar que a projeção da hidrógrafa simulada é bastante assimétrica em relação à hidrógrafa observada e que não há uma tendência a um ajuste, o que demonstra que não há correlação entre os dados para esses meses.

A Figura 7 apresenta uma situação hipotética, simulando a eliminação desses 3 pontos da série de dados observados e como resultado observou-se que, o COE para a curva sem calibração teria um valor melhor ($COE = - 7,77$ e $D_v = - 83,77\%$) e a curva da

hidrógrafa de dados simulados teria uma projeção mais paralela à da hidrógrafa observada, só que situada na parte superior desta, indicando que o modelo está superestimando os dados simulados.

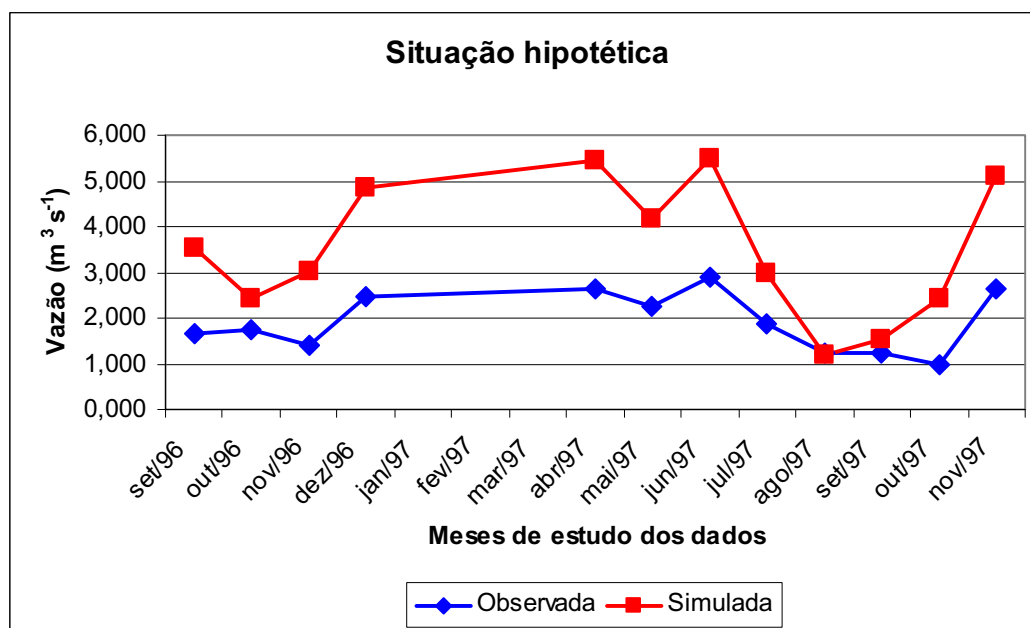


Figura 7. Situação hipotética mostrando as hidrógrafas, simulada e observada, caso fossem eliminados os meses de janeiro/fevereiro e março/1997, com resultados de valores obtidos de COE = - 7,77 e Dv = - 83,77%, na Bacia do Rio Pardo.

Como a série de dados observados é muito pequena (set/96 a nov/97), estes meses não podiam ser excluídos. A exclusão desses dados promoveria em defasagem nos dados para esses meses de chuva, pois, não seriam representados no período da simulação.

O ideal é que a série de dados observados fosse maior, ou de no mínimo dois anos, dessa forma, estes dados discrepantes diluiriam-se na série e os resultados obtidos seriam mais reais.

A explicação para esta discrepância no mês de janeiro/1997 é que foram registrados níveis de pluviosidade altos para os dias 20/jan (81,00 mm), 21/jan (59,00 mm) e 22/jan (40,00 mm) o que ocasionou enchente, sendo que o linígrafo no campo precisou ser desinstalado e os registros ficaram comprometidos (Figura 8).

Isto é um fato gerador que está influenciando a série de dados observados e, conseqüentemente, interferindo na resposta do modelo.

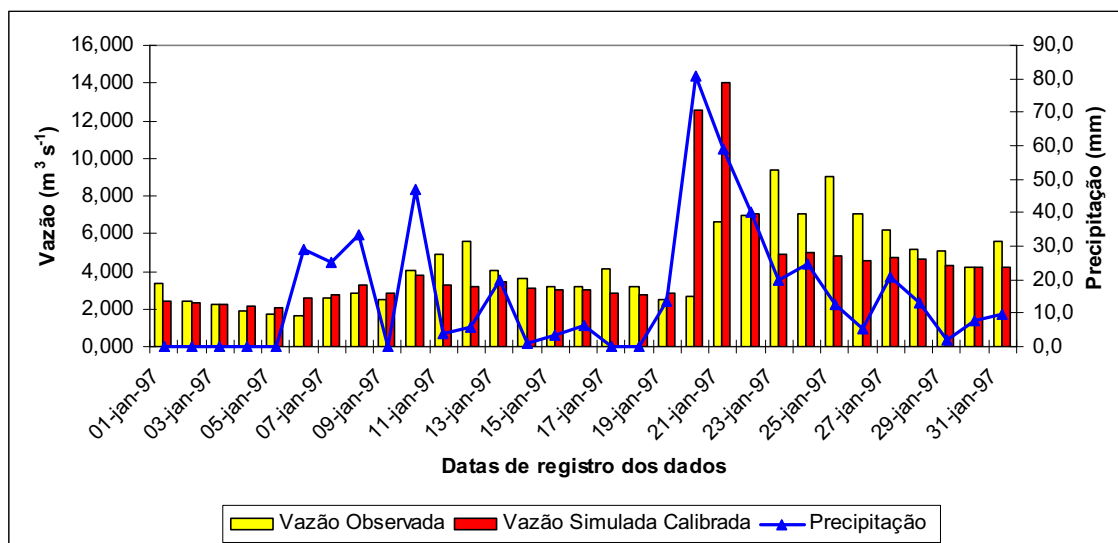


Figura 8. Valores registrados de vazões, observada e simulada e valores de precipitação na área, para o mês de janeiro/1997, na Bacia do Rio Pardo.

Para o mês de fevereiro/1997 (Figura 9), o problema foi da localização da estação meteorológica (Figura 1), pois, para os dias em que ocorreram menores precipitações, os mesmos tiveram altos valores de vazões registrados pelo linígrafo.

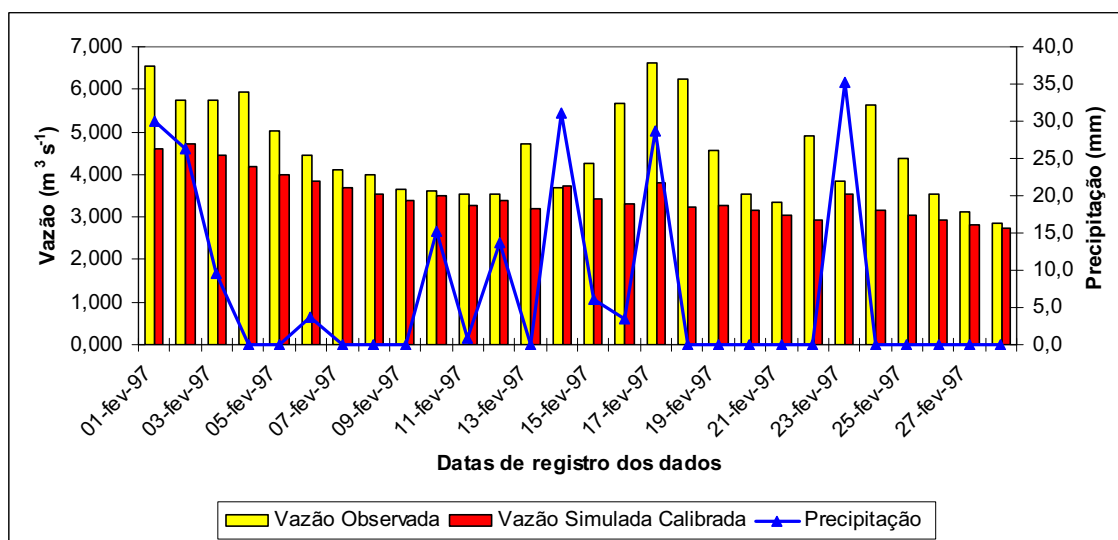


Figura 9. Valores registrados de vazões, observada e simulada e valores de precipitação na área, para o mês de fevereiro/1997, na Bacia do Rio Pardo.

Na Figura 10, observa-se que no mês de março/1997, os dias de precipitação foram 3/mar (30,00 mm), 15/mar (13,80 mm) e 31/mar (45,50 mm) e, para os demais dias, não há registro de chuvas. A altura do nível da água registrada pelo linígrafo permaneceu sempre constante, com exceção dos dias 4/mar ($4,51 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e 1/abr ($4,01 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) registrados um dia após a precipitação.

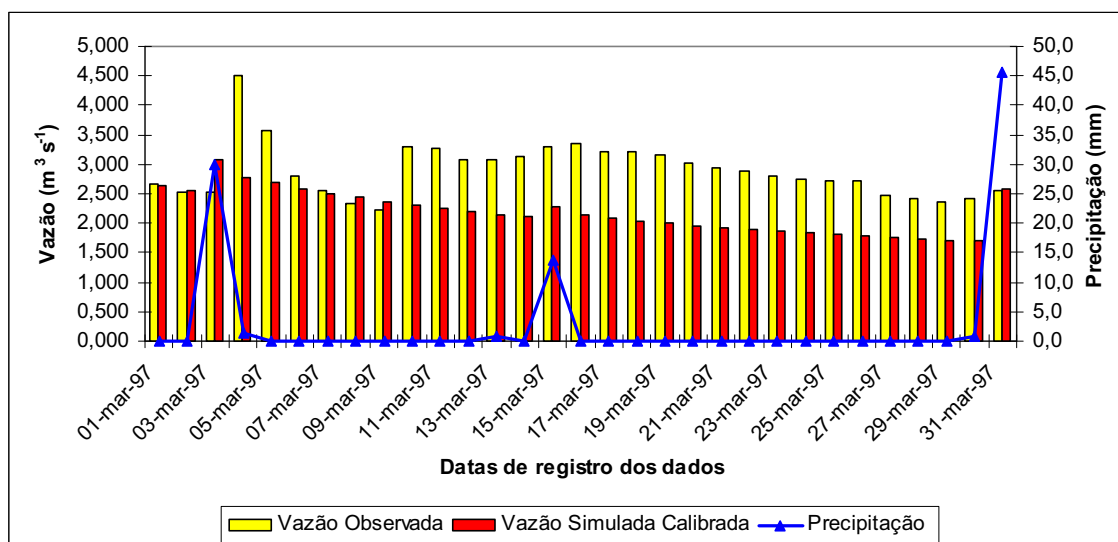


Figura 10. Valores registrados de vazões, observada e simulada e valores de precipitação na área, para o mês de março/1997, na Bacia do Rio Pardo.

Da análise da Figura 11, com relação ao mês de outubro/1997, foi devido também ao local da estação, que possivelmente interferiu nos resultados da modelagem. A altura do nível da água registrado pelo linígrafo apresenta valores constantes e com valores de vazão variando de 0 a $2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, sendo a média para o mês igual a $0,976 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Os dias com maiores precipitações foram 6/out (21,30 mm), 15/out (26,50 mm), 19/out (17,00) e 20/out (14,30 mm), sendo que possivelmente para estes dias não ocorreu chuva, ou foi de menor intensidade, no local onde estava instalado o linígrafo.

O linígrafo foi instalado no campo no ponto de descarga, ou seja, no exutório da bacia (Figura 1) e está distante da estação meteorológica da Faculdade de Ciências Agronômicas / UNESP / Campus de Botucatu, da qual foram mensuradas as leituras climáticas, a uma distância de 14.176,45 m.

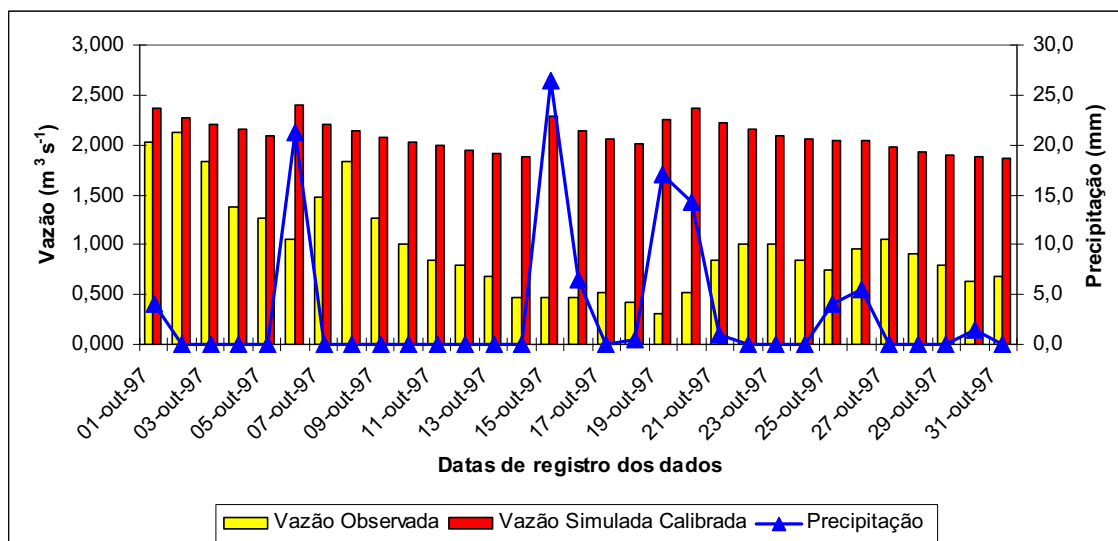


Figura 11. Valores registrados de vazões, observada e simulada e valores de precipitação na área, para o mês de outubro/1997, na Bacia do Rio Pardo.

Para os demais pontos da hidrógrafa de dados simulados, se não houvesse o registro desses pontos discrepantes, as curvas entre as hidrógrafas, observada e simulada, teriam um melhor ajuste e um melhor valor de COE.

A Figura 12 apresenta o resultado da simulação já calibrada para vazão mensal, entre os dados observados e simulados, da qual é possível notar que o modelo subestimou as vazões para os períodos de chuva, janeiro/fevereiro e março/1997, e superestimou as vazões para os períodos mais secos, agosto/setembro e outubro/1997.

A forma da estrutura deste ajuste é fruto dos dados discrepantes, pois é facilmente perceptível que o programa procurou se ajustar para os meses de janeiro/fevereiro e março/1997, no que acarretou o desajuste dos dados para os meses de agosto/setembro e outubro/1997.

Mesmo com a presença desses dados discrepantes na série, que só tendem a prejudicar na obtenção de um ajuste perfeito, a simulação final do COE apresentou um bom ajuste, atingindo valor de 0,70.

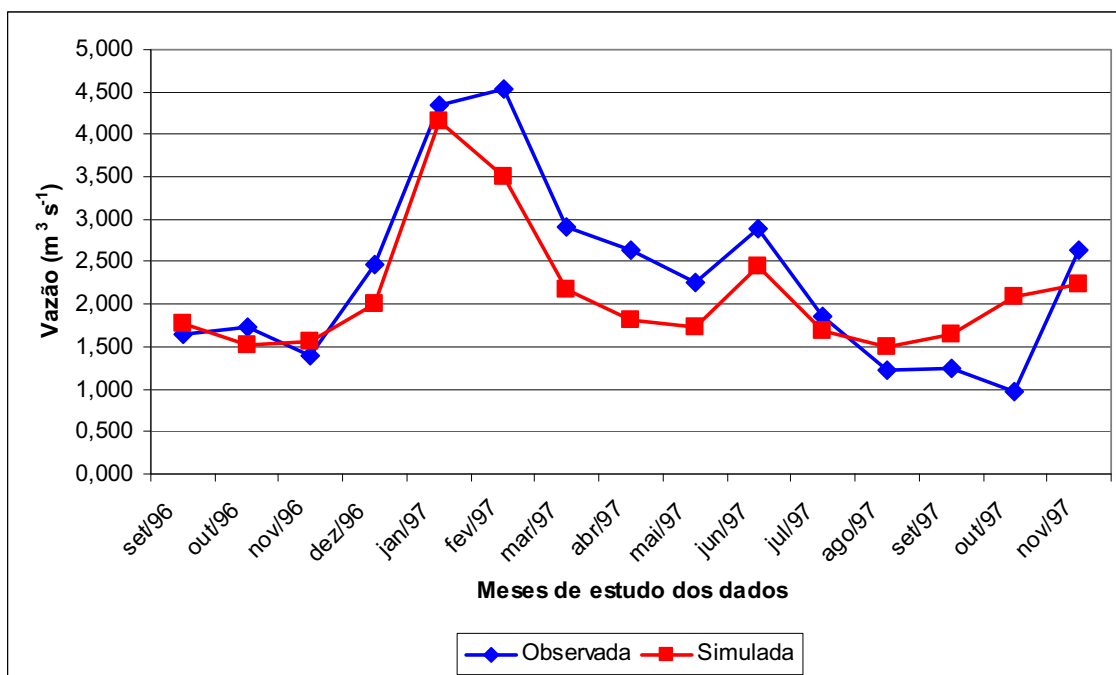


Figura 12. Comparação entre as hidrógrafas mensais, observada e simulada, resultantes da modelagem com calibração, na Bacia do Rio Pardo.

A Figura 13 apresenta a média mensal do total de precipitação que ocorreu na área em relação à média mensal do escoamento superficial produzido durante os seis anos de estudo.

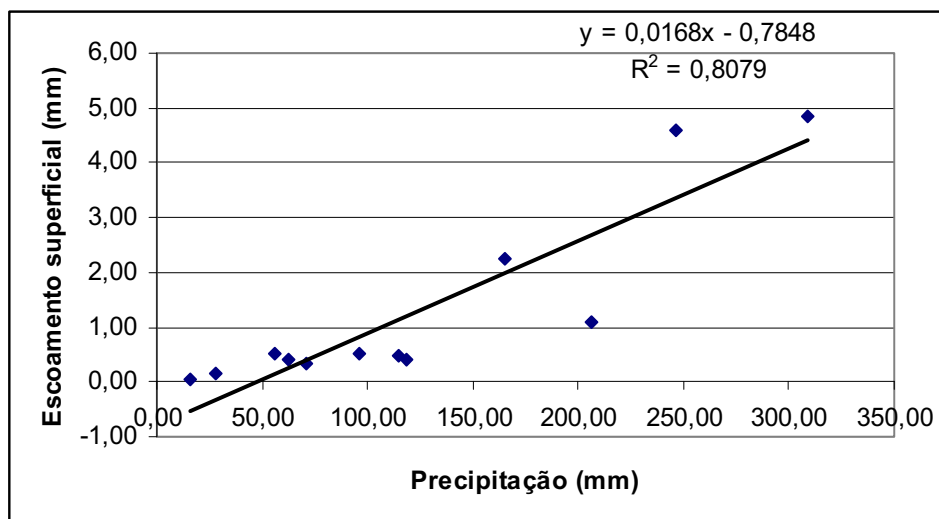


Figura 13. Diagrama de dispersão entre precipitação (mm) e escoamento superficial (mm) simulado pelo SWAT, para os seis anos de estudo, na Bacia do Rio Pardo.

Verifica-se que os valores mensais do escoamento superficial simulado apresentaram uma boa correlação com os valores mensais de precipitação na Bacia do Rio Pardo, com valor de R^2 igual a 0,81, significativo ao nível de 1%.

6.7.2 Produção de sedimentos

Pela Figura 6 já apresentada na fase de calibração do modelo, observou-se que no dia 22/jan/1997 o valor de concentração de sedimentos observados e não calibrado, $304,00 \text{ mg L}^{-1}$ está completamente fora do padrão em relação aos demais pontos coletados que variam entre 3,20 a $37,30 \text{ mg L}^{-1}$.

A resposta do programa para a simulação não calibrada tendeu a um bom ajuste com relação aos pontos de coleta, com exceção para os dias 08/jan/1997 ($227,70 \text{ mg L}^{-1}$) e 22/jan/1997 ($415,80 \text{ mg L}^{-1}$).

O fato de ter ocorrido enchente na área, certamente contribui para o aumento da produção de sedimentos ao longo da série, mas ao mesmo tempo, desbalanceou o volume de sedimentos trazidos via suspensão, sendo que estes, possivelmente, não foram representativos no dia da coleta.

O modelo simula a produção de sedimentos em função das relações hídricas de precipitação e escoamento e calcula o volume de sedimentos que está sendo produzido. Então, com o aumentando do volume de escoamento na fase terrestre há uma grande probabilidade da produção de maiores volumes de sedimentos que serão transportados pelo rio.

Desta forma, um modelo bem ajustado, com valor de COE próximo ao valor igual a 1 trará respostas bem satisfatórias para o volume de sedimentos produzidos.

A Figura 14 apresenta o resultado produzido pelo SWAT, para a concentração de sedimentos diária, quando do processo de calibração para vazão.

Verificou-se que houve uma melhora no ajuste, do qual somente o valor de coleta do dia 22/jan/1997 permaneceu fora dos padrões. O valor da concentração de sedimentos observada para este dia foi de $304,00 \text{ mg L}^{-1}$ e o programa simulou uma concentração de sedimentos de $1.328,00 \text{ mg L}^{-1}$.

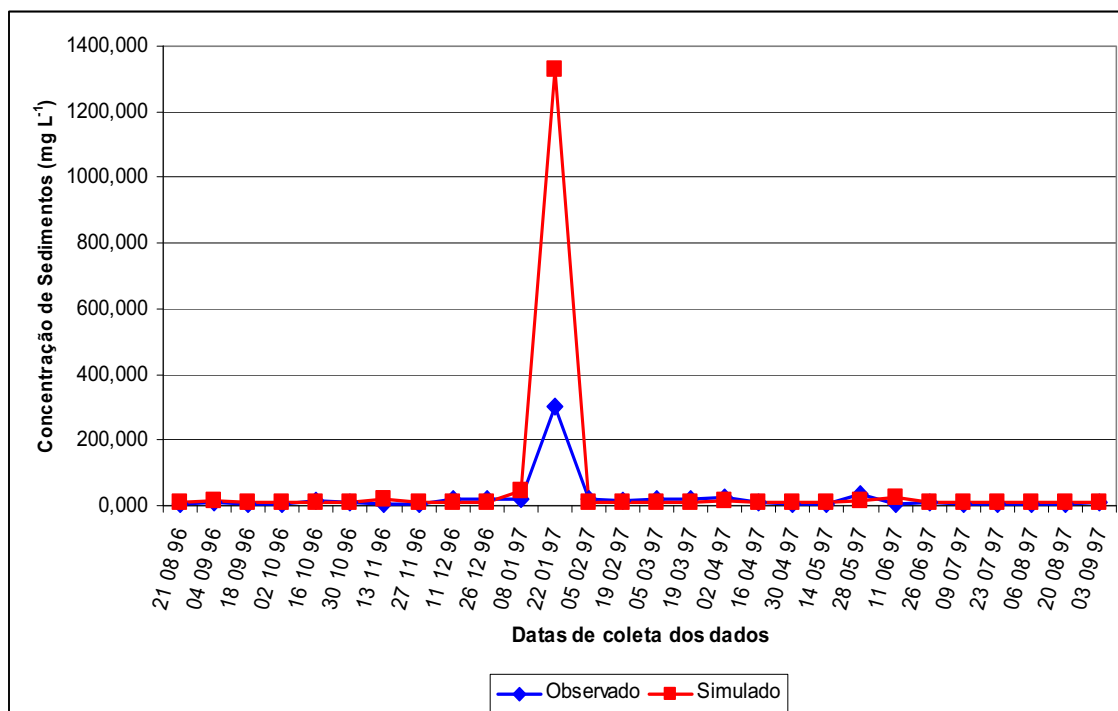


Figura 14. Comparação entre as concentrações de sedimentos diária, observada e simulada resultantes da modelagem com calibração, na Bacia do Rio Pardo.

A Tabela 9 apresenta uma situação hipotética de possíveis valores de concentração de sedimentos, observada no dia 22/jan/1997, o qual ficou defasado de leituras pelo linígrafo.

Dos resultados da Tabela 9 verificou-se que, mesmo com um valor de $COE = -11,48$ após processo de calibração, no qual o valor de COE inicial sem calibração era de 0,30 para concentração de sedimentos, o modelo está ajustado, pois, o que se percebe é que a problemática para se atingir um ajuste perfeito é exatamente o dia 22/jan/1997.

Tabela 9. Estimativas de valores de COE e Dv hipotéticos, da concentração diária de sedimentos resultantes da modelagem com calibração, no dia 22/jan/1997, na Bacia do Rio Pardo

Conc. Sedimentos (mg L ⁻¹)	COE	Dv
304,00	- 11,48	- 173,33
400,00	- 4,87	- 136,81
500,00	- 1,97	- 107,87
600,00	- 0,59	- 85,24
700,00	0,13	- 67,05
800,00	0,53	- 52,12
900,00	0,76	-39,63
1.000,00	0,88	- 29,04
1.100,00	0,95	- 19,95
1.200,00	0,99	-12,05
1.300,00	1,00	- 5,13

6.7.3 Distribuição espacial da produção de sedimentos na Bacia do Rio Pardo

A Tabela 10 demonstra os resultados obtidos da produção de sedimentos (t ha⁻¹) durante os seis anos de análise.

Verificou-se que para o período proposto há um predomínio de produção de sedimentos, para cada sub-bacia, com valores menores que 0,010 t ha⁻¹ ao longo da série, com exceção do ano de 1998 cujo predomínio do valor corresponde a 0,032 t ha⁻¹.

Os anos de 1994, 1995, 1996 e 1999 apresentaram produção constante ao longo da série, registrando valores máximos aproximados de 4,0 (sub-bacia 40); 5,0 (sub-bacia 24); 6,0 (sub-bacia 23) e 4,5 (sub-bacia 23) t ha⁻¹.

Para os anos de 1997 e 1998, a produção máxima atingiu valores de 22,277 e 46,552 t ha⁻¹, respectivamente, ambos na sub-bacia 23.

As sub-bacias 1 (0,204 t ha⁻¹), 7 (0,242 t ha⁻¹), 40 (1,321 t ha⁻¹) e 43 (1,237 t ha⁻¹) apresentaram uma produção média constante e mais elevada em relação as demais ao longo dos seis anos com pequena variação.

Tabela 10. Valores do total de sedimentos produzidos da simulação, em $t\ ha^{-1}$, para cada sub-bacia, registrados durante os 6 anos de estudo, na Bacia do Rio Pardo

Sub-bacias	Produção anual de sedimentos ($t\ ha^{-1}$)						Produção média no período ($t\ ha^{-1}$)
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	
1	0,520	0,158	0,143	0,156	0,143	0,102	0,204
2	0,001	0,003	0,007	0,009	0,027	0,001	0,008
3	0,000	0,003	0,009	0,008	0,019	0,001	0,007
4	0,000	0,006	0,022	0,013	0,030	0,003	0,012
5	0,000	0,004	0,015	0,012	0,032	0,003	0,011
6	0,000	0,005	0,016	0,013	0,034	0,003	0,012
7	0,656	0,180	0,161	0,179	0,156	0,120	0,242
8	0,000	0,004	0,012	0,011	0,029	0,002	0,010
9	0,000	0,003	0,011	0,009	0,024	0,001	0,008
10	0,003	0,009	0,016	0,019	0,064	0,002	0,019
11	0,001	0,006	0,006	0,014	0,047	0,002	0,013
12	0,025	0,052	0,038	0,079	0,104	0,014	0,052
13	0,002	0,006	0,002	0,015	0,054	0,002	0,014
14	0,000	0,002	0,001	0,004	0,016	0,000	0,004
15	0,000	0,001	0,002	0,003	0,010	0,000	0,003
16	0,016	0,079	0,035	0,105	0,141	0,024	0,067
17	0,003	0,030	0,022	0,047	0,087	0,012	0,034
18	0,039	0,217	0,094	0,277	0,304	0,067	0,166
19	0,002	0,014	0,013	0,024	0,048	0,005	0,018
20	0,011	0,018	0,015	0,032	0,061	0,005	0,024
21	0,002	0,005	0,001	0,011	0,046	0,001	0,011
22	0,001	0,004	0,007	0,010	0,034	0,002	0,010
23	0,147	2,120	5,702	22,277	46,552	4,589	13,565
24	0,070	4,770	3,367	12,477	23,139	2,998	7,804
25	0,069	0,170	0,104	0,234	0,260	0,047	0,147
26	0,001	0,003	0,006	0,010	0,032	0,002	0,009

27	0,018	0,785	0,007	2,918	19,297	0,456	3,914
28	0,000	0,006	0,019	0,016	0,041	0,003	0,014
29	0,116	0,102	0,060	0,143	0,163	0,030	0,102
30	0,007	0,312	0,004	1,156	7,625	0,177	1,547
31	0,001	0,006	0,015	0,017	0,048	0,003	0,015
32	0,104	0,224	0,118	0,298	0,315	0,067	0,188
33	0,029	0,407	0,009	0,718	12,511	0,189	2,311
34	0,000	0,006	0,019	0,017	0,046	0,003	0,015
35	0,018	0,029	0,020	0,047	0,083	0,007	0,034
36	0,081	0,146	0,099	0,205	0,205	0,039	0,129
37	0,089	0,175	0,112	0,241	0,251	0,049	0,153
38	0,049	0,174	0,096	0,234	0,257	0,052	0,144
39	0,031	0,079	0,055	0,116	0,142	0,021	0,074
40	3,950	0,981	0,734	0,969	0,729	0,561	1,321
41	0,053	0,110	0,069	0,149	0,151	0,030	0,094
42	0,064	0,117	0,081	0,166	0,176	0,032	0,106
43	3,504	0,957	0,695	0,978	0,773	0,517	1,237
Produção							
anual na	9,683	12,488	12,039	44,436	114,306	10,244	33,866
bacia (t.ha⁻¹)							

As sub-bacias 23 (13,565 t ha⁻¹) e 24 (7,804 t ha⁻¹) foram as que apresentaram maior taxa de produção média de sedimentos, dentre todas, principalmente nos anos de 1997 e 1998. Os valores anuais de produção de sedimentos para esses anos foram respectivamente: sub-bacia 23 (22,277 t ha⁻¹; 46,552 t ha⁻¹) e sub-bacia 24 (12,477 t ha⁻¹; 23,139 t ha⁻¹).

A produção média de sedimentos para os seis anos foi de 0,788 t ha⁻¹ e que 22 sub-bacias apresentaram uma produção abaixo de 0,050 t ha⁻¹.

A produção anual de sedimentos para cada sub-bacia durante o ano de 1994 foi de 9,683 t ha⁻¹, em 1995 de 12,488 t ha⁻¹, em 1996 de 12,039 t ha⁻¹, em 1997 de 44,436 t ha⁻¹, em 1998 de 114,306 t ha⁻¹ e em 1999 de 10,244 t ha⁻¹.

Observa-se uma média de $11,000 \text{ t ha}^{-1}$ de produção de sedimentos nos anos de 1994, 1995, 1996 e 1999 e, que para os anos de 1997 e 1998 não houve uma correlação direta com a série, mas, podendo-se notar que ano de 1998 corresponde a 2,57 vezes a produção de sedimentos registrada no ano de 1997.

Pode-se inferir que os eventos erosivos que se manifestam em determinada área sofrem influências dos fenômenos da precipitação, da variação espacial das ocorrências dos solos, da cobertura vegetal e da morfologia do terreno.

No que se refere à precipitação que ocorreu durante os seis anos, constatou-se que a precipitação média observada no ano de 1994 foi de 1.204,90 mm; em 1995 de 1.767,60 mm; em 1996 foi de 1.468,50 mm; em 1997 foi de 1.682,50 mm; em 1998 de 1.491,00 mm e em 1999 foi de 1.281,20 mm.

Como a precipitação tem influência direta sobre o escoamento superficial, resultando em maior probabilidade na produção de sedimentos, provavelmente esta não seja a razão para a elevada taxa de sedimentos observada para os anos de 1997 e 1998, uma vez que a série mostrou-se com comportamento relativamente constante.

A Figura 15 apresenta o diagrama de dispersão entre a simulação da média mensal de produção de sedimentos (t ha^{-1}) e a média mensal da precipitação (mm) durante os seis anos de estudo.

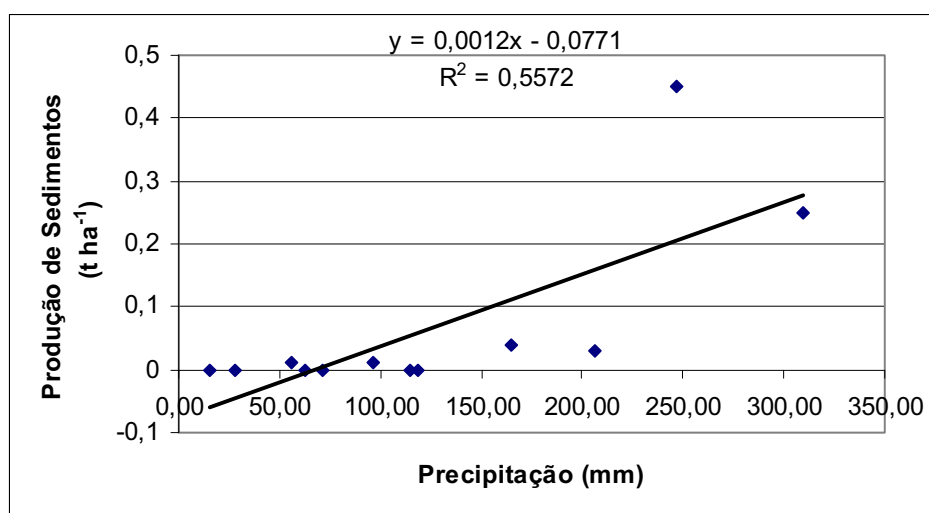


Figura 15. Diagrama de dispersão entre a média mensal da produção de sedimentos simulada (t ha^{-1}) e a média mensal da precipitação (mm) durante os seis anos de estudo, na Bacia do Rio Pardo.

Observa-se pelo diagrama de dispersão que a produção de sedimentos não está tendo uma correlação direta com o fenômeno de precipitação para média mensal na bacia durante os seis anos, pois apresenta um R^2 de 0,56, significativo ao nível de 1%.

Então, a cobertura vegetal é que está desempenhando maior influência na bacia, já que o relevo comportou-se relativamente constante e a produção de sedimentos apresentou uma média para o período nos seis anos inferior a 250 kg ha^{-1} , mais precisamente $0,242 \text{ t ha}^{-1}$ na sub-bacia 7. A exceção é observada nas sub-bacias 23, 24, 27, 30, 33, 40 e 43 com valores de produção para a média dos seis anos acima de $1,000 \text{ t ha}^{-1}$.

Com relação à cobertura vegetal, que predominou nessas duas sub-bacias que apresentaram alta produção de sedimentos, tem-se na sub-bacia 23 presença de pastagem ($79,9734 \text{ ha}$) e cultura de feijão ($179,8677 \text{ ha}$), e na sub-bacia 24 presença de cultura de feijão ($59,8500 \text{ ha}$), pastagem ($53,8900 \text{ ha}$) e cana-de-açúcar ($126,1401 \text{ ha}$) e ambas sub-bacias, com declividade predominante de 3 a 12%.

Possivelmente, esta é a razão da elevada taxa de produção de sedimentos para os anos de 1997 e 1998, pois nestes anos, pode ter ocorrido uma maior movimentação do terreno para o preparo do solo e plantio do feijão, em relação aos outros anos, uma vez que a precipitação comportou-se relativamente constante.

Com relação à sub-bacia 24, o fato de produzir menos sedimentos em comparação com a sub-bacia 23 é que sua área de ocorrência com plantação de feijão é 3 vezes menor (33,27%) e que, na margem oposta do Rio Pardo, as plantações com cana-de-açúcar predominam com área de 52,58%.

O ciclo da cana-de-açúcar é maior que o do feijão, então, os solos sob essas culturas ficam protegidas com vegetação em períodos diferentes, pois, durante o período de preparo do solo este fica mais vulnerável a ação das chuvas. Como consequência há o favorecimento do escoamento superficial e, conseqüentemente, o aumento da produção de sedimentos, uma vez que o solo encontra-se numa situação favorável a ação da desagregação de suas partículas.

Então, o manejo do solo associado à presença do tipo de cobertura vegetal, provavelmente, está interferindo no aumento da produção de sedimentos para estes anos em relação ao regime climatológico da área no período analisado.

As Figuras 16, 17, 18, 19, 20, 21 e 22 apresentam a distribuição espacial da produção de sedimentos anual, verificada em cada sub-bacia, durante o período de o estudo.

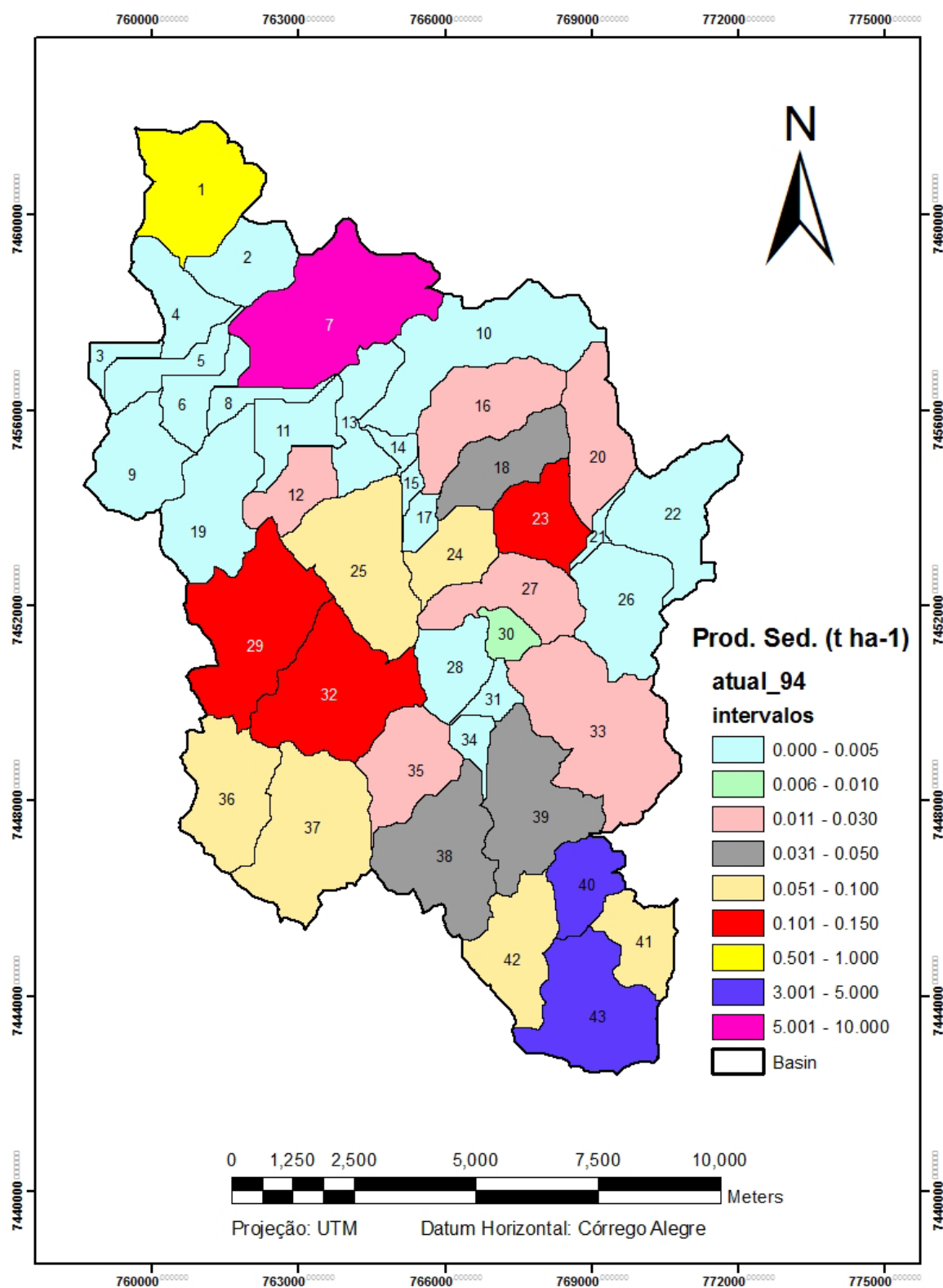


Figura 16. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo para o ano de 1994.

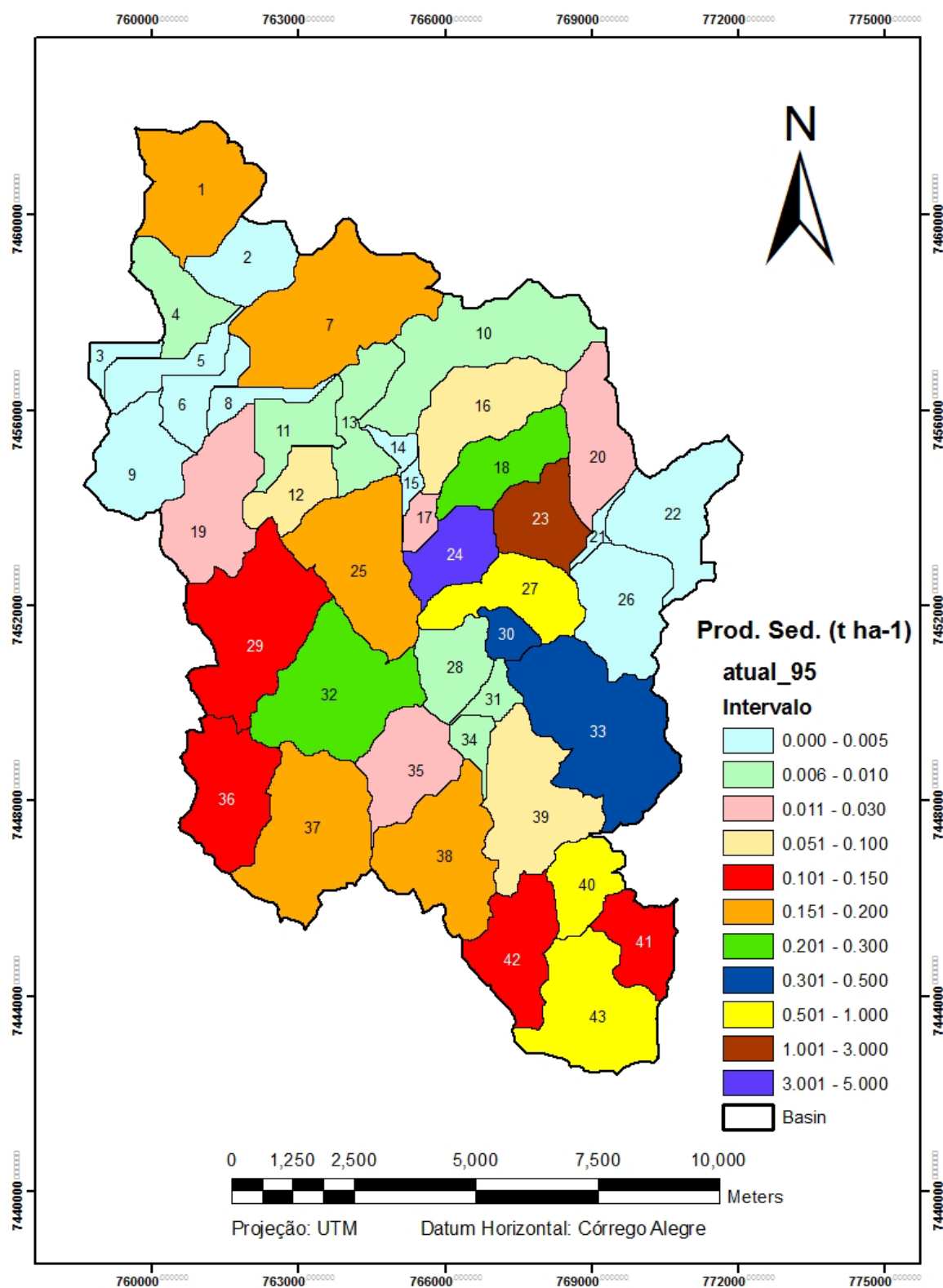


Figura 17. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo para o ano de 1995.

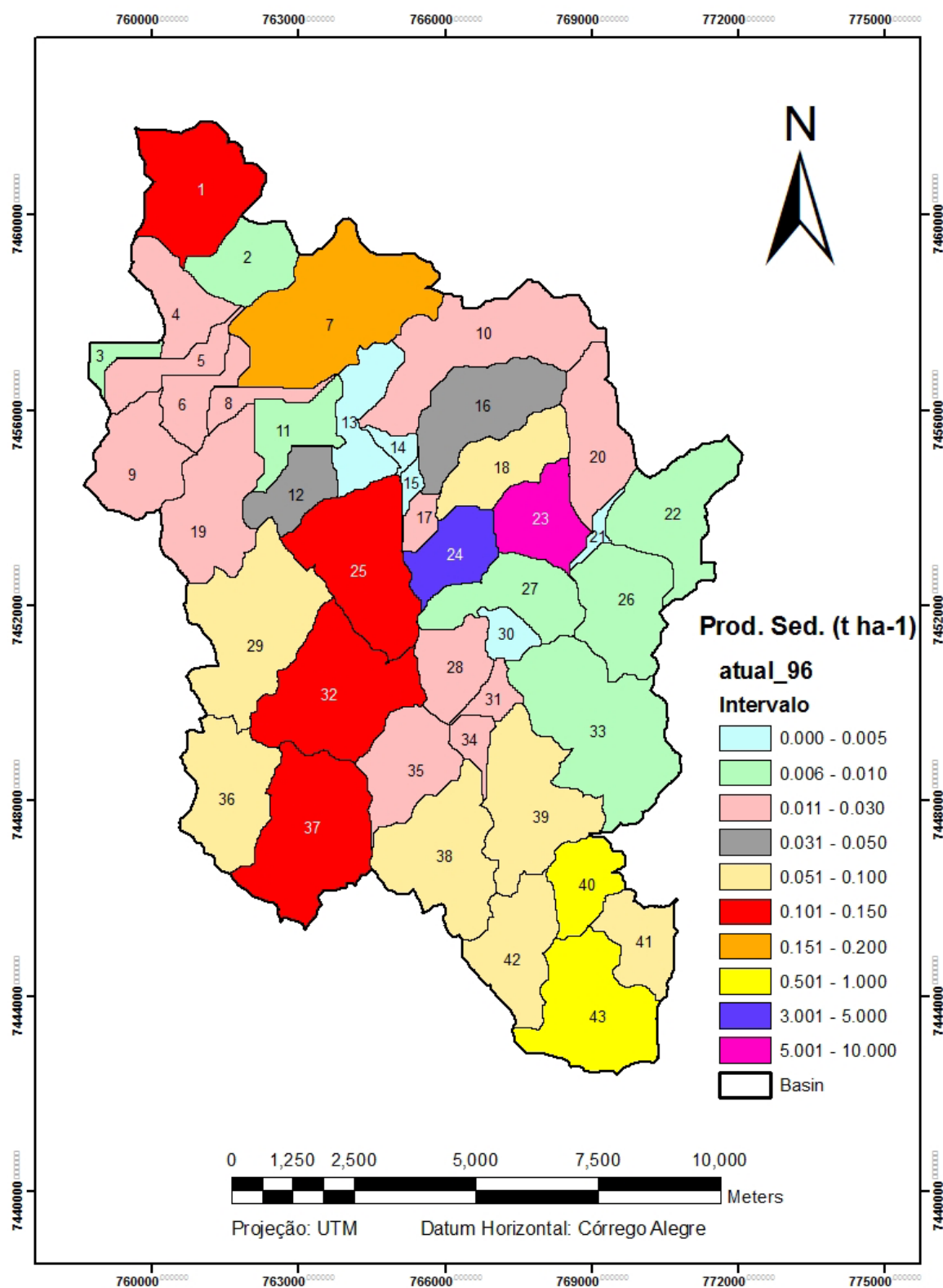


Figura 18. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo para o ano de 1996.

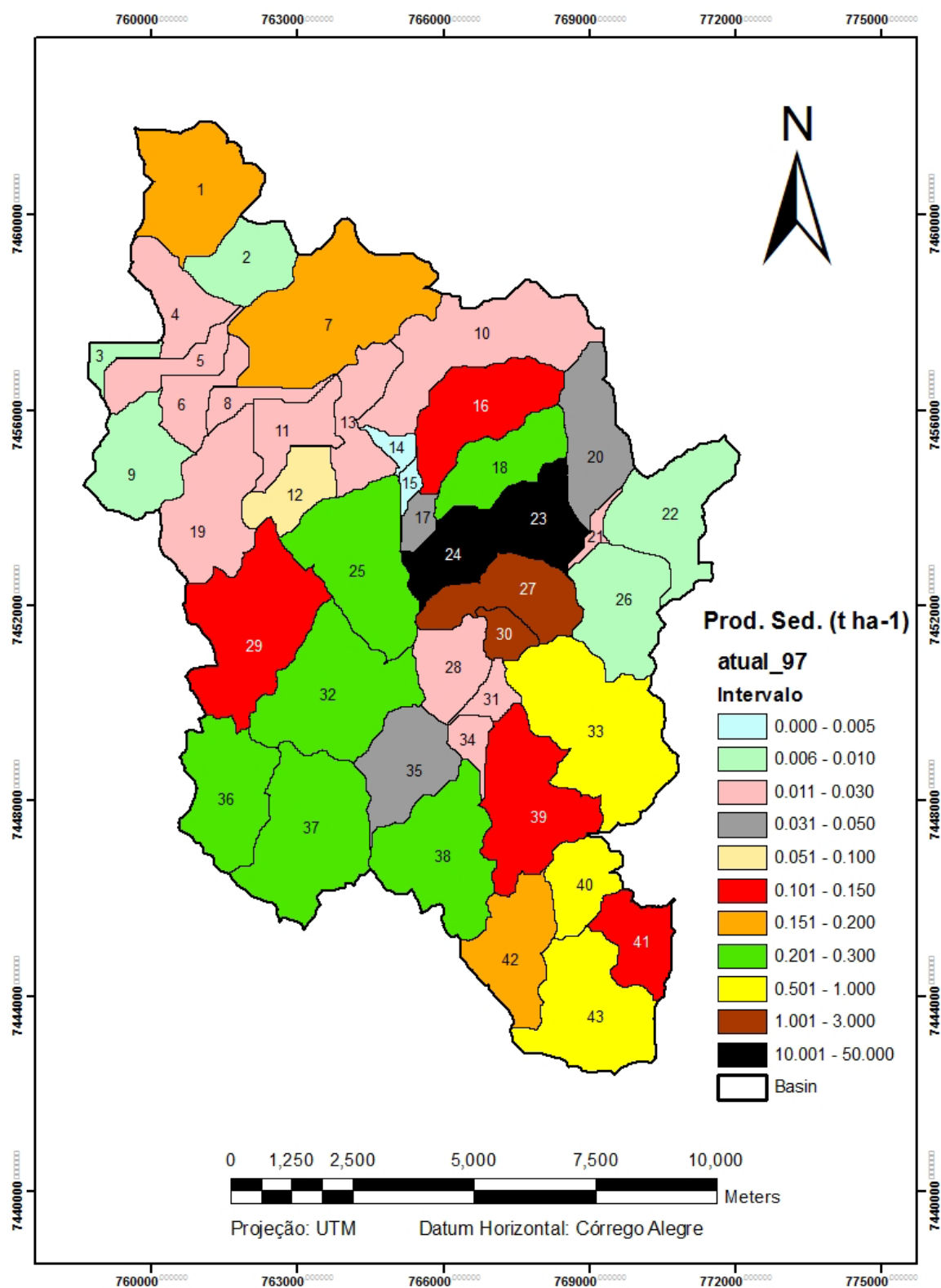


Figura 19. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo para o ano de 1997.

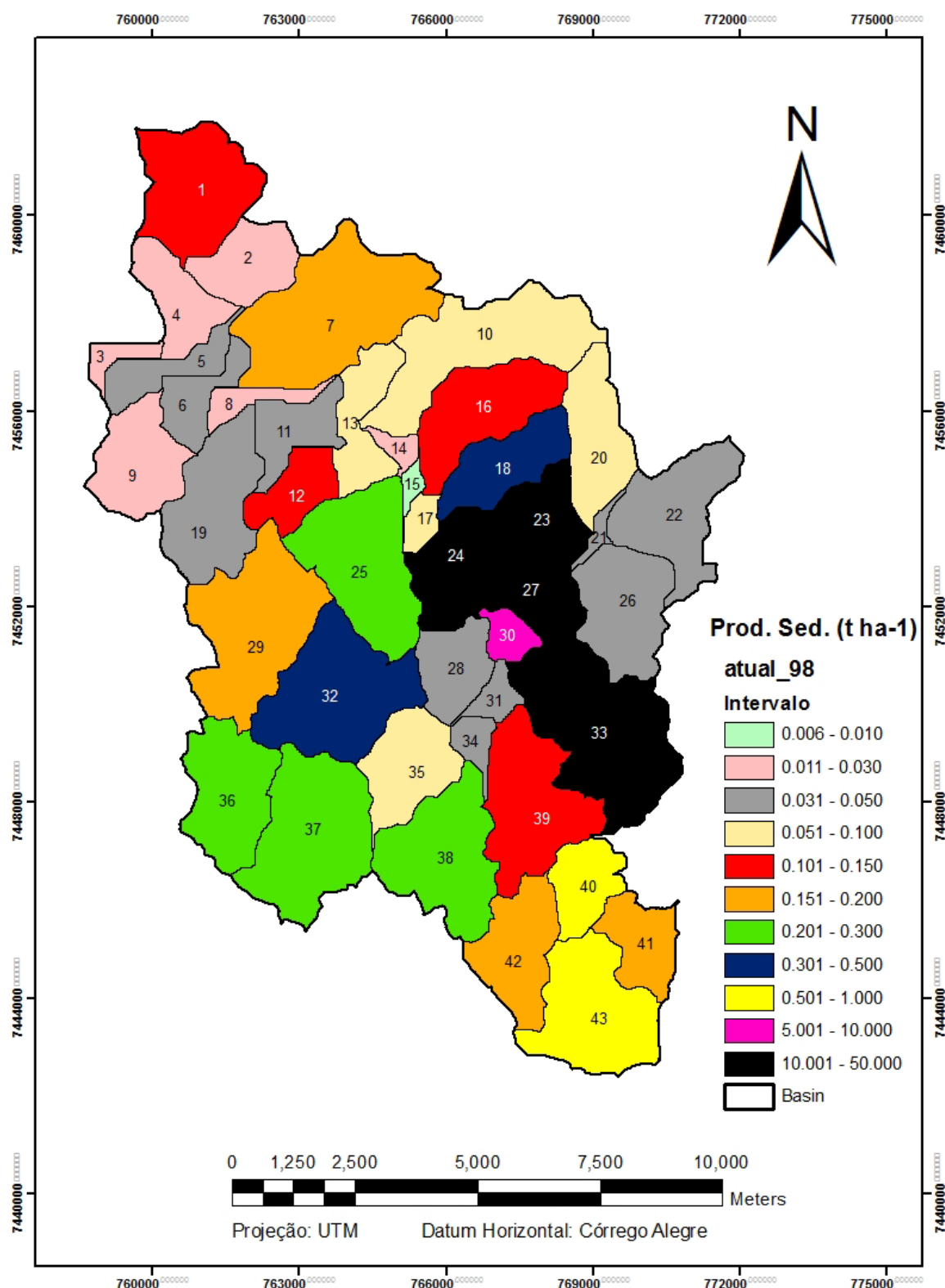


Figura 20. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo para o ano de 1998.

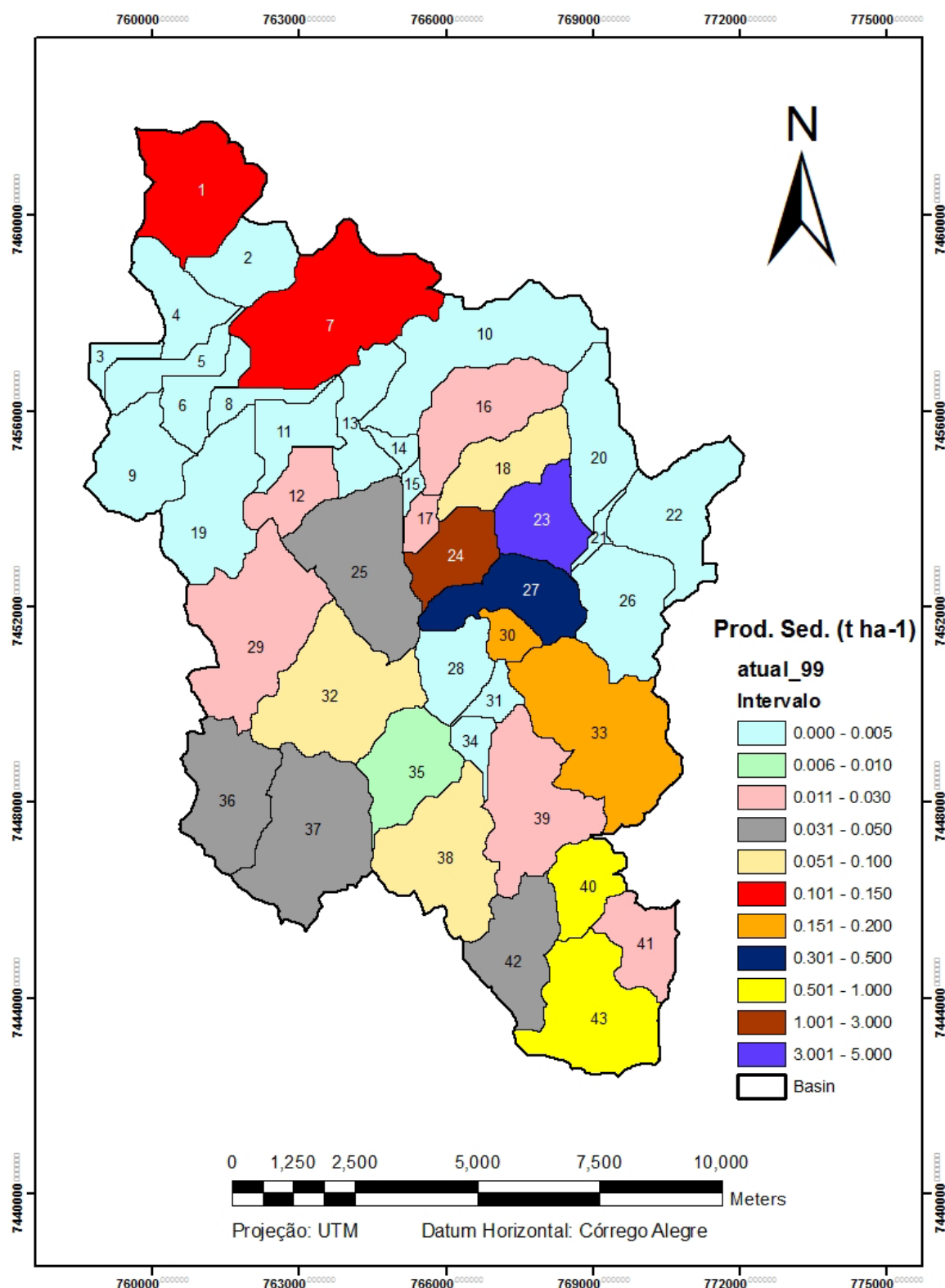


Figura 21. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo para o ano de 1999.

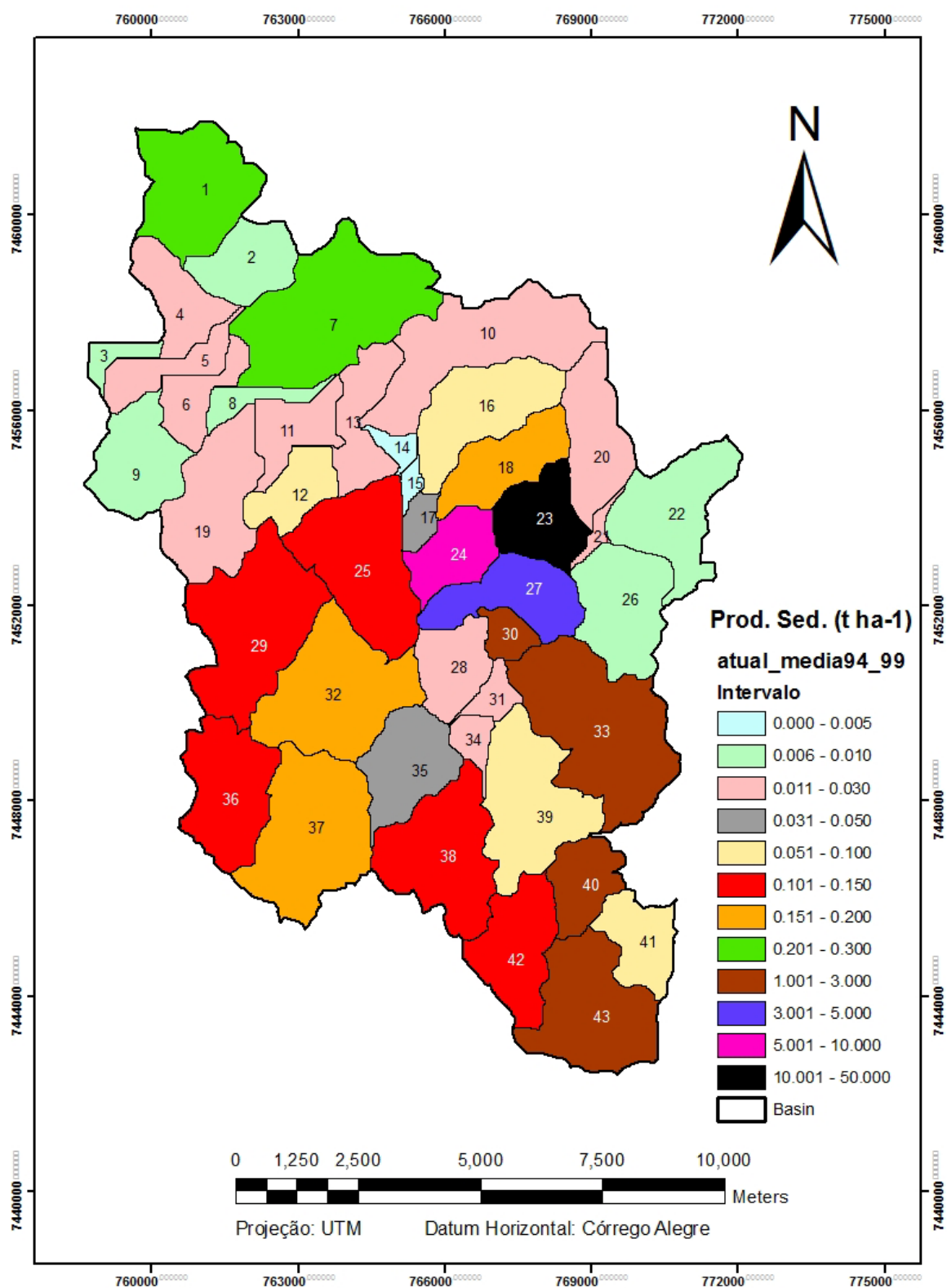


Figura 22. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo para a média do período de 1994 a 1999.

Da distribuição espacial observou-se que as sub-bacias 23 e 24 produziram mais sedimentos, ao longo da série, com valores superiores a $1,000 \text{ t ha}^{-1}$ a partir de 1995 até 1999. No ano de 1994 esta mesma localidade produziu sedimentos com valores de 147 kg ha^{-1} para a sub-bacia 23 e 70 kg ha^{-1} , para a sub-bacia 24 (Tabela 10).

O ano de 1994 foi o que apresentou menor produção de sedimentos ao longo da série, com 30 sub-bacias produzindo menos que 50 kg ha^{-1} de sedimentos.

As sub-bacias 40 e 43 apresentaram produção constante de sedimentos variando entre $0,517$ a $0,981 \text{ t ha}^{-1}$ de 1995 a 1999, Tabela 10. A parte sul da sub-bacia 43 é delimitada pela crista da Cuesta (Serra do Limoeiro) e na divisa entre as sub-bacias está localizado o município de Pardinho-SP. Em 1994 esta mesma localidade apresentou valores de produção de sedimentos de $3,950 \text{ t ha}^{-1}$ (sub-bacia 40) e de $3,504 \text{ t ha}^{-1}$ (sub-bacia 43).

As sub-bacias 23, 24, 27, 30 e 33 foram as que apresentaram maior produção de sedimentos para o ano de 1998, ao longo da série.

As sub-bacias 23 e 24 foram discutidas anteriormente.

Na sub-bacia 27 predominaram as plantações com feijão ($207,6612 \text{ ha}$ e $59,87\%$ de área da sub-bacia), seguido de cana-de-açúcar ($100,6997 \text{ ha}$ e $29,03\%$ de área da sub-bacia) e pastagem ($38,5094 \text{ ha}$ e $11,10\%$ de área da sub-bacia).

A sub-bacia 30 apresentou plantações de cana-de-açúcar ($36,4979 \text{ ha}$ e $40,28\%$ de área da sub-bacia) e feijão ($21,2921 \text{ ha}$ e $23,50\%$ de área da sub-bacia). Ocorrem também áreas com mata ($19,1861 \text{ ha}$ e $21,17\%$ de área da sub-bacia) e pastagem ($13,6439 \text{ ha}$ e $15,06\%$ de área da sub-bacia).

Na sub-bacia 33 observou-se a ocorrência de cana-de-açúcar ($393,7298 \text{ ha}$ e $49,56\%$ de área da sub-bacia) e plantações de milho ($267,3218 \text{ ha}$ e $33,65\%$ de área da sub-bacia). Apresentou em menores quantidades presença de pastagem ($133,3690 \text{ ha}$ e $16,79\%$ de área da sub-bacia).

É bem provável que esses valores de produção de sedimentos para as sub-bacias 27, 30 e 33 estão relacionados com o tipo de cobertura de cada uma das sub-bacias, principalmente no que diz respeito ao manejo do solo para as culturas de cana-de-açúcar, feijão e milho, cuja etapa para o preparo do solo é um facilitador no aumento da produção de sedimentos, como nas sub-bacias 23 e 24.

O ano de 1999 comportou-se também com baixa produção de sedimentos, em relação à série analisada, com 31 sub-bacias produzindo no ano, menos que 50 kg ha^{-1} de sedimentos.

Analisando a média da produção de sedimentos para os seis anos (Figura 22) observou-se que na nascente da bacia (sub-bacias 40 e 43) houve aumento de produção de sedimentos com valores de $1,321$ e $1,237 \text{ t ha}^{-1}$, respectivamente. As sub-bacias 25, 29, 32, 36, 37, 38 e 40 apresentaram valores variando de $0,101$ a $0,200 \text{ t ha}^{-1}$. A parte central da bacia representada pelas sub-bacias 23, 24, 27, 30 e 33 continuou a ter alta produção de sedimentos com valores variando de $1,000$ a $50,000 \text{ t ha}^{-1}$. E as sub-bacias localizadas a jusante apresentaram baixa produção de sedimentos com valores variando de $0,000$ a $0,050 \text{ t ha}^{-1}$, com exceção para as sub-bacias 1 e 7, que apresentaram uma produção de $0,204$ e de $0,242 \text{ t ha}^{-1}$, respectivamente.

Com relação às sub-bacias que apresentaram menores produções de sedimentos, ao longo dos seis anos de estudo, são num total de 15, representadas pelas sub-bacias 2 a 6; 8 a 15; 17 e 19, que se localizam a jusante da Bacia do Rio Pardo e, provavelmente, esta baixa taxa de produção de sedimentos se deve ao fato de, se situarem sobre Latossolos Vermelhos Distróficos (LVd) na sua maioria, mais resistentes a erosão e com menores ocorrências sobre Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos (LVAd) e, também, por desenvolverem-se sobre relevo predominante de 3 a 12%, representando a parte baixa da bacia.

Já nas sub-bacias 1 e 7, que também se localizam a jusante, porém, apresentaram maiores produções de sedimentos em relação as demais, esta elevação da produção pode estar relacionada com a presença de áreas mais altas com relevo de 12 a 20 % no seu interior, principalmente na sub-bacia 7 e ocorrência em ambas, do uso do solo urbano nas partes altas da bacia e situadas sobre solos LVAd, na sua maioria.

A sub-bacia 3 sempre demonstrou, ao longo da série de estudo, uma baixa produção de sedimentos, o que sugere que a ação dos efeitos erosivos sobre seus solos são fracos. Foram registrados os seguintes valores pela simulação para a sub-bacia 3: em 1994 ($0,000 \text{ t ha}^{-1}$), em 1995 ($0,003 \text{ t ha}^{-1}$), em 1996 ($0,009 \text{ t ha}^{-1}$), em 1997 ($0,008 \text{ t ha}^{-1}$), em 1998 ($0,019 \text{ t ha}^{-1}$), em 1999 ($0,001 \text{ t ha}^{-1}$) e a média para os seis anos com valor de $0,007 \text{ t ha}^{-1}$.

Pela média da produção anual na Bacia durante os seis anos de estudo, a sub-bacia 3 apresentou uma carga média de sedimentos de $33,866 \text{ t ha}^{-1}$, devido ao fato dela representar o ponto de descarga (exutório) da Bacia do Rio Pardo.

Como esta sub-bacia 3 recebe toda a produção de sedimentos, que estão se desenvolvendo mediante ações dos processos erosivos desencadeados ao longo da bacia, os quais tendem a desembocar no Rio Pardo e seus tributários, sugere-se que os sedimentos que estão sendo produzidos à montante estão sendo depositados ao longo da bacia, o que comprova esses baixos valores de sedimentos registrados à jusante, no ponto de descarga.

Conte (1999), estudando a mesma área durante o período de agosto de 1996 a setembro de 1997, obteve valores de produção específica de sólidos em suspensão com média de $22,78 \text{ t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ de material retirado da bacia e transportado ao Rio Pardo e seus tributários.

Grossi (2003), realizando estudos na mesma área durante o período de janeiro de 1997 a dezembro de 2001, obteve com o programa BASINS 3.0, sem calibração, resultados de produção total de sedimentos para a bacia igual a 44 t ha^{-1} no período.

6.8 Simulação de cenários

6.8.1 Cenário Código Florestal

Visando um planejamento ambiental mais adequado nos aspectos de uso e de manejo do solo, com o intuito de minimizar os efeitos da produção de sedimentos na Bacia do Rio Pardo foi realizada uma simulação de cenário que atendesse o âmbito das exigências da lei.

A proposta da realização deste cenário não foi para caracterizar, quais deveriam ser o uso e o manejo do solo mais adequado a utilizar, ou o que melhor se adaptava as características da bacia, já que para isto, as etapas necessárias para a elaboração deste procedimento envolvem um espectro muito grande de coleta de variáveis e informações, que precisam ser parametrizadas e inseridas no banco de dados do SWAT.

Como essas informações na maioria das vezes não estão disponíveis e muitas delas nem existem ou simplesmente são insuficientes, procurou-se explorar as ferramentas do modelo hidrológico no processo das informações que serviram de entrada para o modelo, para gerar resultados que refletissem em um menor impacto na produção de sedimentos durante a fase terrestre do ciclo hidrológico e, conseqüentemente, diminuição da taxa de assoreamento do Rio Pardo.

Para a idealização desta proposta foi construído um cenário baseado nas disposições do Código Florestal, Lei nº 4771, de 15 de setembro de 1965, modificada pela Lei nº 7.803 de 18 de julho de 1989, conforme já mencionado.

Um novo Mapa de Uso do Solo foi gerado, este com o nome de Cenário Código Florestal, agora com a presença de Área de Preservação Permanente (APP) ao longo da rede de drenagem, ao redor das nascentes e corpos d'água e, para aquelas áreas com declividade superior a 45°, estas tiveram seu uso original reclassificado, passando a serem representadas por áreas ocupadas com vegetação nativa (Figura 23).

Com a nova classificação foi gerada a Tabela 11 que compara a quantificação do Uso do Solo original, ou Cenário Original, e o uso do solo do cenário com adequação ao Código Florestal.

Da Tabela 11 nota-se que houve diminuição das áreas de ocorrência para todos os tipos de cobertura, com exceção para o uso mata, que teve um acréscimo de 24,71% na área de ocorrência na bacia, passando a ocupar 7,93% da área total da bacia.

Esse aumento foi em função da presença das áreas com APP representadas pelo uso mata (vegetação nativa) e, também, áreas com declividade superior a 45%, que passaram a ocupar as áreas antes ocupadas pelos demais usos.

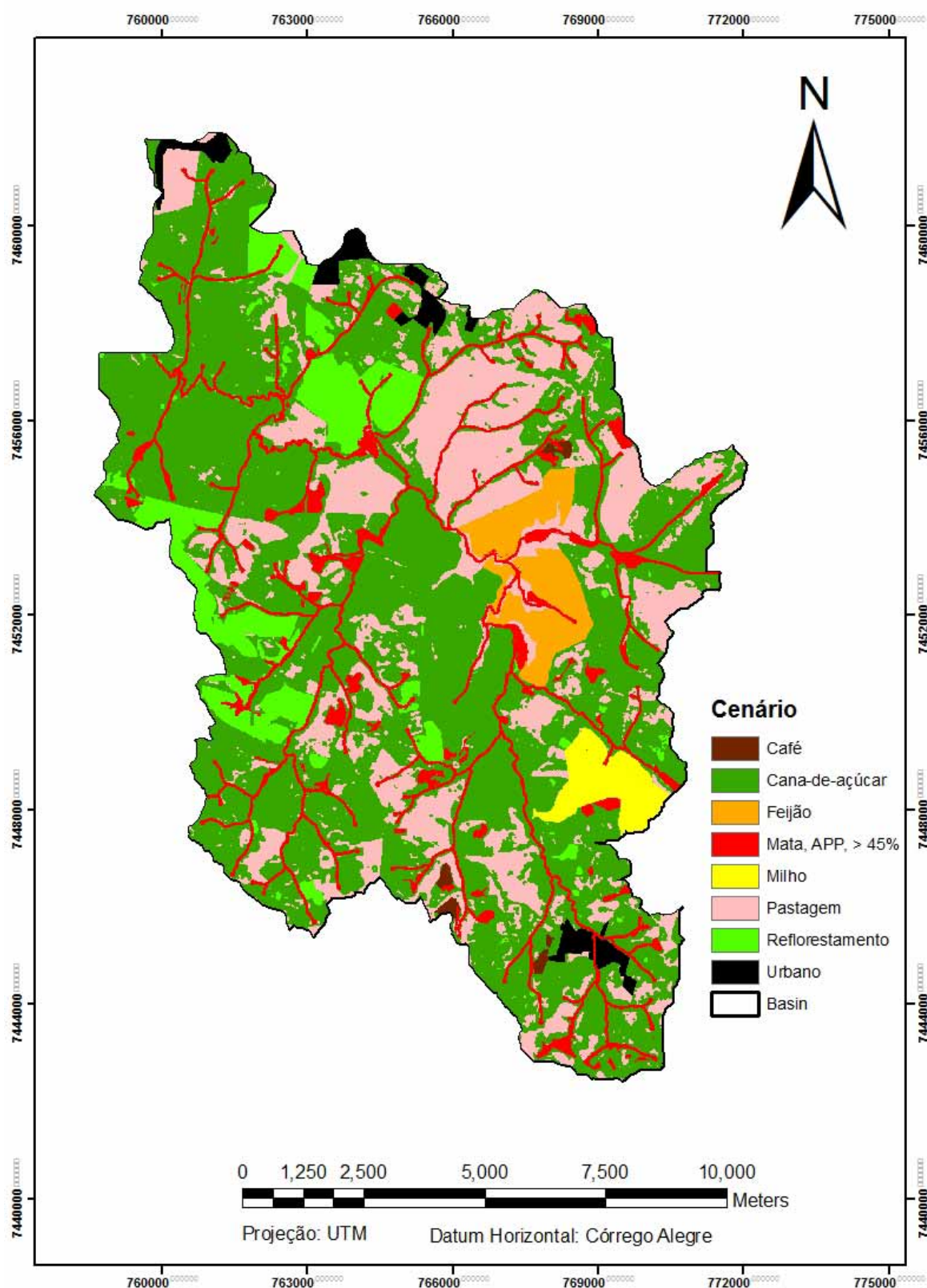


Figura 23. Mapa de Uso do Solo para o Cenário Código Florestal, na Bacia do Rio Pardo.

Tabela 11. Descrição do Cenário Original (Mapa de Uso do Solo original) e Cenário Código Florestal, na Bacia do Rio Pardo

Usos do Solo	Cenário Original		Cenário Código Florestal	
	Área (ha)	(%) de área na Bacia	Área (ha)	(%) de área na Bacia
Cana-de-açúcar	9.114,9260	61,71	8.437,7018	57,13
Pastagem	3.582,1239	24,25	3.252,7835	22,02
Reflorestamento	1.042,5108	7,06	960,3957	6,50
Feijão	468,6710	3,17	456,3063	3,09
Mata	47,4073	0,33	1.171,5312	7,93
Milho	267,3218	1,81	249,6532	1,69
Urbano	246,9491	1,67	241,5382	1,64
Total	14.769,9099	100,00	14.769,9099	100,00

A Tabela 12 apresenta os resultados obtidos da produção de sedimentos, em $t\ ha^{-1}$, durante os seis anos de análise para o Cenário Código Florestal.

Tabela 12. Valores do total de sedimentos produzidos em $t\ ha^{-1}$, para cada sub-bacia, registrados durante os 6 anos de análise para o Cenário Código Florestal, na Bacia do Rio Pardo

Sub-bacias	Produção anual de sedimentos ($t\ ha^{-1}$)						Produção média no período ($t\ ha^{-1}$)
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	
1	0,277	0,055	0,037	0,041	0,036	0,030	0,079
2	0,001	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000
3	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
4	0,036	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000	0,006
5	0,003	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001
6	0,003	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001
7	0,315	0,055	0,039	0,043	0,038	0,032	0,087

8	0,003	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001
9	0,002	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001
10	0,005	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001
11	0,001	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000
12	0,041	0,001	0,001	0,002	0,002	0,000	0,008
13	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000
14	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
15	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
16	0,005	0,002	0,001	0,003	0,004	0,001	0,003
17	0,000	0,001	0,000	0,001	0,002	0,000	0,001
18	0,025	0,006	0,003	0,008	0,009	0,002	0,009
19	0,002	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001
20	0,009	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,002
21	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000
22	0,002	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001
23	0,031	0,423	0,217	0,713	1,189	0,157	0,455
24	0,033	0,493	0,266	0,894	1,288	0,183	0,526
25	0,129	0,004	0,002	0,006	0,007	0,001	0,025
26	0,001	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000
27	0,004	0,025	0,000	0,065	0,420	0,012	0,088
28	0,004	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001
29	0,036	0,002	0,001	0,002	0,003	0,000	0,007
30	0,002	0,008	0,000	0,023	0,145	0,005	0,031
31	0,005	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001
32	0,107	0,006	0,003	0,009	0,010	0,002	0,023
33	0,003	0,008	0,000	0,021	0,178	0,004	0,036
34	0,006	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,001
35	0,018	0,001	0,000	0,001	0,002	0,000	0,004
36	0,075	0,002	0,001	0,003	0,004	0,001	0,014
37	0,082	0,003	0,001	0,004	0,005	0,001	0,016
38	0,059	0,004	0,002	0,007	0,007	0,001	0,013
39	0,068	0,002	0,001	0,003	0,005	0,001	0,013

40	2,077	0,161	0,072	0,070	0,058	0,046	0,414
41	0,044	0,002	0,001	0,002	0,003	0,000	0,009
42	0,089	0,002	0,001	0,003	0,005	0,001	0,017
43	1,878	0,143	0,097	0,064	0,052	0,039	0,379
Produção							
anual na	5,483	1,409	0,747	1,988	3,490	0,519	2,273
bacia (t.ha⁻¹)							

Verifica-se pela Tabela 12 que com a implantação do Cenário Código Florestal, os resultados demonstraram-se satisfatórios como medida mitigadora na preservação do solo.

Observou-se ao longo da série que a maioria das sub-bacias quase não produziram sedimentos e que, o ano de 1994, apresentou a maior taxa de produção com valor de 5,483 t ha⁻¹ e, o ano 1998 teve uma produção total de 3,490 t ha⁻¹. Os demais anos apresentaram uma produção total de sedimentos de 1,988 t ha⁻¹, em 1997; de 1,409 t ha⁻¹, em 1995; de 0,747 t ha⁻¹, em 1996 e 0,519 t ha⁻¹, em 1999.

As sub-bacias 1 (0,079 t ha⁻¹), 7 (0,087 t ha⁻¹), 40 (0,414 t ha⁻¹) e 43 (0,379 t ha⁻¹) continuaram a apresentar uma produção média constante e mais elevada em relação as demais ao longo dos seis anos com pequena variação.

A sub-bacias 23 (0,455 t ha⁻¹) e 24 (0,526 t ha⁻¹) também continuaram a apresentar maior taxa de produção de sedimentos, dentre todas, principalmente nos anos de 1997 e 1998.

O valor médio de produção de sedimentos para os seis anos foi de 0,053 t ha⁻¹ e o número de sub-bacias que passaram a apresentar taxa de produção de sedimentos inferior de 0,050 t ha⁻¹, após implementação do Cenário Código Florestal, elevou-se em 14 sub-bacias em relação ao Cenário Original, totalizando 36 sub-bacias.

Verifica-se que a produção média anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo, ao longo dos seis anos de estudo, foi de 2,273 t ha⁻¹ para o Cenário Código Florestal.

Os resultados da simulação para os seis anos da análise podem ser vistos na Tabela 13, os quais indicam uma redução acima de 90% na taxa da produção de sedimentos anual, na Bacia do Rio Pardo, com exceção para o ano de 1994 que mostrou uma redução de 43,4%, para o cenário proposto.

Tabela 13. Comparação entre a produção de sedimentos do Cenário Original e Cenário Código Florestal, em $t\ ha^{-1}$, com as respectivas quantidades de sedimentos preservados pela proposta da medida mitigadora, na Bacia do Rio Pardo

Ano de estudo	Produção de sedimentos ($t\ ha^{-1}$)		Preservação de sedimentos ($t\ ha^{-1}$)	
	Cenário	Cenário Código	Quantidade	(%)
	Original	Florestal	($t\ ha^{-1}$)	
1994	9,683	5,483	4,200	43,37
1995	12,488	1,409	11,079	88,72
1996	12,039	0,747	11,292	93,80
1997	44,436	1,988	42,448	95,53
1998	114,306	3,490	110,816	96,95
1999	10,244	0,519	9,725	94,93
1994/1999	33,866	2,273	31,593	93,29

Esta redução de 43,4% no ano de 1994, Tabela 13, não foi maior, porque as sub-bacias 40 e 43 apresentaram valores de produção de sedimentos de $2,077\ t\ ha^{-1}$ e de $1,878\ t\ ha^{-1}$, respectivamente (Tabela 12).

Como nestas sub-bacias está situada a cidade de Pardinho-SP, possivelmente, o programa considerou a ocorrência do uso urbano sobre solos PVAd, como facilitadores para produção de sedimentos, pois, a presença de pavimentação na cidade diminui a infiltração e promove o escoamento, o qual é agravado na região pela presença de culturas de cana-de-açúcar em ambas as sub-bacias. Neste período de 1994, pode ter ocorrido maior movimentação no solo, tanto para a fase de colheita como para a fase de cultivo da cana-de-açúcar, favorecendo desta forma, o aumento da produção de sedimentos em relação aos demais anos.

Observou-se que com a implantação do cenário, a produção de sedimentos para a bacia comportou-se de forma mais constante em relação ao Uso do Solo original e oscilando dentro de um intervalo que variou de $0,519$ até $5,483\ t\ h^{-1}$ para a série analisada.

As Figuras 24, 25, 26, 27, 28, 29 e 30 apresentam a distribuição espacial da produção anual de sedimentos, para o Cenário Código Florestal verificada em cada sub-bacia, durante os seis anos de estudo.

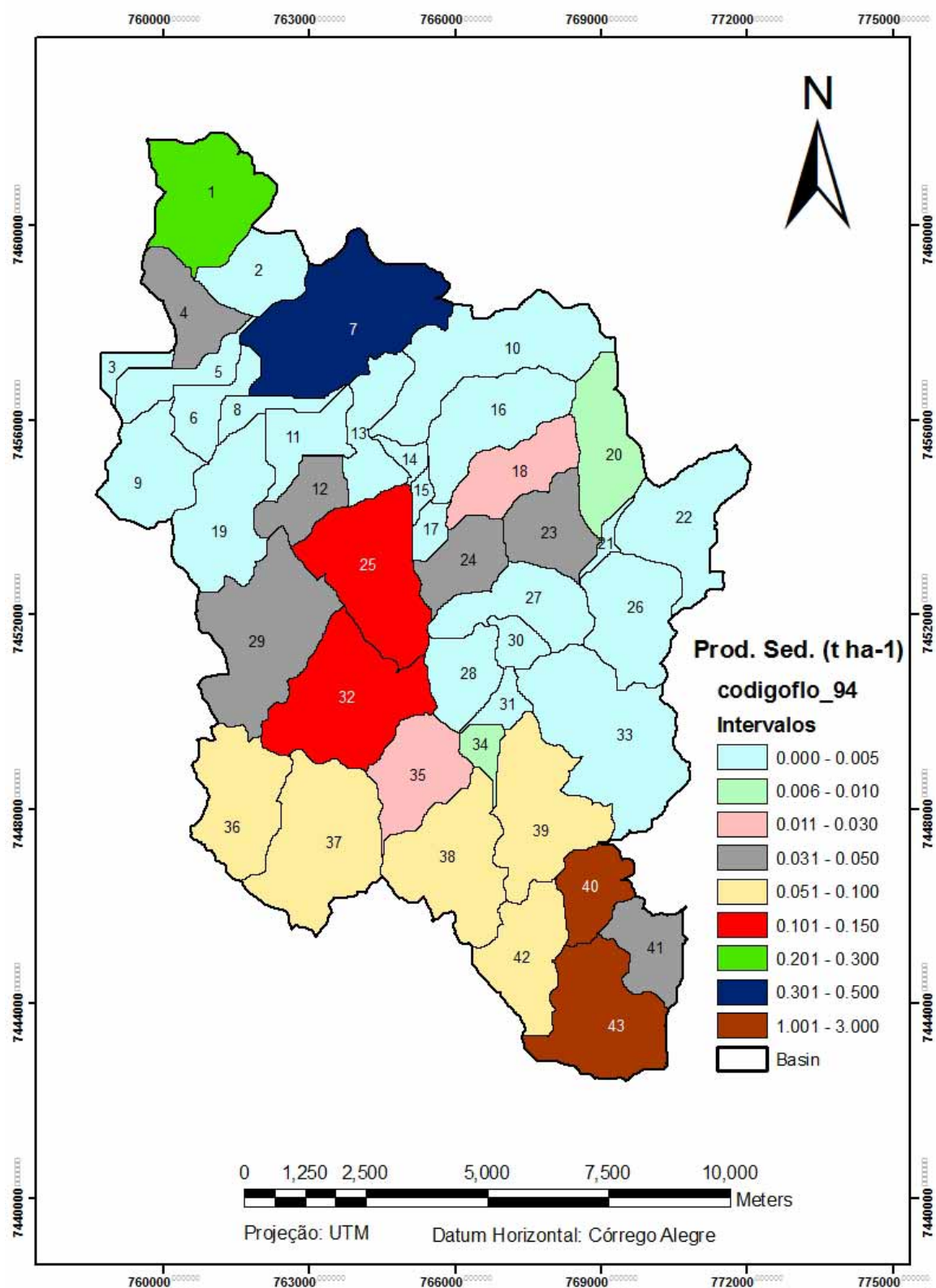


Figura 24. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo no ano de 1994, para o Cenário Código Florestal.

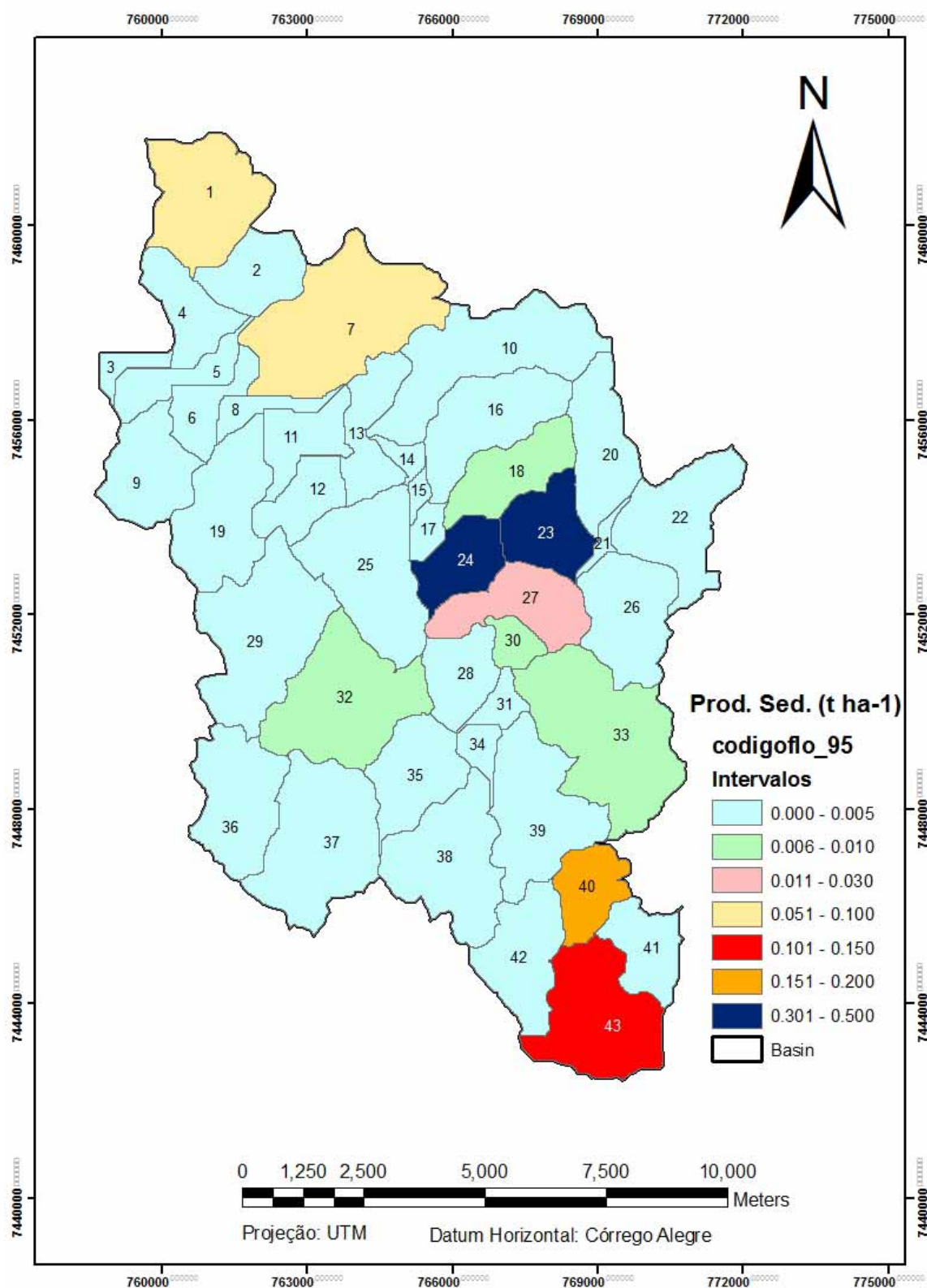


Figura 25. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo no ano de 1995, para o Cenário Código Florestal.

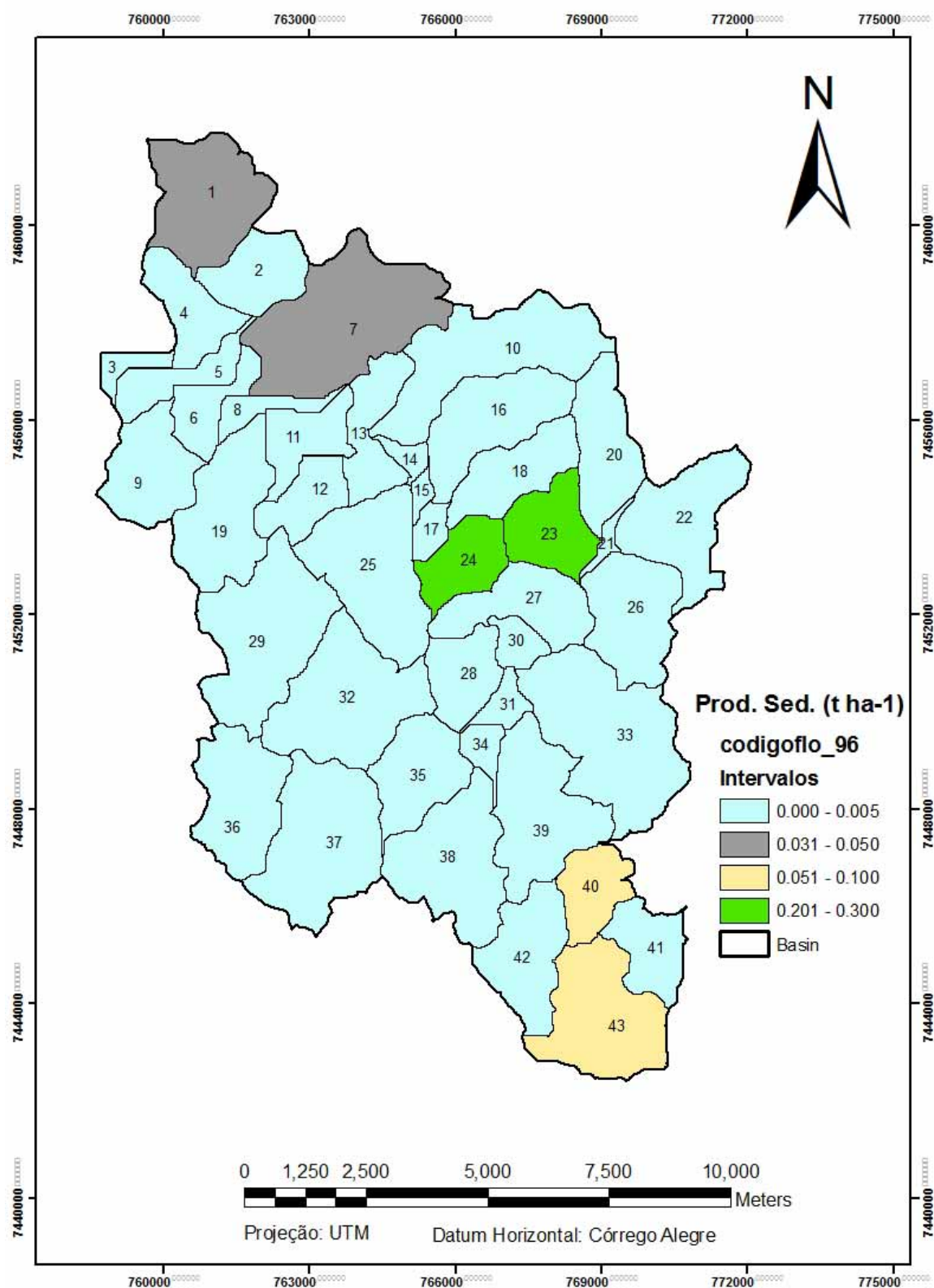


Figura 26. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo no ano de 1996, para o Cenário Código Florestal.

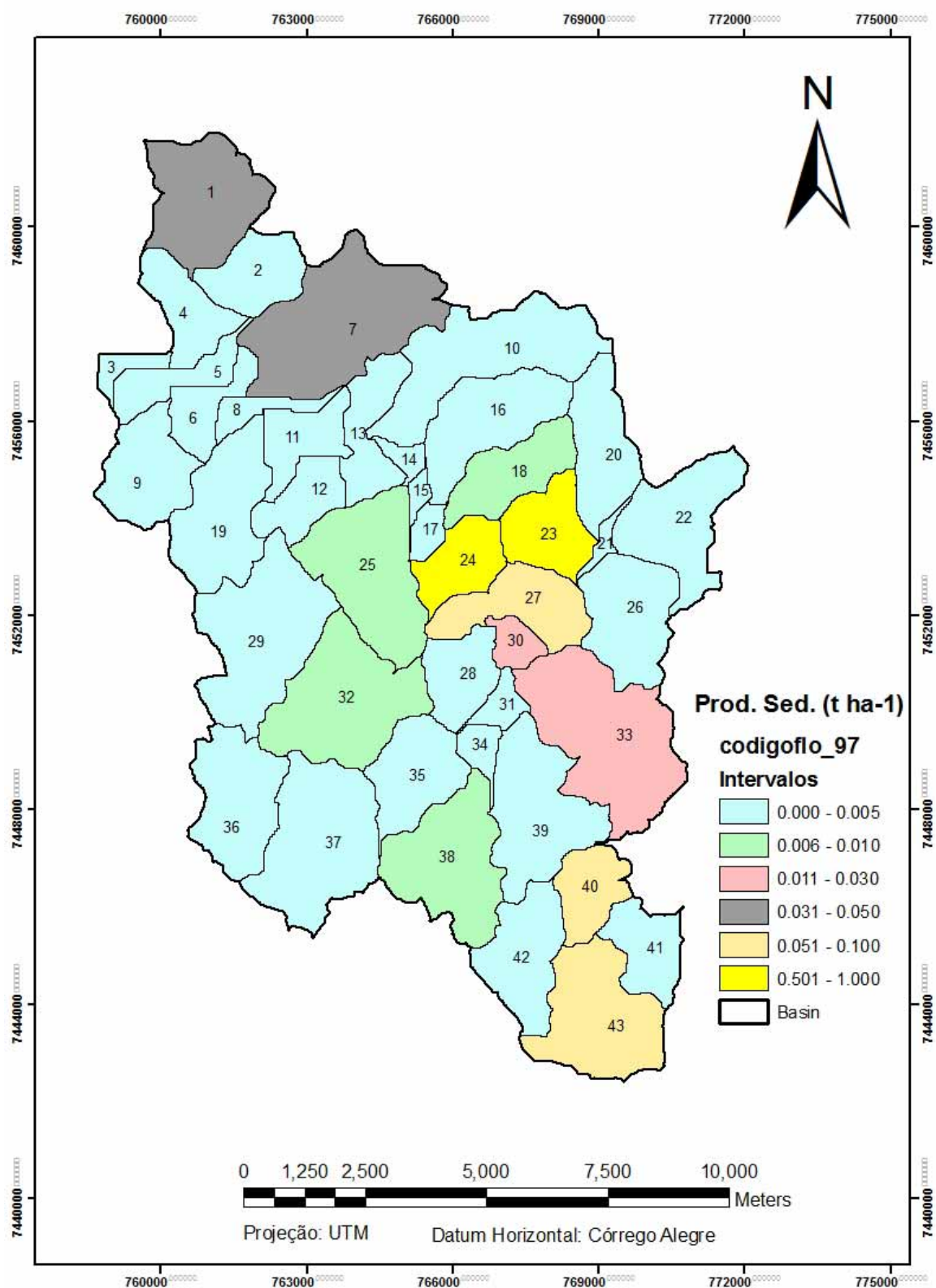


Figura 27. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo no ano de 1997, para o Cenário Código Florestal.

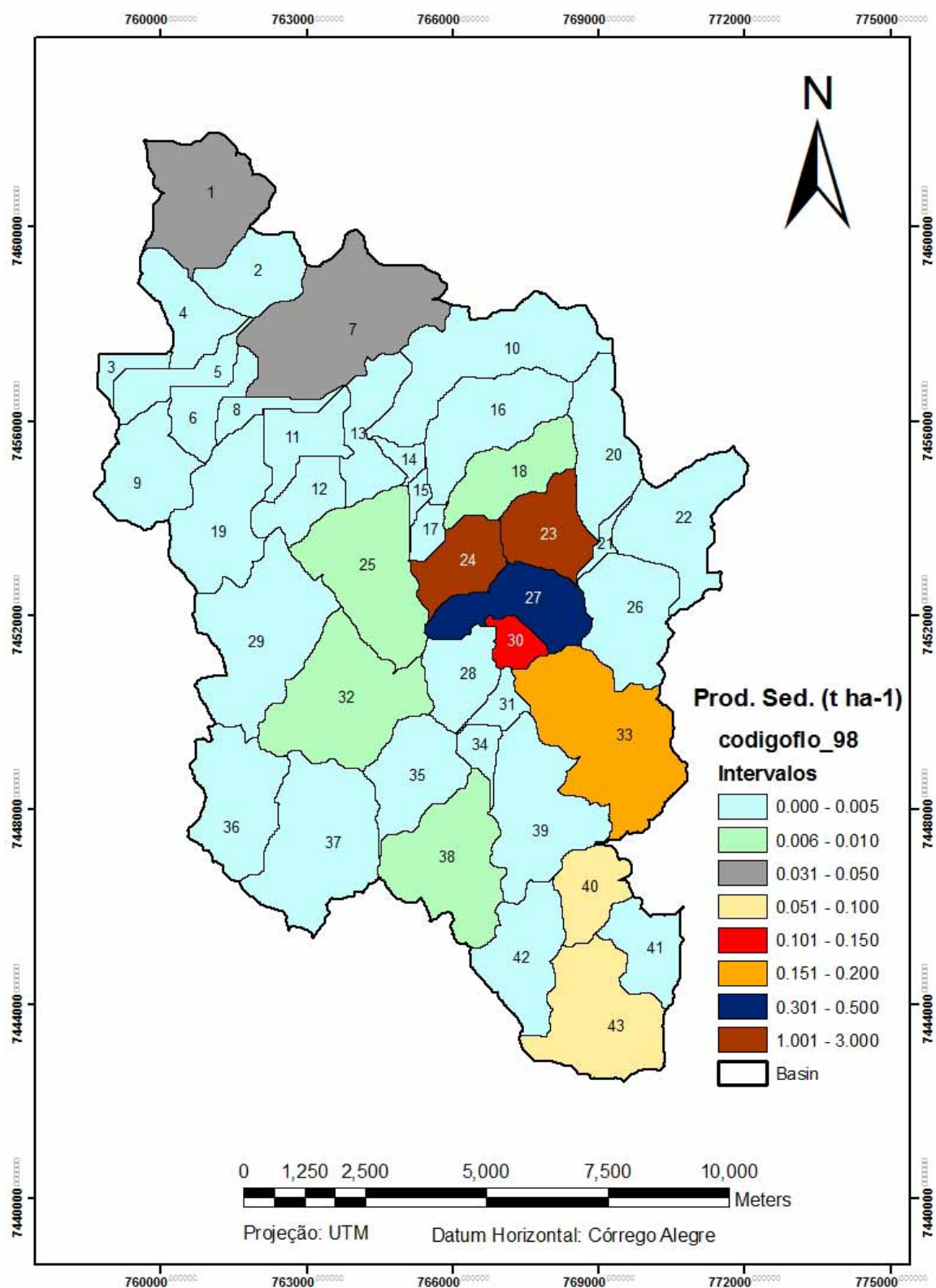


Figura 28. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo no ano de 1998, para o Cenário Código Florestal.

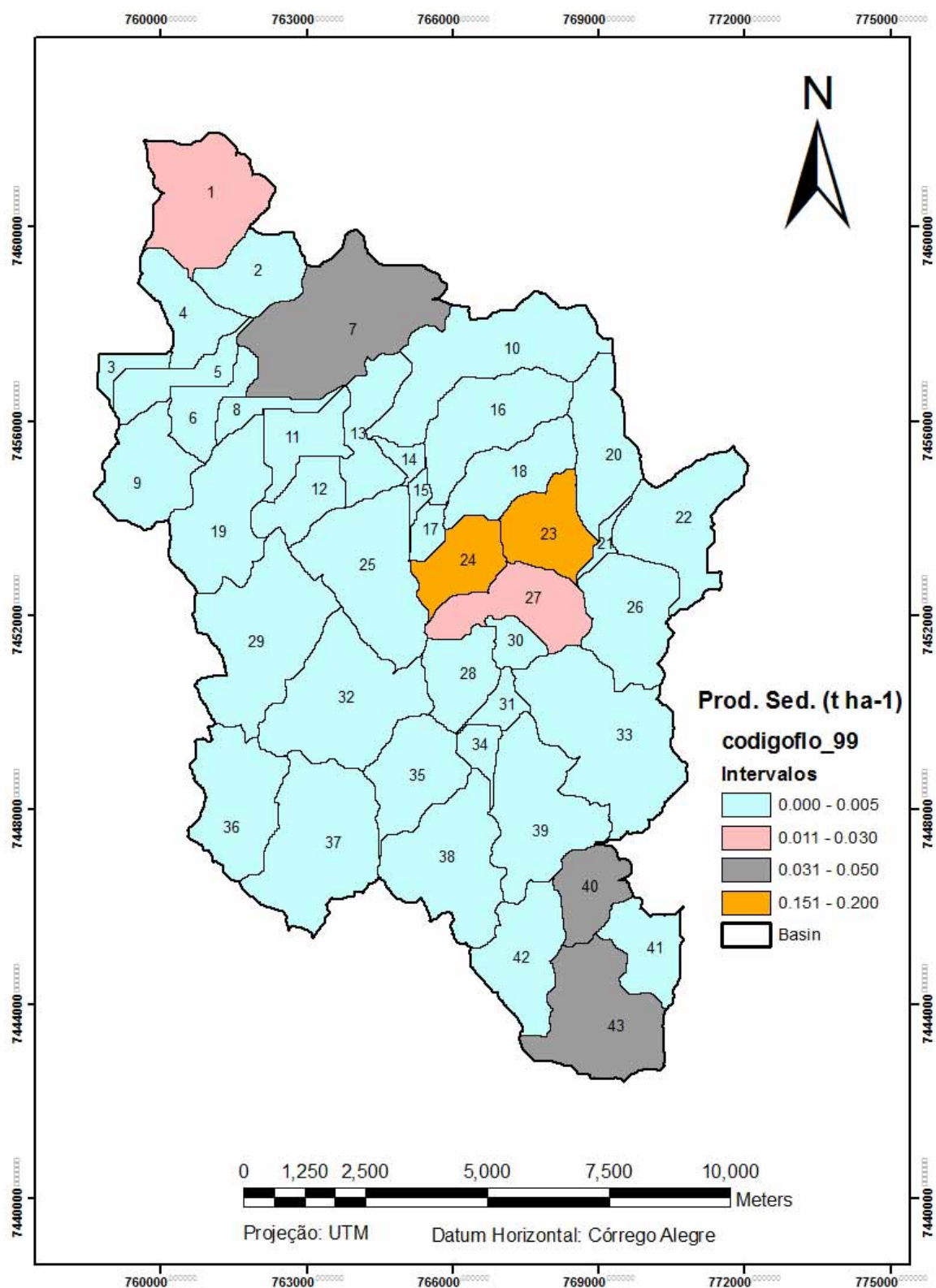


Figura 29. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo no ano de 1999, para o Cenário Código Florestal.

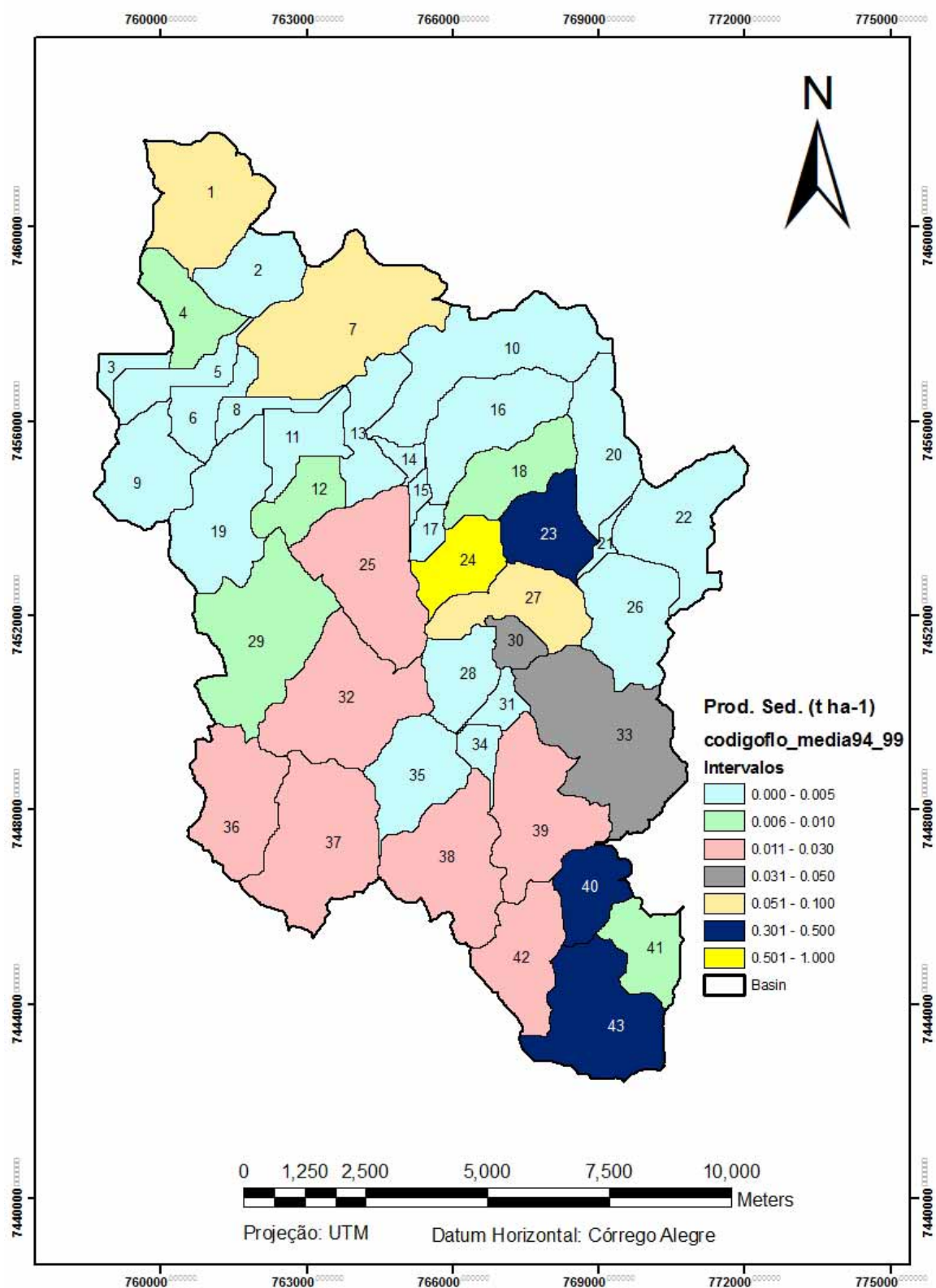


Figura 30. Distribuição espacial da produção anual de sedimentos na Bacia do Rio Pardo para a média do período de 1994 a 1999, no Cenário Código Florestal.

Observou-se que, durante os anos de 1995 até 1999, as sub-bacias tiveram um comportamento similar na produção de sedimentos, com variação de 0,000 a 0,005 t ha⁻¹, ocorrendo predominantemente aumento na variação da produção para as sub-bacias 1, 7, 23, 24, 40 e 43.

Para os anos de 1996, 1997 e 1998 praticamente ocorreu maior variação na produção de sedimentos nas sub-bacias 23 e 24, que mostraram um aumento na produção de forma sequencial ao longo desses três anos, com intervalos variando entre 0,201 a 0,300; 0,501 a 1,000 e 1,001 a 3,000 t ha⁻¹.

O ano de maior produção de sedimentos foi o de 1994 e o de menor foi de 1999, com 41 sub-bacias produzindo uma taxa de sedimentos inferior a 0,050 t ha⁻¹, das quais somente as sub-bacias 23 e 24 apresentam uma produção variando ente 0,151 a 0,200 t ha⁻¹.

Já, para o ano de 1994, observou-se 32 sub-bacias produzindo uma taxa de sedimentos inferior a 0,050 t ha⁻¹ e as sub-bacias 40 e 43 estão produzindo as maiores taxas com valores de 2,077 e 1,878 t ha⁻¹, respectivamente.

Com relação à produção média das sub-bacias ao longo do período de estudo, as sub-bacias 23, 40 e 43 foram as que produziram mais sedimentos, mas com uma taxa inferior a 0,500 t ha⁻¹, sendo que, a maior produção foi verificada na sub-bacia 23 com uma taxa de 0,455 t ha⁻¹. Também, foi possível observar que houve predominância de sub-bacias com baixa taxa de produção de sedimentos durante os seis anos de estudo.

Verificou-se, que na busca por um planejamento mais adequado para minimizar os efeitos da produção de sedimentos por meio de uso de cenários, o simples fato da modificação do uso atual do solo associado com a criação das Áreas de Preservação Permanente (APPs), da qual era desprovida, constatou-se que o resultado da simulação mostrou-se satisfatório para a conservação do solo.

Com a introdução das APPs, as áreas ripárias ficaram protegidas da erosão hídrica, pois a sua presença diminuiu a exposição dos solos nesta localidade. Conforme afirmaram Bertoni e Lombardi Neto (1990), a presença da cobertura vegetal é fundamental para reduzir os efeitos da erosão e, este fato, pode ser comprovado na bacia, mediante os resultados obtidos da simulação, quando da implementação do uso do cenário.

Como a área é desprovida de matas ciliares e as culturas que são observadas chegam a ocupar as áreas ripárias, isto favorece com que ocorra maior produção de sedimentos, pois, durante a fase de preparo do solo para o cultivo das culturas, ocorre uma maior

movimentação do solo. Este manejo, próximo às margens do rio, contribui para o aumento da erosão com produção de sedimentos e assoreamento do Rio Pardo, local para onde são carregados os sedimentos produzidos.

A diminuição na produção de sedimentos observada, resultante da transição do Cenário Original para o Cenário Código Florestal, fez com que a presença das APPs contribuísse de forma positiva na preservação dos sedimentos, pois passaram a funcionar como obstáculos para segurarem os sedimentos que são carregados e favorecerem o processo de infiltração, bem como proteger o solo do desprendimento de suas partículas, por funcionarem como anteparos contra os efeitos das gotas de chuva. Isto está de acordo com o relato de Vieira (1978), que comenta sobre a influência da cobertura vegetal sobre os processos de escoamento, e Bertoni e Lombardi Neto (1990), que disseram que o impacto da gota de chuva em terreno descoberto além de promoverem o desprendimento das partículas é a principal causa de erosão do solo pela água.

O fato de muitas sub-bacias apresentarem produção de sedimentos nula, pode sugerir que a taxa de transporte de sedimentos realizados ao longo do percurso, quando do escoamento superficial, está sendo interceptado pelas APPs, as quais influenciam na diminuição na velocidade do fluxo e promovem a sedimentação das partículas transportadas antes que cheguem ao leito do Rio Pardo.

Conforme afirmaram Bertoni e Lombardi Neto (1990), o escoamento da água superficial é o maior agente de transporte de partículas do solo e Tucci (1998) complementou que, o comportamento do escoamento, além da cobertura vegetal, depende também da declividade e do sistema de drenagem.

A dinâmica da produção de sedimentos que se desenvolve na Bacia do Rio Pardo é de difícil compreensão, pois, conforme relataram Bordas e Semmelmann (1993), os processos sedimentológicos são complexos, porque envolvem processos de remoção, transporte e deposição de partículas e que podem alterar o ciclo hidrológico.

Segundo Muscutt et al (1993), a destruição de áreas vegetadas e de matas ciliares para o uso agrícola e o largo uso de defensivos, são fatores que contribuem para o aumento do transporte de resíduos químicos e sedimentos para os cursos de água. Então, pode-se observar que a existência da cobertura vegetal na área, além de minimizar os processos de erosão hídrica tem importante papel no ecossistema da bacia e sua presença é um, dentre vários fatores,

que quando aplicados em conjunto com outras práticas conservacionistas garantirão o desenvolvimento sustentável para as gerações futuras.

Com relação às áreas localizadas em terrenos íngremes, quando se adotou o uso do solo para aquelas áreas que apresentavam declividade superior a 45% simultaneamente com áreas com presença de APP conforme prescrito em lei o resultado da simulação apresentou mínima produção de sedimentos.

Isto ocorreu porque as áreas antes destinadas às práticas de agricultura intensiva, como as plantações de cana-de-açúcar, de milho e de feijão; quando submetidas ao cenário proposto, passaram a ser preservadas com a implementação da vegetação nativa em seu lugar, pois, desta forma ficaram protegidas da ação do uso de maquinários e defensivos, além de desempenharem papel na diminuição da produção de sedimentos, por se localizarem em áreas altas e promoverem a produção de água, por processos de infiltração, na bacia hidrográfica.

6.9 Considerações finais

Recomenda-se trabalhar com uma série de dados observados com amplitude maior, para evitar que dados discrepantes possam vir a influenciar de forma errônea os resultados da simulação. Estes tipos de dados tendem a diluir os valores da série observada e, como consequência, não representam de maneira realística o fenômeno analisado. Foi o que aconteceu em relação aos dados observados para as medidas de vazão na área, da qual, cinco leituras ficaram prejudicadas em função da ocorrência do fenômeno natural de enchente, que ocorreu em janeiro de 1997.

Uma outra problemática que se constatou durante a simulação da produção de sedimentos foi a localização entre a estação meteorológica e a bacia hidrográfica, na qual se encontrava instalado o aparelho linígrafo. Ambos estavam distantes a aproximadamente 14 km. Isto prejudicou a interpretação dos dados gerados, pois, determinado evento, que ocorreu em uma localidade necessariamente não foi observada na outra. Mas é preciso enfatizar que, mesmo diante dessa problemática, esta era a realidade dos dados disponíveis para a área de estudo e que, mesmo sendo dados com origens diversas, a sua existência e disponibilidade contribuíram e muito para a realização do estudo, já que a maioria das bacias hidrográficas brasileiras não são

monitoradas ambientalmente, no que reflete em uma defasagem de trabalhos ambientais nesta linha de pesquisa.

Com relação à existência de um banco de dados disponível para estudo, este é outro fator agravante. É muito difícil encontrar registros, que possam servir de base para estudos científicos, não só no âmbito de ocorrência local, mas também no aspecto de ocorrência nacional. O SWAT é um modelo hidrológico que trabalha com uma gama de variáveis que precisam ser parametrizadas. Internamente, o SWAT tem inserido um banco de dados altamente enriquecido com informações ambientais, diferentemente do Brasil, que não possui um monitoramento ambiental de informações, as quais possam ser disponibilizadas pelos órgãos governamentais brasileiros. Para que o SWAT possa ser processado, para a realidade brasileira, é necessário que seu banco de dados seja adaptado no que for possível para os parâmetros brasileiros, pois do contrário, ele processará informações errôneas do estudo ambiental proposto.

Mas mesmo diante de todas estas dificuldades é preciso salientar que o SWAT é um modelo hidrológico que foi elaborado para trabalhar em bacias hidrográficas não monitoradas e que, mesmo diante de uma série pequena de dados de vazão observada agravada por uma ocorrência de enchente, foi possível calibrar modelo e atingir resultados satisfatórios na modelagem da produção de sedimentos para a Bacia do Rio Pardo.

De acordo com Grunwald e Frede (1999), citado por Machado (2002), o importante é que o modelo possa ser utilizado em situações onde nem todos os dados de entrada estejam disponíveis e que resultados razoáveis possam ser obtidos sem calibração, o que é um dos objetivos do modelo SWAT, ou seja, ser aplicado em bacias hidrográficas não monitoradas. Deve-se estar claramente entendido, entretanto, que a calibração quase sempre é necessária e que erros na simulação são maiores sem calibração.

Verificou-se que o modelo SWAT forneceu estimativas da produção de sedimentos para a Bacia do Rio Pardo por intermédio de simulação e que diante do cenário proposto houve redução na taxa de produção de sedimentos, mostrando que medidas de conservação de uso e manejo do solo podem ser tomadas para controlar mais eficientemente as perdas de sedimentos na bacia.

Como sugestão reforça-se o já proposto por Conte (1999), que comenta da criação de um “consórcio” entre os municípios de Botucatu e Pardinho, previsto na Lei 7663/91, que poderia viabilizar a adoção de práticas conservacionistas mais adequadas à área da Bacia do Rio Pardo, bem como promover a implantação de mata ciliar em todos os cursos de água da

referida bacia, além de trabalhar com a educação ambiental, visando à utilização racional e à proteção de suas águas, bem como propor o enquadramento do Rio Pardo como Classe 1, em razão de sua importância regional. Do exposto acima, é importante salientar a importância da Bacia do Rio Pardo, porque esta bacia é responsável por praticamente 100% do fornecimento de água para as cidades de Botucatu – SP e Pardinho – SP.

Desta forma, ressalta-se a importância das APPs ao longo dos corpos d'água conforme é estabelecido em lei, não só por exercerem presença como anteparos naturais, para a diminuição do impacto das gotas de chuva sobre os solos e redução da velocidade de fluxo do escoamento superficial, mas principalmente, por serem responsáveis pela manutenção da água no ciclo hidrológico. Com o armazenamento de água que abastecerá os aquíferos, garante-se a preservação e o suprimento deste bem da natureza, que é de suma importância para a sobrevivência dos seres humanos, animais e vegetais.

7 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos com a metodologia proposta para o estudo da Bacia do Rio Pardo, no período de 1994 a 1999, permitiram as seguintes conclusões:

- A produção média anual de sedimentos foi de $33,866 \text{ t ha}^{-1}$ e que após a simulação do Cenário Código Florestal houve diminuição de 93,29% dos sedimentos produzidos, passando a registrar produção total de $2,273 \text{ t ha}^{-1}$ para o período;
- Observou-se um predomínio inferior a $0,050 \text{ t ha}^{-1}$ para a produção anual de sedimentos entre as 43 sub-bacias, para cada ano de estudo, em relação ao Cenário Código Florestal;
- As menores taxas de produção de sedimentos foram observadas nas sub-bacias localizadas a jusante da Bacia do Rio Pardo;
- O fato de implementar algumas exigências regulamentadas em lei pelo Código Florestal Brasileiro, foi conclusivo para se reduzir a dinâmica do processo erosivo na bacia;
- A simulação de cenário promovida pela interface ArcSWAT 2009 mostrou-se uma ferramenta útil, para a realização das primeiras etapas de um planejamento ambiental, possibilitando tomada de decisões mitigadoras quanto aos processos evolutivos da produção de sedimentos que desencadeiam na bacia;

- A integração do SIG com a interface ArcSWAT 2009 contribuiu para a obtenção de um diagnóstico ambiental da Bacia do Rio Pardo, mostrando a viabilidade para a simulação da produção de sedimentos no período proposto de estudo.

8 REFERÊNCIAS

ALMEIDA, F. F. M. Perfil geológico do Estado. **Boletim de Geologia do Estado de São Paulo**, São Paulo, n. 41, p. 254-262, 1964.

ALVES, D. R. B.; FRIZZONE, J. A.; DOURADO NETO, D. Repartição da lâmina de irrigação, aplicada via pivô central, na cultura do milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 1, p. 67-70, 2001.

ARAUJO JUNIOR, A. A. **Diagnóstico físico conservacionista de 10 microbacias do Rio Capivara – Botucatu (SP), visando a ocupação racional do solo**. 2001. 131 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura)–Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2001.

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

ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R.; MAIDMENT, D. R. Continuous-time watershed sediment routing model for large basins. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 2, p. 121, 1995.

ARNOLD, J. G. et al. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. **Journal of the American Water Resources Association**, Jawa, v. 34, n. 1, p. 73-89, 1998.

ARNOLD, J. G. et al. Regional estimation of base flow and groundwater recharge in the Upper Mississippi river basin. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 227, p. 21-40, 2000.

ARNOLD, J. G.; FOHRER, N. SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 19, p. 563-572, 2005.

ASSAD, E. D. et al. Estruturação de dados geoambientais no contexto de microbacia hidrográfica. In: ASSAD, E. D.; SANO, E. E. (Orgs.). **Sistema de informações geográficas: aplicações na agricultura**. 2. ed. rev. e ampl. Planaltina: EMBRAPA, Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados, 1998. cap. 7, p. 119-137.

AYOADE, J. O. **Introdução à climatologia para os trópicos**. 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1991. 332 p.

BAGNOLD, R. A. Bedload transport in natural rivers. **Water Resources Research**, Washington, DC, v. 13, p. 303-312, 1977.

BARSANTI, P. et al. Soil erosion evaluation and multi-temporal analysis in two brazilian basins. In: INTERNATIONAL SWAT CONFERENCE, 2., 2003, Bari. **Proceedings...** Bari: Insituto di Ricerca sulle Acque, 2003. 1 CD-ROM.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 2. ed. São Paulo: Icone, 1990. 355 p.

BERTONI, J. C.; TUCCI, C. E. M. Precipitação. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre: Editora da UFRS; ABRH, 2001. p. 177-241.

BORDAS, M. P.; SEMMELMANN, F. R. Elementos de engenharia de sedimentos. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Editora da UFRS; ABRH; EDUSP, 1993. p. 915-943. (Coleção ABRH, 4).

BRANCO, N. **Avaliação da produção de sedimentos de eventos chuvosos em uma pequena bacia hidrográfica rural de encosta**. 1998. 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola/Irrigação e Drenagem)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1998.

BRASIL. Ministério da Agricultura. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado de São Paulo**. Brasília, DF, 1960. 634 p. (Boletim técnico, 12).

BRASIL. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. Lei n. 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 16 set. 1965. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L4771.htm>. Acesso em: 13 mar. 2011.

BRASIL. Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a política nacional de recursos hídricos, cria o sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos, regula o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial de União**, Brasília, DF, 8 jan. 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9433.htm>. Acesso em: 11 mar. 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Caderno setorial de recursos hídricos: agropecuária**. Brasília; DF, 2006. 98 p.

CALIJURI, M. L.; MEIRA, A. D.; PRUSKI, F. F. Geoprocessamento aplicado aos recursos hídricos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 27., 1998, Poços de Caldas. **Anais...** Lavras: Universidade Federal de Lavras, 1998. p. 167-225.

CÂMARA, G.; MEDEIROS, J. S. Princípios básicos em geoprocessamento. In: ASSAD, E. D.; SANO, E. E. **Sistemas de informações geográficas: aplicações na agricultura**. 2. ed. Planaltina: EMBRAPA, Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados, 1998. p. 3-11.

CAMPOS, S. **Fotointerpretação da ocupação do solo e suas influências sobre a rede de drenagem da bacia do Rio Capivara – Botucatu (SP), no período de 1962 – 1977**. 1993. 164 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura)-Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1993.

CARPENTER, T. et al. National threshold runoff estimation utilizing gis in support of operational flash flood warning systems. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 224, p. 21-44, 1999.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 1994. 372 p.

CARVALHO, W. A. **Relações entre relevo e solo da bacia do Rio Capivara município de Botucatu – SP**. 1981. 181 f. Tese (Livre Docência)-Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1981.

CARVALHO, W. A.; JIM, J. **Áreas de proteção ambiental**: região da “Serra de Botucatu” e região da “Serra de Fartura”. Botucatu: Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônomicas; Instituto Básico de Biologia, 1983. 47 p.

CHAVES, H. M. L. Análise global de sensibilidade dos parâmetros de Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, n. 15, p. 345-350, 1991.

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

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1980. 188 p.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgard Blücher, 1999. 236 p.

COCHRANE, T. A.; FLANAGAN, D. C. Assessing water erosion in small watersheds using WEPP with GIS and digital elevation models. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, n. 54, p. 678-685, 1999.

COELHO NETTO, A. L. Hidrologia de encosta na interface com a geomorfologia. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (Ed.). **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1998. p. 93-148.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Centro Tecnológico de Saneamento Básico. **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. São Paulo, 1987. 150 p.

CONTE, M. L. **Aspectos quantitativos e qualitativos das águas da Bacia Experimental do Rio Pardo – Região de Botucatu, SP**. 1999. 157 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura)-Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1999.

CONTE, M. L.; LEOPOLDO, P. R. **Avaliação de recursos hídricos: Rio Pardo, um exemplo**. São Paulo: UNESP, 2001. 141 p.

CRAWFORD, M.; LINSLEY, T. **Digital simulation in hydrology: Stanford Watershed Model IV**. Stanford: Department of Civil Engineering, 1966. 210 p. (Stanford University Technical Report, 39).

DAINESE, R. C. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicado ao estudo temporal do uso da terra e na comparação entre classificação não-supervisionada e análise visual**. 2001. 186 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Energia na Agricultura)-Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2001.

DI LUZIO, M. et al. **Arcview Interface for Swat2000: user's guide**. Temple: Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, 2002. 345 p.

EASTMAN, J. R. **IDRISI 32 for Windows: guide to GIS and image processing**. Massachusetts: Clark University, 1999. 2 v.

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

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF, 2006. 306 p.

FITZHUGH, T. W.; MACKAY, D. S. Impacts of input parameter spatial aggregation on an agricultural nonpoint source pollution model. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 236, p. 35-53, 2000.

FREITAS, P. L.; KER, J. C. Manejo integrado de solos em microbacias hidrográficas. In: CONGRESSO BRASILEIRO E ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE CONSERVAÇÃO DO SOLO, 8., 1990, Londrina. **Anais...** Londrina: Instituto Agrônomo do Paraná, 1996. p. 43-57.

GROSSI, C. H. **Sistema de informação geográfica – BASINS 3.0 na modelagem hidrológica da Bacia Experimental do Rio Pardo, SP**. 2003. 101 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Energia na Agricultura)-Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2003.

GUERRA, A. T. **Dicionário geológico-morfológico**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1993. 446 p.

HAGGETT, P.; CHORLEY, R. J. Modelos, paradigmas e a nova geografia. In: CHORLEY, R. J.; HAGGETT, P. **Modelos físicos e de informação geográfica**. Rio de Janeiro: LTC; São Paulo: Edusp, 1975. p. 1-19.

HEWLETT, J. D. **Principles of forest hydrology**. 2nd ed. Georgia: University of Georgia Press, 1982. 183 p.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Bulletin of the Geological Society of America**, New York, v. 56, n. 3, p. 275-370, 1945.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Secretaria de Planejamento da Presidência da República. **Carta do Brasil – Quadrícula de Botucatu**. Rio de Janeiro, 1969. 1 folha SF – 22 – R – IV – 3 – Botucatu. Escala 1:50.000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Secretaria de Planejamento da Presidência da República. **Carta do Brasil – Quadrícula de Bofete**. Rio de Janeiro, 1982. 1 folha SF – 22 – Z – D – III – 1 – Bofete. Escala 1:50.000.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Mapa geológico do Estado de São Paulo**. São Paulo, 1981. 2 v. Escala 1:500.000.

KOBIYAMA, M. Manejo de bacias hidrográficas: conceitos básicos. In: _____. **Curso de extensão: manejo de bacias hidrográficas sob a perspectiva florestal**. Curitiba: UFPR, Curso de Engenharia Florestal, 1999. p. 52-54. Apostila do curso. Disponível em: <<http://www.labhidro.ufsc.br/Artigos/bacia.pdf>>. Acesso em: 21 ago. 2008.

KOBIYAMA, M.; MANFROI, O. J. Importância da modelagem e monitoramento em bacias hidrográficas. In: _____. **Curso de extensão: manejo de bacias hidrográficas sob a perspectiva florestal**. Curitiba: UFPR, Curso de Engenharia Florestal, 1999. p. 111-118. Apostila do curso. Disponível em: <<http://www.labhidro.ufsc.br/Artigos/monitoramento.pdf>>. Acesso em: 21 ago. 2008.

KRYSANOVA, V.; MÜLLER-WOHLFEIL, D.; BECKER, A. Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. **Economic Ecological Modeling**, Amsterdam, v. 106, p. 261-289, 1998.

LANE, L. J. et al. Development and application of modern soil erosion prediction technology. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, n. 30, p. 893-912, 1992.

LEINZ, V.; AMARAL, S. E. do. Águas continentais de superfície. In: _____. **Geologia geral**. 8. ed. São Paulo: Nacional, 1980. p. 95-121.

LEOPOLDO, P. R.; SOUSA, A. P. **Hidrometria (medição de vazão)**. Botucatu: Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Departamento de Engenharia Rural, 1979. 71 p. Mimeografado.

LIMA, W. P. Indicadores hidrológicos do manejo sustentável de plantações de eucalipto. In: CONFERÊNCIA IUFRO SOBRE SILVICULTURA E MELHORAMENTO DE EUCALIPTOS, 1997, Colombo. **Anais ...** Colombo: EMBRAPA, 1997. p. 12-29.

LOMBARDI NETO, F. et al. Nova abordagem para o cálculo de espaçamento entre terraços. In: SIMPÓSIO SOBRE TERRACEAMENTO AGRÍCOLA, 1989, Campinas. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1989. p. 99-124.

MACHADO, R. E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. 2002. 152 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Irrigação e Drenagem)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A. Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do Ribeirão do Marins (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 3, p. 735-741, maio, 2003.

MENDES, C. A. B. Integração de modelos hidrológicos e sistemas de informações geográficas: fundamentos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 1, n. 1, p. 47-66, jan./jun. 1996.

MENDIONDO, E. M.; TUCCI, C. E. M. Escalas hidrológicas II: diversidade de processos na bacia vertente. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 2, n. 1, p. 59-122, 1997.

MONICO, J. F. G. **Posicionamento pelo NAVSTAR-GPS: descrição, fundamentos e aplicações**. São Paulo: Editora UNESP, 2000. 289 p.

MONTEIRO, R. C. **Estimativa do espaço temporal da superfície potenciométrica do sistema aquífero Guarani na cidade de Ribeirão Preto (SP), Brasil**. 2003. 212 f. Tese (Doutorado em Geociências/Geociências e Meio Ambiente)-Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2003.

MORE, R. Os modelos hidrológicos e a geografia. In: CHORLEY, R. J.; HAGGETT, P. **Modelos físicos e de informação geográfica**. Rio de Janeiro: LTC; São Paulo: Edusp, 1975. p. 104-138.

MOTA, S. **Preservação e conservação de recursos hídricos**. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 200 p.

MUSCUTT, A. D. et al. Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 45, p. 59-77, 1993.

NEITSCH, S. L. et al. **Soil and water assessment tool**: theoretical documentation version 2000. Temple: Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, 2002a. 498 p.

NEITSCH, S. L. et al. **Soil and water assessment tool**: user's manual version 2000. Temple: Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, 2002b. 437 p.

NEITSCH, S. L. et al. **Soil and water assessment tool**: Input/output file documentation version 2009. Temple: Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, 2009. 603 p.

PAIVA, C. F. E. et al. Estimativa das perdas de solo por erosão hídrica na bacia do Rio Una Taubaté-SP com o emprego de sensoriamento remoto. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11., 2003, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: INPE, 2003. p. 1407-1414.

PESSOA, M. C. P. Y. et al. **Principais modelos matemáticos e simuladores utilizados para análise de impactos ambientais das atividades agrícolas**. Jaguariúna: EMBRAPA, CNPMA, 1997. 83 p. (Documentos, 8).

PETERSON, J. R.; HAMLETT, J. M. Hydrologic calibration of the SWAT model in a watershed containing fragipan soils. **Journal of the American Water Resources Association**, JAWRA, n. 34, p. 531-544, 1998.

PETRI, S; FÚLFARO, V. J. **Geologia do Brasil**. São Paulo: Edusp, 1983. 631 p.

PIROLI, E. L. **Geoprocessamento na determinação da capacidade e avaliação do uso da terra do município de Botucatu – SP**. 2002. 107 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura)-Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2002.

POLITANO, W. et al. Avaliação mediante o emprego de imagens aéreas das condições ligadas ao uso da terra e erosão acelerada de uma área com solos arenosos provenientes da formação Bauru. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 17., 1988, Iperó. **Resumos...** Iperó: CENEA/SBEA, 1988. p. 48.

PRESS, F. et al. O ciclo hidrológico e a água subterrânea. In: _____. **Para entender a terra**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2006. p. 313-338.

RANIERI, S. B. L. **Avaliação de modelos matemáticos (USLE e WEPP) para a determinação da erosão do solo em uma bacia hidrográfica no município de Piracicaba – SP**. 2000. 92 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Solos e Nutrição de Plantas)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

RAY, G. **Fotografias aéreas na interpretação e mapeamento geológico**: tradução. São Paulo: Instituto Geográfico e Geológico, 1963. 88 p.

RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. **Conceitos básicos de modelagem hidrológica**. São José dos Campos: INPE, cap. 2. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/cursos/tutoriais/modelagem/cap2_modelos_hidrologicos.pdf>. Acesso em: 2 fev. 2010.

RIGHETTO, A. M. **Hidrologia e recursos hídricos**. São Carlos: USP, EESC, 1998. 819 p.

ROCHA, J. S. M. Manejo integrado de bacias hidrográficas. In: _____. **Manual de projetos ambientais**. Santa Maria: Imprensa Universitária, 1997. p. 71-141.

RODRIGUES, M. Introdução ao geoprocessamento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOPROCESSAMENTO, 1., 1990, São Paulo. **Resumos...** São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 1990. p. 1-26.

ROSS, J. L. S. Análise e sínteses na abordagem geográfica da pesquisa para o planejamento ambiental. **Geografia**, Rio Claro, v. 9, n. 1, p. 65-75, 1995.

SANTOS, R. F. **Planejamento ambiental**: teoria e prática. São Paulo: Oficina de Textos, 2004. 184 p.

SANTOS, I. et al. **Hidrometria aplicada**. Curitiba: Instituto de Tecnologia para Desenvolvimento, 2001. 372 p.

SHARPLEY, A. N.; WILLIAMS, J. R. **EPIC**: erosion productivity impact calculator 1: model documentation. Washington, DC: USDA, Agricultural Research Service, 1990. 145 p. (Technical bulletin, 1798).

SHAW, K. **An evaluation of the Basins 3.0 models including the procedural steps taken to evaluate the Barton Creek Watershed**. Lexington: University of Kentuck, 2001. 22 p.

SIMÕES, S. J. C.; COIADO, E. M. Processos erosivos. In: _____. **Hidrologia aplicada a gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001. cap. 10, p. 283-293.

SILVEIRA, A. L. L. da Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre: Editora da UFRS; ABRH, 2001. p. 35-51.

SLOAN, P. G. et al. **Modeling surface and subsurface stormflow on steeply-sloping forested watersheds**. Lexington: University Kentucky, 1983. (Technical report 142).

SLOAN, P. G.; MOORE, I. D. Modeling subsurface stormflow on steeply sloping forested watersheds. **Water Resources Research**, Washington, DC, v. 20, n. 12, p. 1815-1822, 1984.

SOUZA, A. J. et al. Aspectos físicos do município de Botucatu. In: _____. **Botucatu: pólo de desenvolvimento regional**. Botucatu: UNESP, 1985. 34 p. Mimeografado

SPRUILL, C. A.; WORKMAN, S. R.; TARABA, J. L. Simulation of daily and monthly stream discharge from small watershed using SWAT model. **Transactions of the ASAE**, Michigan, v. 43, n. 6, p. 1431-1439, 2000.

SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. G. Integration of a basin-scale water quality model with GIS. **Water Resources Bulletin**, Hemdon, v. 30, n. 3, p. 453-462, 1994.

STAR, J.; ESTES, J. **Geographic information systems: an introduction**. New Jersey: Prentice Hall, 1990. 303 p.

SUI, D.; MAGGIO, R. Integrating gis with hydrological modeling: practices, problems and prospects. In: _____. **Computers, environment and urban systems**. Amsterdam: Elsevier, 1999. v. 23, p. 33-51.

TEIXEIRA, C.; KUTNER, M. B. Plankton studies in a mangrove environment I: first assessment of a standing stock and principal factors. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, v. 12, n. 3, p. 101-124, 1962.

TEIXEIRA, A. L. A.; CHRISTOFOLETTI, A. **Sistemas de informações geográficas: dicionário ilustrado**. São Paulo: HUCITEC, 1997. 320 p.

TIM, U. S.; JOLLY, R. Evaluating agricultural nonpoint-source pollution using integrated Geographic Information Systems and Hydrology/Water Quality model. **Journal of Environmental Quality**, Madison, n. 23, p. 25-35, 1994.

TORNERO, M. T. **Fotointerpretação da cobertura vegetal e da rede de drenagem da bacia experimental do Rio Pardo, no período de 15 anos**. 1996. 129 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Energia na Agricultura)-Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1996.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre: Editora da UFRGS; ABRH, 1998. 669 p.

TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS; ABRH, 2001. 943 p. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos, 4).

UNITED STATES. Department of Agriculture, Soil Conservation Service. **Engineering handbook**. Washington, DC, 1972. 250 p.

VALÉRIO FILHO, M.; ARAÚJO JUNIOR, G. J. L. Técnicas de geoprocessamento e modelagem aplicadas ao monitoramento de áreas submetidas aos processos de erosão do solo. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROSÃO, 5., 1995, Bauru. **Anais...** Bauru: ABGE; IPT, 1995. p. 279-82.

VETTORAZZI, C. A. **Sensoriamento remoto orbital**. Piracicaba: ESALQ, Departamento de Engenharia Rural, 1992. 134 p. (Série didática, 2).

VIEIRA, N. M. **Estudo geomorfológico das boçorocas de Franca, SP**. 1978. 226 f. Tese (Doutorado em Geociências)-Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade Estadual Paulista, Franca, 1978.

VIEIRA, G. B. **Santa Cruz do Rio Pardo: histórico do Rio Pardo**. Disponível em: <<http://www.riopardosantacruz.com.br/historia.php>>. Acesso em: 13 maio 2010.

WIGMOSTA, M.; VAIL, L. W.; LETTENMAIER, D. P. A distributed hydrology-vegetation model for complex terrain. **Water Resources Research**, Washington, DC, v. 30, p. 1665-1679, 1994.

WILLIAMS, J. R. SPNM, a model for predicting sediment, phosphorus, and nitrogen yields from agricultural basins. **Water Resources Bulletin**, Hemdon, v. 16, p. 843-848, 1980.

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

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses**: a guide to conservation planning. Washington, DC: USDA, 1978. 58 p. (Agricultural handbook, 537).

XAVIER, A. C.; VETTORAZZI, C. A. Leaf area index of ground covers in a subtropical watershed. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 60, p. 425-431, 2005.

ZACHAR, D. **Soil erosion**: developments in soil science. New York: Elsevier Scientific, 1982. 547 p.

ZIMBACK, C. R. L. **Levantamento semidetalhado dos solos da bacia do Rio Pardo nos municípios de Pardinho e Botucatu**. Botucatu: UNESP, Faculdade de Ciências Agronômicas, 1997. 55 p.

ZINKE, J. P. Photointerpretation in hidrology and watershed management. In: _____. **Manual of photographic interpretation**. Washington, DC: American Society of Photogrammetry, 1960. chap. 10, p. 539-560.