

**CALIBRAÇÃO, VALIDAÇÃO E APLICAÇÃO DO MODELO INVEST PARA A
ESTIMATIVA DE BENEFÍCIOS AOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICO NA BACIA
DO RIBEIRÃO PIPIRIPAU (DF/GO)**

LÍCIA MARIA NUNES DE AZEVEDO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

FACULDADE DE TECNOLOGIA

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**CALIBRAÇÃO, VALIDAÇÃO E APLICAÇÃO DO MODELO INVEST PARA A
ESTIMATIVA DE BENEFÍCIOS AOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICO NA BACIA
DO RIBEIRÃO PIPIRIPAU (DF/GO)**

LÍCIA MARIA NUNES DE AZEVEDO

**ORIENTADOR: HENRIQUE MARINHO LEITE CHAVES
DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

Brasília/DF: Agosto – 2017

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

“CALIBRAÇÃO, VALIDAÇÃO E APLICAÇÃO DO MODELO INVEST PARA
A ESTIMATIVA DE BENEFÍCIOS AOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS NA
BACIA DO RIBEIRÃO PIPIRIPAU (DF/GO)”

LÍCIA MARIA NUNES DE AZEVEDO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO ACADÊMICO SUBMETIDA AO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS, DO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL, DA FACULDADE DE
TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO PARTE DOS
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE.

APROVADA POR:



Prof. Dr. HENRIQUE MARINHO LEITE CHAVES (Departamento de
Engenharia Florestal – EFL/UnB);
(Orientador)



Prof. Dr. ERALDO APARECIDO TRONDOLI MATRICARDI (Departamento de
Engenharia Florestal – EFL/UnB);
(Examinador Interno)



Prof. Dr. JOSÉ WILSON CORRÊA ROSA (Instituto de Geociências – IG/UnB);
(Examinador Externo)

Prof. Dr. RICARDO DE OLIVEIRA GASPAR (Departamento de Engenharia
Florestal – EFL/UnB).
(Examinador Suplente)

Brasília-DF, 29 de agosto de 2017.

FICHA CATALOGRÁFICA

MAZ994c	Maria Nunes de Azevedo, Lícia Calibração, validação e aplicação do modelo InVEST para a estimativa de benefícios aos serviços ecossistêmicos na bacia do Ribeirão Pípiripau (DF/GO) / Lícia Maria Nunes de Azevedo; orientador Henrique Marinho Leite Chaves. -- Brasília, 2017. 98 p. Dissertação (Mestrado - Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, 2017. 1. Serviços ecossistêmicos . 2. aporte de sedimento. 3. provimento de água. 4. ribeirão Pípiripau. I. Marinho Leite Chaves, Henrique, orient. II. Título.
---------	--

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

AZEVEDO, L. M. N., Calibração, validação e aplicação do modelo InVEST para a estimativa de benefícios aos serviços ecossistêmicos na bacia do Ribeirão Pípiripau (DF/GO). PPGEFL. DM - XXA/XX. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 98p. 2017.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Lícia Maria Nunes de Azevedo

TÍTULO: Calibração, validação e aplicação do modelo InVEST para a estimativa de benefícios aos serviços ecossistêmicos na bacia do Ribeirão Pípiripau (DF/GO).

GRAU: Mestre ANO: 2017

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Lícia Maria Nunes de Azevedo

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador Prof. Henrique Chaves pelos ensinamentos e paciência na condução desse trabalho,

Agradeço à minha família, em especial meus pais e irmãs por todo suporte,

Agradeço ao meu namorado, Adolfo, por ser o maior incentivador no desenvolvimento desse trabalho,

Agradeço a todos os colegas da The Nature Conservancy (TNC) que de algum modo contribuíram para este trabalho.

Agradeço ao programa Produtor de Água da bacia do Ribeirão Pipiripau pela oportunidade de analisar as ações de recuperação e desenvolvimento sustentável executadas na bacia.

RESUMO

Calibração, validação e aplicação do modelo InVEST para a estimativa de benefícios aos serviços ecossistêmicos na bacia do Ribeirão Pípiripau (DF/GO)

Autora: Lícia Maria Nunes de Azevedo

Orientador: Henrique Marinho Leite Chaves

Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais

Brasília, Agosto de 2017

Os serviços ecossistêmicos têm recebido especial atenção por parte de gestores ambientais. Assim, é de fundamental importância entender quais são os benefícios da alteração do uso do solo a partir da adoção de técnicas para a restauração florestal como também da adoção de práticas de conservação do solo no comportamento e na capacidade de geração dos serviços ecossistêmicos. Para compreender a importância da adoção de práticas conservacionistas para a gestão dos recursos hídricos, este estudo teve como objetivo calibrar, validar e aplicar o modelo InVEST para estimar os benefícios aos serviços ecossistêmicos, em termos de redução do aporte de sedimentos e incremento no provimento de água na bacia hidrográfica do ribeirão Pípiripau. A bacia do Ribeirão Pípiripau está localizada no nordeste do Distrito Federal, na divisa com o município de Formosa/GO, ocupa uma área total de 23.527 hectares e faz parte do projeto Programa Produtor de Água (PdA) no Distrito Federal. Foram simulados a situação atual da bacia e 2 cenários de ações de passivo ambiental em 3 cenários climáticos. Na calibração e validação do modelo de exportação de sedimentos e do modelo de produção de água sazonal, os dados gerados apresentaram resultados que acompanham os dados hidrossedimentológicos da bacia. O aporte de sedimento médio na bacia foi de 1.555 t/ano e a vazão líquida foi 2,49 m³/s. Nos cenários futuros, as simulações geraram uma redução de até 44% do aporte de sedimento na bacia, uma redução de até 69 mm na produção superficial de água e um aumento de até 46 mm na produção de escoamento de base. Conclui-se que o uso dessa ferramenta pode auxiliar na predição de consequências hidrológicas a partir de mudanças de uso do solo, tais como as alterações promovidas pelo Programa Produtor de Água que visam reduzir o aporte de sedimentos e aumentar a infiltração de água no solo.

Palavras-chave: Serviços ecossistêmicos, aporte de sedimento, provimento de água.

ABSTRACT

Calibration, validation and application of the InVEST model for the estimation of benefits to ecosystem services in the catchment area of the Pípiripau stream (DF/GO)

Author: Lícia Maria Nunes de Azevedo

Advisor: Henrique Marinho Leite Chaves

Graduate program in Forestry Sciences

Brasília, August of 2017

Ecosystem services have received special attention from environmental managers. Therefore, it is of fundamental importance to understand the benefits of altering land use through the techniques adoption for forest restoration as well as the adoption of soil conservation practices in the behavior and capacity to generate ecosystem services. In order to understand the importance of the adoption of conservation practices for the management of water resources, this study aimed to calibrate, validate and apply the InVEST model to estimate the benefits to ecosystem services in terms of reduction of sediment supply and increment in water supply in the watershed of the Pípiripau stream. The Pípiripau stream basin is located in the northeast of the Distrito Federal on the border with the municipality of Formosa / GO, occupies an area of 23,527 hectares and it is part of the Water Producer Program (PdA) in the Distrito Federal. The simulation was performed for current situation of the basin and for 2 scenarios of actions of environmental liabilities in 3 climatic scenarios. In the calibration and validation of the sediment export model and the seasonal water production model the data generated presented results that accompany the hydrosedimentological data of the basin. The mean sediment yield in the basin was 1,555 t/year and the net flow was 2.49 m³/s. In the future scenarios, the simulations generated a reduction of up to 44% in the sediment load in the basin, a reduction of up to 69 mm of quickflow and an increase of up to 46 mm of base flow. It is concluded that the use of this tool can help in the prediction of hydrological consequences from changes in land use, such as the changes promoted by the Water Producer Program, which aim to reduce the contribution of sediments and increase the infiltration of water in the soil.

Key words: Ecosystem services, sediment supply, water supply.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
2.1. Objetivo Geral	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
3.1. Serviços ecossistêmicos	3
3.2. Modelagem de serviços ecossistêmicos	6
3.2.1. Calibração de modelos	11
3.2.2. Validação de modelos	11
3.2.3. Modelo InVEST (<i>Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs</i>)	11
3.3. Erosão do solo	14
3.3.1. Erosão hídrica	15
3.3.2. Fatores que Influenciam na erosão do solo	16
3.4. Produção de sedimento na bacia hidrográfica	18
3.5. Tolerância à perda de solo	19
3.6. Produção de água na bacia hidrográfica	21
4. MATERIAIS E MÉTODOS	25
4.1. Caracterização da área de estudo	25
4.2. Modelo InVEST (<i>Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs</i>)	26
4.2.1. Submodelo de exportação de sedimentos (<i>Sediment delivery model – SDR</i>)	26
4.2.2. Submodelo de produção sazonal de água (<i>Seasonal water yield model</i>).....	28
4.2.3. Parâmetros e dados de entrada do modelo de exportação de sedimentos e do modelo de produção sazonal de água	30
4.2.3.1. Delimitação da bacia de contribuição	31
4.2.3.2. Modelo Digital de Elevação (MDE ou DEM, em inglês).....	32
4.2.3.3. Uso e cobertura do solo	33
4.2.3.4. Erosividade da chuva (R)	34
4.2.3.5. Erodibilidade do solo (K)	35
4.2.3.6. Fatores C e P	35
4.2.3.7. Precipitação mensal	36
4.2.3.8. Evapotranspiração de referência mensal (ET _o)	37
4.2.3.9. Grupos de solo hidrológico (SCS)	37
4.2.3.10. Fator Curva-Número (CN)	38

4.2.3.11. Coeficiente da vegetação ou da cultura (Kc).....	39
4.2.3.12. Eventos de chuva por mês	39
4.3. Calibração do modelo da exportação de sedimentos e do modelo da produção de água em cenário de uso do solo atual	40
4.4. Validação do modelo de exportação de sedimentos e do modelo de produção de água em cenário de uso do solo atual	43
4.5. Simulações de exportação de sedimentos e de produção de água em diferentes cenários	44
4.6. Avaliação de benefícios das ações na bacia	46
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
5.1. Calibração do modelo da exportação de sedimentos e do modelo da produção de água em cenário de uso do solo atual	49
5.2. Validação do modelo da exportação de sedimentos e do modelo da produção de água em cenário de uso do solo atual	53
5.3. Simulações de exportação de sedimentos e de produção de água em cenários futuros e avaliação de benefícios biofísicos	56
6. CONCLUSÃO	75
REFERÊNCIAS.....	76

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Serviços ecossistêmicos segundo categorias. Fonte: MEA (2005)	4
Figura 2: Cadeia ecossistêmica de prestação de serviços, relacionando à função ecológica dos serviços ecossistêmicos e os benefícios proporcionados às pessoas. Fonte: SHARP et al. (2016)	12
Figura 3: Erosão laminar (A), erosão em sulcos (B) e erosão em canais ou voçoroca (C). Fonte: Hillel (1998).	15
Figura 4: Erosão por salpicamento em uma superfície de solo inclinada. Fonte: HILLEL (1998) 16	
Figura 5: Evolução do perfil de umidade no solo. Fonte: TUCCI (2004).....	16
Figura 6: Balanço hídrico em uma bacia hidrográfica. Fonte: KOBAYAMA et al. (2014).....	22
Figura 7: Componentes do escoamento. Fonte: Zhang (2002).....	23
Figura 8: Microbacias experimentais com cobertura florestal e pastagem. Fonte: Trancoso et al. (2007)	23
Figura 9: Mapa da área de estudo. Fonte: ANA (2010).....	25
Figura 10: Evolução do uso e ocupação do solo da bacia do ribeirão Pípiripau de 1953 a 2006. Fonte: CHAVES (2012)	26
Figura 11: Abordagem conceitual proposta por Borselli et al. (2008), utilizada no modelo de exportação de sedimentos. Fonte: SHARP et al. (2016)	27
Figura 12: Balanço hídrico na escala do pixel, utilizada no modelo de produção sazonal de água. Fonte: SHARP et al. (2016)	28
Figura 13: Bacia de contribuição a montante da estação fluviométrica Frinocap.....	32
Figura 14: Modelo digital de elevação (MDE)	33
Figura 15: Mapa de uso e cobertura do solo	34
Figura 16: Mapa pedológico.....	38
Figura 17: “Proxy” linear entre os valores do parâmetro k e a precipitação anual utilizada na validação do modelo de exportação de sedimentos.	43
Figura 18: Área variável em uma bacia hidrográfica. Fonte: Hewlett e NUTTER (1969)	48
Figura 19: Gráfico do erro mínimo local para o ano 1998 (a), 2000 (b), 2002 (c), 2004 (d), 2006 (e) e 2008(f) na etapa de calibração do modelo de exportação de sedimentos.	50
Figura 20: Correlação entre aporte de sedimento anual observado e o resultado simulado pelo modelo de exportação de sedimentos no período de calibração.	51
Figura 21: Correlação entre vazão líquida observada (Qobs) e a vazão líquida simulada (Qcal) pelo modelo de produção sazonal de água no período de calibração do parâmetro α	52
Figura 22: Correlação entre vazão líquida observada (Qobs) e a vazão líquida simulada (Qcal) pelo modelo de produção sazonal de água no período de calibração dos parâmetros default. 53	

Figura 23: Correlação entre aporte de sedimento anual observado e o resultado simulado pelo modelo de exportação de sedimentos no período de validação.....	54
Figura 24: Correlação entre aporte de sedimento anual observado e o resultado simulado pelo modelo de exportação de sedimentos no período de validação.....	55
Figura 25: Correlação entre vazão anual observada e a vazão simulada pelo modelo de produção sazonal de água no período de validação.....	55
Figura 26: Benefícios biofísicos em termos de redução do aporte de sedimento nos cenários futuros simulados.....	57
Figura 27: Resultados de erosão média do solo simulado em cada cenário futuro	59
Figura 28: Erosão média na bacia em 2007 - ano seco - no cenário atual (A), no cenário PdA 50% (B) e no cenário PdA 100% (C).....	60
Figura 29: Erosão média na bacia em 2008 - ano médio - no cenário atual (A), no cenário PdA 50% (B) e no cenário PdA 100% (C).....	61
Figura 30: Erosão média na bacia em 2004 - ano úmido - no cenário atual (A), no cenário PdA 50% (B) e no cenário PdA 100% (C).....	62
Figura 31: Tolerância à perda do solo no critério off-site.....	63
Figura 32: Tolerância à perda do solo no critério on-site na bacia em 2007 - ano seco - no cenário atual (A), no cenário PdA 50% (B) e no cenário PdA 100% (C).....	65
Figura 33: Tolerância à perda do solo no critério on-site na bacia em 2008 - ano médio - no cenário atual (A), no cenário PdA 50% (B) e no cenário PdA 100% (C).....	66
Figura 34: Tolerância à perda do solo no critério on-site na bacia em 2004 - ano úmido - no cenário atual (A), no cenário PdA 50% (B) e no cenário PdA 100% (C).....	67
Figura 35: Resultados de produção de água simulada em cada cenário futuro	69
Figura 36: escoamento superficial na bacia em 2007 - ano seco - no cenário atual (A), no cenário PdA 50% (B) e no cenário PdA 100% (C).	70
Figura 37: escoamento superficial na bacia em 2008 - ano médio - no cenário atual (A), no cenário PdA 50% (B) e no cenário PdA 100% (C).	71
Figura 38: escoamento superficial na bacia em 2004 - ano úmido - no cenário atual (A), no cenário PdA 50% (B) e no cenário PdA 100% (C).	72
Figura 39: Aporte de sedimento (Y) no critério off-site e a zona de saturação no ano 2008 (médio)- no cenário atual (A), no cenário PdA 50% (B) e no cenário PdA 100% (C).....	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Ferramentas de gestão de serviços ecossistêmicos, seus respectivos desenvolvedores e finalidade. (Fonte: FUNBIO, 2014)	8
Tabela 2: Classificação sobre a mudança de uso do solo (Fonte: TUCCI, 2005).	24
Tabela 3: Parâmetros e dados de entrada utilizados no modelo de exportação de sedimentos.	30
Tabela 4: Parâmetros e dados de entrada utilizados no modelo de produção de água sazonal.	30
Tabela 5: Precipitação total anual e índice anual de erosividade da chuva na bacia	35
Tabela 6: Índice de erodibilidade do solo na bacia	35
Tabela 7: Fatores C e P adotados para cada classe de uso e cobertura do solo na bacia	36
Tabela 8: Precipitação mensal de 1998 a 2009 na estação pluviométrica Taquara	36
Tabela 9: Grupos de solos hidrológicos para cada tipo de solo na bacia.....	37
Tabela 10: Fator CN adotados para cada classe de uso e cobertura do solo na bacia.	38
Tabela 11: Fator Kc adotados para cada classe de uso e cobertura do solo na bacia.	39
Tabela 12: Eventos de chuva por mês dos anos 1998 a 2009 da estação pluviométrica Taquara	39
Tabela 13: Valores do parâmetro k utilizados na calibração do modelo de exportação de sedimentos.....	41
Tabela 14: Valores do parâmetro k utilizados na validação do modelo de exportação de sedimentos.....	44
Tabela 15: Uso do solo na bacia do ribeirão Pipiripau no cenário atual e nos cenários futuros.	46
Tabela 16: Valores de tolerância à perda de solo para cada tipo de solo na bacia	47
Tabela 17: Valores da erosão média do solo simulados em cada cenário futuro.....	58
Tabela 18: Tolerância à perda do solo no ano 2007 (seco) no critério on-site.....	63
Tabela 19: Tolerância à perda do solo no ano 2008 (médio) no critério on-site.....	64
Tabela 20: Tolerância à perda do solo no ano 2008 (médio) no critério on-site.....	64
Tabela 21: Valores produção de água simulados em cada cenário futuro	68
Tabela 22: Zona de saturação para a bacia do ribeirão Pipiripau no ano 2008 (médio)	73
Tabela 23: Aporte de sedimento (Y) no critério off-site e a zona de saturação no ano 2008 (médio).....	73

1. INTRODUÇÃO

As bacias hidrográficas são habitats importantes para uma larga variedade de animais e plantas. Para o ser humano, dentre outras características, são fontes essenciais para abastecimento de água superficial em quantidade e qualidade adequada.

De acordo com BALBINOT et al. (2008), as bacias hidrográficas são vulneráveis a alterações do uso e cobertura do solo, pois essas alterações interferem nas propriedades do solo, refletindo de forma positiva ou negativa nas propriedades e nas características da água dos rios e no ciclo hidrológico de um manancial.

Com a degradação das florestas, o avanço da agricultura e o aumento da utilização do solo de forma não planejada em uma bacia hidrográfica, há alterações no meio natural que provocam consequências negativas e por vezes desastrosas sobre os fluxos ecossistêmicos de uma bacia hidrográfica (BRANCO, 1998).

Assim, proteger e restaurar bacias degradadas são uma parte essencial das estratégias futuras para fornecer água potável limpa e garantir segurança hídrica da população (BARNES et al., 2009).

Um bom exemplo dessa abordagem é a região de Catskill, local responsável pelo abastecimento da cidade de Nova York onde houve perda da qualidade de água devido o aumento das pressões antrópicas na região. Para enfrentar a questão o governo local optou por investir US\$ 1,5 bilhões na recuperação de áreas da região, ao invés de investir em estação de tratamento que custariam entre US\$ 6 bilhões e US\$ 8 bilhões, mais US\$ 350 milhões anuais de custos operacionais (BARDWELL, 2009).

Nesse sentido, a sustentabilidade ambiental das bacias hidrográficas tem como objetivos: melhorar a qualidade da água; restabelecer habitats específicos e a função do ecossistema; ajudar na recuperação de espécies e manter a prestação de serviços ecossistêmicos (AYRES et al., 2015).

Dentre esses objetivos, os serviços ecossistêmicos têm recebido especial atenção por parte de gestores ambientais. Segundo MEA (2005), a vida no planeta Terra está intimamente ligada à contínua capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos. A demanda humana pelos mesmos vem crescendo rapidamente, ultrapassando em muitos casos a capacidade de os ecossistemas fornecê-los.

Assim, é de fundamental importância entender quais são os benefícios da alteração do uso do solo a partir da adoção de técnicas para a restauração florestal como também da adoção de práticas de conservação do solo no comportamento e na capacidade de geração dos serviços ecossistêmicos.

Um destaque da adoção de práticas conservacionistas voltadas para a geração de benefícios aos serviços ecossistêmicos de uma bacia hidrográfica é o sistema de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA's). Este é o caso do programa Produtor de

Água, desenvolvido pela Agência Nacional de Águas – ANA, com vistas à conservação de recursos hídricos no país.

O programa tem como princípio o estímulo à política de Pagamento por Serviços Ambientais – PSA e tem por finalidade prover serviços ambientais decorrentes de práticas que resultem em: conservação de fragmentos florestais; restauração florestal e conservação de solo e água (ANA, 2012). Esse programa foi desenvolvido seguindo as tendências atuais de programas agroambientais, ou seja, de aplicação voluntária, flexível e descentralizada (CHAVES et al., 2004).

O Programa Produtor de Água está amparado pelo princípio do “provedor–recedor” (ou “protetor-recedor”), o qual estabelece que quem contribui para melhorar um serviço ambiental, protegendo um bem natural e adotando práticas sustentáveis que trazem benefício para a comunidade, deve receber uma compensação financeira proporcional ao serviço prestado.

No território brasileiro há mais de 38 projetos cadastrados como Produtores de Água que recebem apoio da ANA (ANA, 2017). E é nesse contexto que está inserida a bacia do ribeirão Pípiripau localizada no nordeste do Distrito Federal na divisa com o município de Formosa/GO, ocupando uma área total de 23.527 hectares e faz parte projeto Programa Produtor de Água no Distrito Federal.

A bacia é responsável por abastecer de água mais de 150 mil pessoas, e sofre com o frequente conflito de uso (abastecimento versus irrigação). Além do uso significativo da água, esta bacia sofre também o impacto da erosão e da sedimentação em função da agricultura extensiva, com um aporte de sedimento anual de 1.550 t/ano (SILVA et al., 2011).

Segundo CHAVES e PIAU (2008), nos últimos 40 anos, boa parte da cobertura vegetal natural da bacia do ribeirão Pípiripau deu lugar a agricultura intensiva e a pecuária extensiva, as quais cobrem 43% e 28% da bacia, respectivamente, restando apenas 29% de remanescentes florestais do bioma Cerrado.

Contudo, desde 2012, período em que iniciou a implementação das ações do Programa Produtor de Água na bacia do Ribeirão Pípiripau, já são mais de 3.200 hectares destinados a conservação de solo, 1.100 hectares destinados a conservação de fragmentos florestais e 300 hectares destinados a restauração florestal em toda extensão da bacia.

Nesse sentido, esse trabalho visa avaliar os benefícios aos serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica do Ribeirão Pípiripau utilizando o modelo InVEST a partir da calibração e validação do cenário atual de uso e ocupação do solo na bacia como também com a criação de cenários futuros.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Calibrar, validar e aplicar o modelo InVEST para estimar os benefícios aos serviços ecossistêmicos, em termos de redução do aporte de sedimentos e incremento no provimento de água na bacia hidrográfica do Ribeirão Pipiripau, em diferentes cenários de manejo do solo e condições climáticas.

Objetivos Específicos

- Calibrar o modelo de exportação de sedimentos e o modelo de produção de água sazonal para o período de dados correspondente ao cenário de uso do solo atual na bacia;
- Validar o modelo de exportação de sedimentos e o modelo de produção de água sazonal em cenário de uso do solo atual na bacia para o período de dados distintos daqueles usados na calibração;
- Simular a exportação de sedimentos e a produção de água sazonal em cenários climáticos de uso e ocupação do solo por meio da adoção de práticas conservacionistas na bacia – Programa Produtor de Água;
- Avaliar os benefícios biofísicos a partir dos resultados estimados nos cenários de uso do solo atual e climáticos na bacia.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Serviços ecossistêmicos

Em 2000, a ONU estabeleceu o conceito de serviços ecossistêmicos nas políticas globais, sendo definido como os benefícios obtidos dos ecossistemas (MEA, 2005). Desde então a literatura relacionada aos serviços ecossistêmicos tem crescido exponencialmente.

Vários são os autores que apresentaram o conceito de serviços ecossistêmicos nos seus estudos, dentre eles cita-se: BOYD e BANZHAF (2007); FISHER e TURNER (2008) e FARLEY (2012).

De acordo com as várias definições existentes, pode-se dizer que o pressuposto fundamental para a compreensão do conceito dos serviços ecossistêmicos é identificar os serviços, ou seja, estabelecer quais são os serviços oferecidos, além disso, é necessário definir os benefícios obtidos a partir desses serviços e por fim identificar quem são os beneficiários, visto que sem beneficiário não há serviço.

No Brasil, o conceito “serviços ecossistêmicos” foi introduzido pela Lei N°13.798 de 2009, regulamentada pelo Decreto N° 55.947, de 2010 que dispõe sobre a Política Estadual de Mudanças Climáticas. Em seu artigo 4°, a lei define os serviços ecossistêmicos como os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas.

Apesar do termo ser muitas vezes utilizado como sinônimo do termo “serviços ambientais”, o Projeto de Lei sobre a Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA, PL 792/2007), traz a diferenciação entre os dois termos ocorre. Os serviços ecossistêmicos são definidos como benefícios relevantes para a sociedade, gerados pelos ecossistemas e os serviços ambientais são aqueles que podem favorecer a manutenção, a recuperação ou o melhoramento desses benefícios.

Considerando uma organização clara e operacional dos serviços ecossistêmicos, a sua classificação também foi meta de vários estudos. A mais tradicional e largamente aceita foi desenvolvida por MEA (2005), a qual dividiu os serviços ecossistêmicos em categorias bem compreensíveis baseadas nas funções envolvidas na geração dos benefícios.

Dessa forma, os serviços ecossistêmicos foram divididos em 4 categorias, conforme a Figura 1.

Serviços de provisão	Serviços de regulação	Serviços culturais	
Produtos obtidos dos ecossistemas	Benefícios obtidos da regulação de processos naturais	Benefícios imateriais obtidos dos ecossistemas	
Alimentos Água doce Combustível Fibras e outras matérias-primas Recursos genéticos Substâncias bioquímicas	da qualidade do ar do clima do ciclo hidrológico da qualidade da água da qualidade do solo de doenças de pestes de riscos naturais polinização	Recreação e ecoturismo Valores éticos e espirituais Valores educacionais e de inspiração	
Serviços de suporte			
Serviços necessários para a produção dos outros serviços			
Hábitat	Ciclagem de nutrientes	Ciclagem de água	Produção primária

Figura 1: Serviços ecossistêmicos segundo categorias. Fonte: MEA (2005)

Considerando que cada tipo de serviço afeta o bem-estar humano em uma variedade de caminho (BRAUMAN et al., 2007), é crucial analisar a relação entre o manejo do solo e a provisão dos serviços ecossistêmicos.

Nesse sentido, estudos fornecem evidências da relação entre restauração e conservação florestal, como também das práticas de conservação do solo e os serviços ecossistêmicos em uma bacia hidrográfica.

Segundo SLATTERY e GREINER (2012) a conservação e a restauração florestal é a atividade mais importante para ajudar a regular um serviço ecossistêmico. Além disso, as florestas são um componente do ecossistema que auxilia na purificação das águas.

Com esse enfoque, ERNST (2004); PETERJOHN e CORRELL (2016) e DANIELS e GILLIAM (1996) demonstraram em suas pesquisas o potencial de redução de

nitrogênio no escoamento em terras agrícolas devido o papel da vegetação nativa de bacias hidrográficas.

E da mesma forma que ocorre com o nitrogênio, estudos mostram a retenção de fósforo em bacias hidrográficas florestadas, como é o caso dos estudos feitos por LOWRANCE et al. (1984); PETERJOHN e CORRELL (2016) e OSBORNE, (1993).

Esses estudos demonstram que a conservação florestal pode influenciar na regulação do serviço ecossistêmico da qualidade de água de bacias hidrográficas. Além disso, a vegetação também funciona como uma barreira física, por meio da sua capacidade de filtrar nutrientes e sedimentos, fazendo com que os mesmos não atinjam os recursos hídricos de uma dada bacia hidrográfica.

Com relação aos demais nutrientes, poucos são os estudos que demonstram o efeito da restauração e conservação florestal na qualidade da água e na capacidade de retenção desses outros nutrientes.

Como nos casos anteriores, a restauração de bacias hidrográficas e a manutenção de florestas também auxiliam na redução da carga de sedimentos aos rios. Vários são os estudos que indicam o efeito da vegetação para reter os sedimentos, dentre eles destaca-se o estudo de DANIELS e GILLIAM (1996); WILSON (1967) e GHARABAGHI et al. (2000).

Assim, dentre os inúmeros benefícios de longo alcance e longo prazo que a conservação e a restauração florestal podem fornecer aos serviços ecossistêmicos de uma bacia hidrográfica, tem-se (SLATTERY e GREINER, 2012):

- A redução do escoamento superficial e de inundações à jusante: Uma árvore pode reduzir o escoamento superficial em 50 m³ por ano.
- A redução dos custos de tratamento de água: Para cada 10% de aumento da cobertura florestal na bacia hidrográfica, os custos de tratamento e de produtos químicos diminuem cerca de 20%.
- A melhoria na sensação térmica: A cobertura florestal pode diminuir a temperatura da água de 2 a 4 °C, dando suporte para a vida aquática e ajudando a reduzir o efeito de ilha de calor em ambiente urbano.
- A retenção de nutrientes: 1 hectare de mata ciliar pode remover até 30 quilos de nitrogênio total, 1 quilo de fósforo, e 1.000 quilos de sedimentos anual a partir de um cenário de área agrícola.
- A provisão de serviços ambientais: Cada dólar investido no crescimento de uma árvore retorna pelo menos US \$ 2,50 em serviços ambientais.

Apesar disso, algumas pesquisas recentes indicam que a remoção das formações florestais acelera a taxa de precipitação que escoam pela superfície terrestre e provoca um aumento temporário no volume de água que flui a jusante do rio (NRC, 2008) como é apresentado por PODOLAK et al. (2015); MUELLER et al. (2013) e CAMPBELL (2012),

Contudo, retirar a cobertura florestal para obter maior produção de água não é uma prática sustentável, pois o aumento na taxa de fluxo fluvial e no volume é tipicamente uma solução de curto prazo. Além disso, a prática pode degradar definitivamente a qualidade da água e aumentar a vulnerabilidade de enchentes (NRC, 2008).

Para BALBINOT et al. (2008), o fato que bacias florestadas produzem mais água do que bacias com outro tipo de cobertura vegetal é um mito. Segundo os autores o que acontece realmente é que na bacia com total cobertura florestal há uma menor produção de água, mas o fluxo é mais estável e sustentável do que em outros casos.

Dessa forma, o foco dos processos ecológico em restaurar e conservar a cobertura florestal, bem como adotar práticas de conservação do solo, visando os serviços ecossistêmicos deve se voltado para atingir benefícios sustentáveis em longo prazo e que não sejam focados no imediatismo para solucionar uma crise hídrica ocasionada pela falta de gestão de bacias.

Por isso, é importante utilizar informações sobre os serviços dos ecossistemas para apoiar os processos de planejamento dos recursos hídricos, sendo isso o foco principal da abordagem ecossistêmica (VAN OUDENHOVEN et al., 2012).

E para que a incorporação dos impactos dos serviços ecossistêmicos no processo de planejamento de uma área de estudo seja efetiva é importante destacar uma série de modelos desenvolvidos para ajudar os gestores no adequado planejamento territorial e ambiental.

3.2. Modelagem de serviços ecossistêmicos

Com o avanço na área tecnológica, os estudos sobre serviços ecossistêmicos, que antes se focavam na sua definição e na sua classificação, vêm mudando e ganhando destaca-se no uso das técnicas de modelagem como ferramentas modernas para análise e avaliação dos serviços ecossistêmicos.

Segundo FICHINO (2014), a prioridade para estudos futuros relacionados à abordagem ecossistêmica deve ser dada em 2 pontos chaves: na quantificação e modelagem dos serviços ecossistêmicos e na relação entre o manejo do solo e a provisão dos serviços.

De acordo com BENNETT et al. (2013), diferentes tipos de modelos estão disponíveis para aplicação da modelagem ambiental, cada um incorporando uma gama de funcionalidades para medir e representar o comportamento do sistema natural.

O modelo pode ser usado para alcançar uma melhor compreensão do impacto das atividades de uso do solo e diferentes práticas de gestão sobre os processos hidrológicos que afetam a superfície e subsuperfície hídrica, a erosão do solo e o

transporte e destino dos constituintes químicos em bacias hidrográficas (GOLMOHAMMADI et al., 2014).

Os modelos também podem contribuir na identificação dos tradeoffs existentes entre a conversão de áreas naturais, a provisão de serviços ecossistêmicos das áreas convertidas e adjacentes, a escala “sustentável”, “possível” ou “aceitável” de uso dos recursos naturais. Essas informações podem fornecer subsídios para uma gestão mais adequada dos recursos naturais e de bacias hidrográficas, uma vez que permite identificar as áreas provedoras e beneficiadas pelos de serviços ecossistêmicos (GARCIA e ROMEIRO, 2013).

Além disso, os modelos podem ser usados como uma ferramenta de comunicação para iniciar discussões com as partes interessadas, visualizando os locais onde os serviços dos ecossistemas valiosos são produzidos ou utilizados e explicando a relevância dos serviços dos ecossistemas para o público em seu território.

Para MÃES et. al. (2012), as informações que descrevem espacialmente os ecossistemas e os fluxos de seus serviços desempenham um papel crucial para solucionar questões políticas pendentes, por exemplo, ao decidir onde restaurar os ecossistemas e onde e quanto investir em infraestrutura verde para que vários serviços sejam promovidos.

Nesse mesmo contexto, BROUWER et al. (2013) esclarecem que as informações espaciais dos serviços ecossistêmicos (mapas) são úteis para estabelecer prioridades espacialmente explícitas e identificar problemas, especialmente em relação às sinergias e trade-offs entre os diferentes serviços dos ecossistemas e entre os serviços dos ecossistemas e da biodiversidade.

Assim, diante da importância dos serviços dos ecossistemas, há uma necessidade crescente do uso de ferramentas espaciais e modelos que podem fornecer informações para os tomadores de decisão sobre a prestação de serviços e os efeitos da gestão do uso do solo sobre esses serviços.

De acordo com FUNBIO (2014), as principais ferramentas aplicadas à modelagem de serviços ecossistêmicos, compostas por modelos matemáticos parametrizados para os fluxos de serviços ecossistêmicos e que utilizam de sistemas de georreferenciamento para realização de cenários de uso do solo são: MIMES, InVEST, ARIES e EcoMetrix.

A Tabela 1 apresenta as principais ferramentas de gestão de serviços ecossistêmicos, seus respectivos desenvolvedores, finalidades e fonte para acesso às informações.

Tabela 1: Ferramentas de gestão de serviços ecossistêmicos, seus respectivos desenvolvedores e finalidade. (Fonte: FUNBIO, 2014)

FERRAMENTAS	DESENVOLVEDORES	FINALIDADE	FONTE
InVEST - Integrated Valuation Ecosystem Services and Tradeoffs	The Natural Capital Project, joint venture entre Stanford University's Woods Institute for the Environment, The Nature Conservancy and World Wildlife Fund (WWF)	Modelagem do fluxo de SE	naturalcapitalproject.org
MIMES	Multiscale Integrated Earth Systems Model University of Vermont's Gund Institute for Ecological Economics	Modelagem do fluxo de SE	afordablefutures.com/services/mimes e simulistics.com/
ARIES	Artificial Intelligence for Ecosystem Services University of Vermont's Ecoinformatics "Collaboratory" (em Gund Institute for Ecological Economics), Conservation International, Earth Economics, e especialistas da Wageningen University	Modelagem do fluxo de SE	ariesonline.org
EcoMetrix	Parametrix	Modelagem do fluxo de SE	parametrix.com/what-wedo/environmental/ecometrix

Já no contexto de estimar os processos hidrossedimentológicos que ocorrem nas bacias hidrográficas, um grande número de modelos matemáticos vem sendo utilizados em distintas áreas de estudo.

A maioria desses modelos se baseia na Equação Universal de Perda de Solo (USLE) que é um modelo empírico, baseado em grandes bases de dados de campos, e utilizado para estimar a erosão distribuída e concentrada com base em valores a quatro grandes fatores intervenientes no processo erosivo: erosividade climática, erodibilidade dos solos, topografia, e uso e manejo do solo (WARD e ELLIOT, 1995).

LIMA et al. (2015) realizaram uma estimativa da taxa média anual de erosão no Distrito Federal (DF) utilizando a Equação Universal de Perda de Solo em ambiente de sistema de informação geográfica. Os autores concluíram que os resultados da aplicação da USLE, assim como qualquer modelo, possui limitações, porém apesar das limitações inerentes ao método e aos dados utilizados, os resultados obtidos podem e

devem nortear o planejamento e a gestão do uso e da ocupação dos solos no Distrito Federal.

O modelo Water Erosion Prediction Project (WEPP) é um dos modelos matemáticos de erosão do solo e tem como objetivo prever o escoamento e a exportação de sedimentos. O modelo foi desenvolvido com uma nova geração de tecnologia para previsão de erosão com base em fundamentos de hidrologia e ciência da erosão (NEARING et al.,1990).

MACHADO et al. (2003) objetivaram, em seu estudo, testar o modelo WEPP com vista no desenvolvimento de um modelo brasileiro de predição de erosão em vias florestais. O estudo foi executado em uma área de reflorestamento, situada em Agudos- São Paulo e a análise foi realizada por meio de comparações entre volume de enxurrada e perda de solo observados experimentalmente, provenientes de segmentos de vias não pavimentadas florestais com inclinações de 1 e 7% e comprimento de rampa de 20 e 40 m, submetidas a chuva natural.

Os dados do modelo apresentaram-se de forma não satisfatória com os dados de campo, os valores preditos de volume de enxurrada foram 166, 58% superiores aos dados observados, já os valores de perda de solo apresentaram uma variação superior a 1125,09% em área com declividade de 1%. Os autores esclarecem que o modelo brasileiro de predição de erosão denominado WEPP-Brasil não se encontra devidamente calibrado para as condições locais.

Já o modelo Road Sediment Delivery Model (SEDMOL) é utilizado para a predição de sedimentos baseada em sistema de informação geográfica (SIG).

AKAY et al. (2008) usaram este modelo para estimar a produção média anual de sedimento originado de uma malha de vias para o rio em uma bacia florestal. Os resultados demonstraram que o modelo foi capaz de identificar os segmentos de rodovias com alto potencial de produção de sedimentos.

Com o mesmo propósito de avaliar o efeito das vias não pavimentadas na taxa de distribuição de sedimentos utilizando modelo e ferramenta SIG, RAMOS-SCHARRÓN e MCDONALD (2007) aplicaram o modelo St. John Erosion Model (STJ-EROS) em três micro bacias de St. John, Ilhas Virgens Estados Unidos.

O modelo STJ-EROS é um programa baseado no ArcInfo e permite calcular a quantidade de sedimentos que atinge o ambiente marinho da ilha provenientes de diversas fontes: bancos de areia, depressões criadas no subsolo pelas árvores, inclinações não perturbadas, superfície de vias não pavimentadas, taludes de vias e em bacias não canalizadas. Destaca-se ainda que o modelo é capaz de identificar a contribuição de sedimento em cada segmento de rodovia, favorecendo assim a alocação efetiva de medidas de controle para redução da produção de sedimentos na bacia.

No estudo de RAMOS-SCHARRÓN e MCDONALD (2007) o modelo foi aplicado em dois níveis de desenvolvimento da bacia: uma área de bacia não perturbada e uma área de bacia perturbada, sendo que ambas possuíam vias não pavimentadas. Os resultados do modelo mostram que as vias não pavimentadas são fontes dominantes de produção de sedimentos em todos os níveis. Além do mais, os resultados alcançados pelo modelo são acurados em comparação com medições feitas na região.

O modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) desenvolvido nos Estados Unidos pelo Agricultural Research Service e pela Texas A&M University, tem como objetivo principal quantificar os impactos das práticas de uso, manejo e ocupação do solo sobre a quantidade e qualidade das águas, transporte de sedimento e nutrientes (ANDRIOLO et al., 2008).

Trata-se de um modelo de base física, distribuído e contínuo, que descreve o movimento da água do momento que ocorre a precipitação até a transformação do volume em vazão, representando a interceptação, evaporação, infiltração, percolação, fluxo subterrâneo, fluxo superficial e retenção. É executado em escala de bacias e opera em passos de tempos diários (NEITSCH et al., 2000).

Este modelo tem sido muito utilizado no Brasil, BALDISSERA (2005) utilizou o modelo SWAT para avaliar a sua aplicabilidade em simular vazões líquidas mensais na bacia do rio Cuiabá/MT. Os resultados mostraram aplicabilidade satisfatória para as condições da região, porém o autor ressalta que a base de dados pedológicos limitada prejudicou a performance das simulações de vazão.

SALLES (2012) realizou simulação da vazão na bacia hidrográfica do ribeirão Pípiripau com o modelo SWAT. No estudo, o modelo foi calibrado e validado para um período de 10 anos de série histórica de vazão média mensal observada na bacia e os resultados indicaram que o modelo simulou de forma satisfatória as vazões médias mensais do ribeirão Pípiripau.

STRAUCH et al. (2013) usou o modelo SWAT para investigar o impacto das boas práticas de gestão agrícola na vazão e na carga de sedimentos na bacia hidrográfica do ribeirão Pípiripau. Os resultados das simulações mostraram que as boas práticas de gestão agrícola podem reduzir até 40% da carga de sedimentos na bacia, porém a implementação dessas práticas não afetou a vazão.

Contudo, estes modelos tornaram-se cada vez mais complexos por exigirem grandes quantidades de dados de entrada, os quais podem aumentar a incerteza dos resultados das simulações (DA SILVA et al., 2015).

Nesse contexto, a avaliação do modelo é motivada para minimizar a possibilidade de fazer uma decisão "errada" sobre um resultado da simulação (MATOTT et al., 2009). Por esta razão para obter melhores previsões, a calibração e validação destes modelos são necessárias antes de usá-los em pesquisas e/ou aplicações reais (MORIASI et al., 2012).

3.2.1. Calibração de modelos

A calibração é uma ferramenta que visa o ajuste de parâmetros do modelo, de tal forma a minimizar o erro entre os valores observados e calculados.

De acordo com SAMMON e NEITSCH (2000) a calibração permite ao usuário editar o desempenho global das variáveis de entrada do modelo. Segundo ARNOLD et al. (2000) o primeiro passo da calibração é dividir os valores medidos em duas séries temporais, sendo uma para calibração e outra para validação.

A calibração manual e a calibração automática são os dois tipos de abordagem para se estimar os parâmetros do modelo (SENARATH et al., 2000). A calibração manual é a mais usada para modelos complexos, entretanto é mais demorada e subjetiva. Seu sucesso depende da experiência do usuário do modelo e seu conhecimento da área de estudo. A calibração automática envolve o uso de algoritmo para determinar o melhor parâmetro sendo mais rápida e mesmo subjetiva desde que seja realizada extensa pesquisa dos parâmetros existentes (BAHREMAND e SMEDT, 2008).

Os valores de parâmetros obtidos durante a calibração e as subseqüentes previsões feitas usando o modelo calibrado serão somente realistas quando o modelo for validado para a área de estudo (BAHREMAND e SMEDT, 2008).

3.2.2. Validação de modelos

A validação é definida como o processo de demonstrar que um modelo específico é capaz de fazer previsões acuradas para uma dada situação. O modelo é dito como validado se seu desempenho no período de validação for aprovado dentro de limites de erro aceitável (REFSGAARD e STORM, 1995).

A maioria dos modelos utiliza métodos gráficos e estatísticos para avaliar o seu desempenho. Os métodos gráficos usados incluem gráficos de series temporais, gráficos de dispersão, distribuição de freqüência acumulativa, e mapas de contorno.

Alguns dos métodos estatísticos utilizados incluem erro quadrático médio, eficiência Nash-Sutcliffe, índice de concordância, erro percentual, erro médio absoluto, coeficiente de correlação, erro médio, erro relativo, erro padrão da estimativa, coeficiente de ajuste da eficiência do modelo, teste de Kolmogorov-Smirnov, coeficiente de determinação, eficiência do modelo, raiz normalizada do erro quadrado médio, raiz da diferença média quadrado, valor mínimo da função objetivo não linear ponderada, o erro médio de 95% de intervalo de confiança, médias e desvio padrão (MORIASI et al., 2012).

3.2.3. Modelo InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*)

Dentre as ferramentas de gestão de serviços ecossistêmicos, se destaca pela sua simplicidade o modelo InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and

Tradeoffs) desenvolvido como parte do “Projeto Capital Natural”, uma parceria entre Universidade de Stanford, *The Nature Conservancy* (TNC) e *World Wildlife Fund* (WWF), e muitas outras instituições com o objetivo de avaliar os benefícios e tradeoffs dos serviços ecossistêmicos sob uma variedade de cenários e para auxiliar a inclusão desses serviços no processo de tomada de decisão (DENNEDY-FRANK et al., 2016).

O modelo InVEST utiliza uma estrutura simples para delinear a relação entre a oferta, o serviço e o benefício proporcionados às pessoas (Figura 2). A oferta representa o que é potencialmente disponível do ecossistema, ou seja, o que o ecossistema pode fornecer. O serviço incorpora a demanda e utiliza informações dos beneficiários desse serviço (por exemplo, onde as pessoas vivem, locais culturais importantes, infra-estrutura, etc.). O benefício permite o cálculo de métricas econômicas e sociais (por exemplo, danos evitados de erosão e inundações, o número de pessoas afetadas (SHARP et al., 2016).

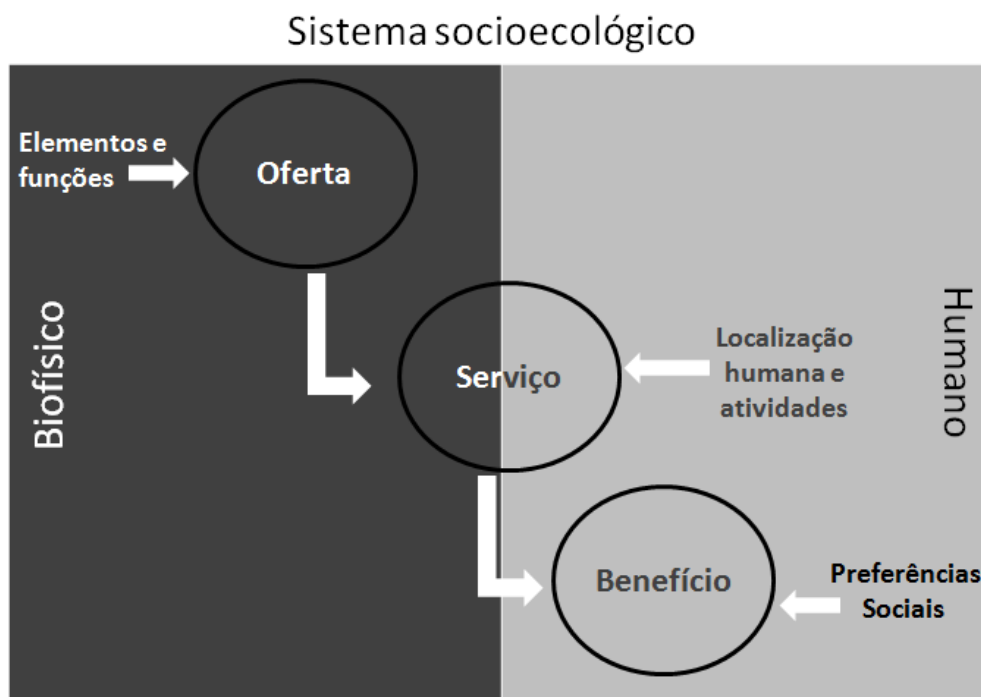


Figura 2: Cadeia ecossistêmica de prestação de serviços, relacionando à função ecológica dos serviços ecossistêmicos e os benefícios proporcionados às pessoas. Fonte: SHARP et al. (2016)

O InVEST consiste basicamente de um pacote de modelos espacialmente explícitos, pois utilizam mapas como fonte de informações e quase todos os seus resultados são expressos em mapas. Os resultados também podem ser expressos em termos econômicos (por exemplo, o custo do tratamento evitado devido à alteração na carga de sedimentos), como também em termos biofísicos, seja em quantidades absolutas ou relativas (por exemplo, toneladas de sedimento retido ou a porcentagem alterada na retenção de sedimentos). Porém, para que os resultados sejam expressos em quantidades absolutas, é necessário realizar a calibração e validação do modelo, caso contrário, somente resultados em quantidades relativas serão alcançados (SHARP et al., 2016).

A resolução espacial adotada no modelo é flexível, permitindo, deste modo, análises em escala local, regional ou global. É possível ainda criar cenários para elevar o nível de informação sobre a área em avaliação. As principais características são: compilação de modelos teóricos consagrados que requerem uma quantidade relativamente pequena de dados e foco nas ações para subsidiar a tomada de decisão sobre a gestão ambiental (SHARP et al., 2016).

De acordo com DENNEDY-FRANK et al. (2016), a ferramenta InVEST é simples e tem poucos dados de entrada requeridos para que possam ser utilizados por todos, inclusive por não especialistas. Além disso, vários sub-modelos da ferramenta podem ser aplicados simultaneamente para considerar os tradeoffs entre os serviços ecossistêmicos e evitar efeitos indesejáveis nos quais o aumento de um serviço ecossistêmico diminui outro.

Vários pesquisadores têm usado a ferramenta InVEST para avaliar os serviços ecossistêmicos em escala de bacias hidrográficas. NELSON et al. (2009) aplicaram a ferramenta InVEST em 3 possíveis cenários de mudança de uso do solo (cenários de planejamento, cenários de desenvolvimento e cenário de conservação), mostrando como esses diferentes cenários afetam os serviços hidrológicos (qualidade de água e mitigação de enchentes), a conservação do solo, o seqüestro de carbono, a conservação da biodiversidade e o valor de mercado de várias commodities (agricultura, extração de madeira, residência rural).

Os resultados encontrados mostram que dos 3 cenários de mudança de uso do solo, o cenário de conservação produziu o maior ganho (ou menor perda) nos serviços ecossistêmicos e na conservação da biodiversidade.

Os autores concluíram que há uma pequena evidencia dos tradeoffs entre serviços ecossistêmicos e conservação da biodiversidade, sendo que os cenários que garantem a conservação da biodiversidade também garantem a produção dos serviços ecossistêmicos.

BAI et al. (2011) investigaram as características da biodiversidade e serviços ecossistêmicos usando correlação, sobreposição e análise de componentes principais. Os autores aplicaram a ferramenta InVEST para analisar a provisão de serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica Baiyangdian, na China.

Para essa aplicação, os autores utilizaram o modelo de biodiversidade, seqüestro de carbono, qualidade da água (nitrogênio e fósforo), retenção de sedimento, produção de água e polinização. Os resultados mostraram que a biodiversidade ocorre freqüentemente com certos serviços ecossistêmicos (tais como produção de água e seqüestro de carbono), mas não ocorre com alguns outros serviços (qualidade da água e polinização). Tal conclusão sugere que as estratégias de conservação da biodiversidade podem também gerar outros serviços ecossistêmicos vitais.

3.3. Erosão do solo

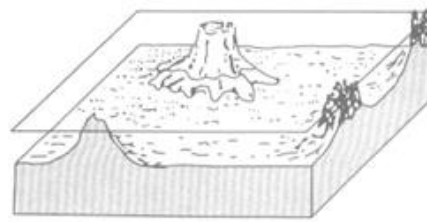
Segundo CARVALHO (1994), erosão é o fenômeno de desgaste dos solos, com desagregação, deslocamento ou arrastamento das partículas.

A erosão dos solos tem como origem diversos fatores como: fatores naturais (clima, relevo, geologia e vegetação) e fatores antrópicos (políticos, econômicos, sociais, tecnológicos e institucionais) (MONEGATI, 1991).

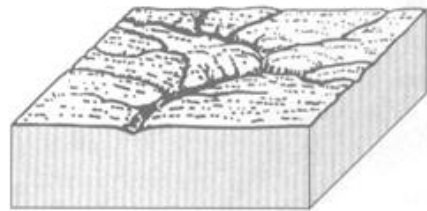
Nas áreas com clima tropical, onde os totais pluviométricos são bem mais elevados do que em outras regiões do mundo, os processos erosivos causados pela água da chuva (fator climático) têm abrangência em quase toda a superfície terrestre. Além disso, em muitas dessas áreas, as chuvas concentram-se em certas estações do ano, o que agrava ainda mais a erosão (GUERRA et al., 1999).

Baseado nisso, a erosão hídrica é foco desse estudo e de acordo com HILLEL (1998) pode ser dividida em:

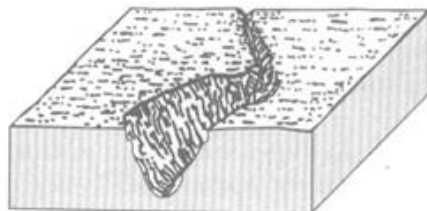
- Erosão laminar: é caracterizada por uma remoção mais ou menos uniforme das camadas finas de solo, a partir de uma relativa inclinação, carregada para baixo por uma enxurrada uniformemente distribuída pela superfície do solo (Figura 3 A).
- Erosão em sulcos: é formada quando canais de enxurrada se movem para baixo da rampa e o fluxo de água é concentrado devido às irregularidades na superfície do solo e topografia. O escoamento concentrado resultante escava mais profundamente a superfície, criando sulcos ou canais pequenos e bem definidos (Figura 3 B).
- Erosão em canais ou por voçorocas: acontece se sulcos de erosão se desenvolvem, formando profundas escavações na superfície do solo, os quais se tornam canais. Por causa das altas velocidades que o fluxo de água pode alcançar nos canais, grande remoção de solo é possível neste tipo de erosão (Figura 3 C).
- Erosão de canais de rio: forma-se ao longo dos canais, aterros e leitos dos rios por causa das forças de corte exercidas sobre essas superfícies pela erosão. A taxa dessa erosão está relacionada com a quantidade e velocidade da corrente.



A.



B.



C.

Figura 3: Erosão laminar (A), erosão em sulcos (B) e erosão em canais ou voçoroca (C). Fonte: Hillel (1998).

3.3.1. Erosão hídrica

A erosão do solo ocasionada pela ação da água – erosão hídrica – ocorre devido às complexas interações dos subprocessos de desagregação e de transporte dos materiais do solo, pelo impacto da chuva e pelo fluxo superficial; e de deposição (AGASSI, 1996).

GUERRA et al. (1999) afirmam que o início do processo erosivo se reveste de grande importância para evitar a erosão, sendo necessário o conhecimento da dinâmica erosiva desde os seus primórdios, ou seja, a partir do momento em que as gotas de chuva começam a bater no solo.

A erosão hídrica se inicia com o impacto das gotas de chuva, que independente da cobertura vegetal, causa a erosão por salpicamento ao cair no solo (Figura 4). A água se infiltra e quando o solo não consegue mais absorvê-la o excesso escoar na superfície ou na subsuperfície, arrastando as partículas do solo (PIRES, 2003 e GUERRA et al., 1999).

Para SOUZA e PIRES (2003) ainda há a deposição do material erodido que ocorre quando os agentes erosivos perdem a energia.



Figura 4: Erosão por salpimento em uma superfície de solo inclinada. Fonte: HILLEL (1998)

3.3.2. Fatores que Influenciam na erosão do solo

Cada subprocesso do processo erosivo pode ser influenciado por diversos fatores, dentre eles: a infiltração, a chuva, a cobertura vegetal, a topografia, as propriedades do solo e o uso e manejo do solo. Para HILDEBRAND (2001), esses fatores precisam ser considerados quando se avalia o problema de erosão causado pela água.

A infiltração é o termo aplicado para descrever a passagem de água da superfície para o interior do solo (TUCCI, 2004). Esse processo é fundamental para compreender a dinâmica da erosão.

Segundo TUCCI (2004) a medida que a água infiltra pela superfície, as camadas superiores do solo vão umedecendo de cima para baixo, o que altera gradativamente o perfil de umidade. Enquanto há aporte de água, o perfil de umidade tende à saturação em toda a profundidade, sendo a superfície naturalmente, o primeiro nível a saturar (Figura 5).

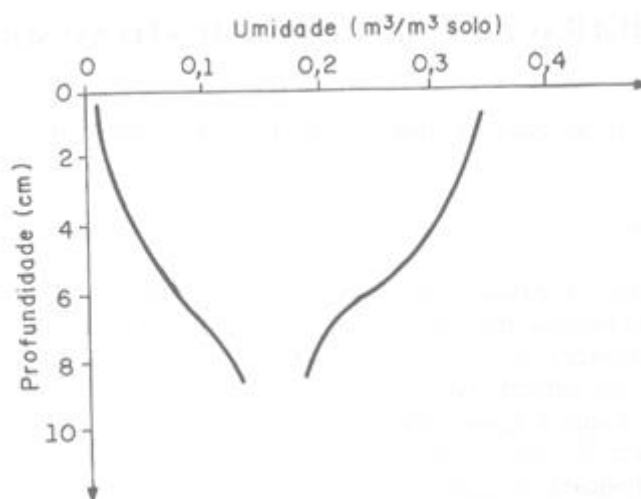


Figura 5: Evolução do perfil de umidade no solo. Fonte: TUCCI (2004)

Para AGASSI (1996), a taxa de infiltração, que é definida como o volume de fluxo de água que penetra no solo por unidade de área, é alta durante o estágio inicial do processo de infiltração, principalmente quando o solo está seco, mas a taxa diminui gradativamente até atingir uma taxa constante, devido à matriz do gradiente de sucção que ocorre no processo de infiltração.

Com isso, durante um evento chuvoso, os espaços existentes entre as partículas de solo são preenchidos pela água, e as forças de capilaridade decrescem, de tal forma que as taxas de infiltração diminuem e o solo torna-se saturado, ou seja, não absorve mais a água (GUERRA et al., 1999).

Para GUERRA et al. (1999) a umidade antecedente do solo é outro fator importante no processo de infiltração. Quando o evento chuvoso inicia-se e já existe umidade antecedente, a tendência do solo é de saturar mais rapidamente, dando origem à formação de poças e ao escoamento superficial, também mais rapidamente do que em solos com menor umidade antecedente.

Assim, com a diminuição da taxa de infiltração e com a formação das crostas da superfície do solo, ocorre a formação das poças e o início do escoamento superficial (GUERRA et al., 1999).

A transição do estágio de formação das poças para o estágio de escoamento superficial no processo erosivo se dá pelo preenchimento da água nas irregularidades da superfície e pela ligação de uma poça com as outras, iniciando, nesse momento, o escoamento superficial.

De acordo com PLOEY (1983), é difícil fazer uma distinção nítida do tempo que leva a formação das poças e o início do escoamento superficial. Para ele, quando as poças estão formadas o escoamento já está iniciado.

O estágio de escoamento superficial é a variável primária de direção no processo erosivo. Embora o impacto da chuva desagregue as partículas do solo, o escoamento é o fluxo de água que transporta as partículas desagregadas para áreas de concentração do fluxo e, dependendo da quantidade de sedimentos e da capacidade de transporte do fluxo, desagrega ou reintegra partículas desagregadas ou depositadas para serem transportadas (AGASSI, 1996).

Para GUERRA et al. (1999) a ação erosiva da chuva depende da distribuição pluviométrica, mais ou menos, regular, no tempo e no espaço, e sua intensidade. Chuvas torrenciais ou pancadas de chuvas intensas constituem a forma mais agressiva de impacto da água no solo. Durante esses eventos a aceleração da chuva é máxima.

A erosividade é o índice que expressa a capacidade da chuva em provocar erosão. Quando os outros fatores que provocam a perda do solo são mantidos constantes, a erosividade é proporcional ao produto da energia cinética total das gotas de chuva e sua intensidade máxima em trinta minutos.

De acordo com GUERRA et al. (1999) essa relação é considerada a melhor para medir a potencialidade erosiva da chuva.

Conforme AGASSI (1996) a cobertura vegetal afeta diretamente o processo de desagregação do solo pela interceptação e pela dissipação de energia cinética antes de impactar a superfície do solo.

Para GUERRA et al. (1999) a cobertura vegetal é a defesa natural de um terreno contra a erosão e a sua influência no processo de perda de solo é definida pelos fatores: uso e manejo do solo e prática conservacionista.

Assim quando o solo da região é descoberto devido à construção de estradas ou atividades agrícolas aumenta o potencial de erosão do solo bem como seus impactos ambientais.

A topografia do terreno influencia a erosão do solo principalmente pela declividade e pelo comprimento de rampa (GUERRA et al., 1999). Esses fatores interferem diretamente na velocidade das enxurradas.

Segundo HILLEL (1998) as superfícies planas podem ter pouca ou nenhuma enxurrada e, conseqüentemente, pouco transporte de solo ocorre. Enquanto que as enxurradas de áreas mais inclinadas escorrem numa maior velocidade e podem ter uma significativa capacidade para transporte.

O solo tem sua influência no processo erosivo devido às suas propriedades físicas, principalmente textura, estrutura, permeabilidade e densidade, e às suas propriedades químicas, biológicas e mineralógicas (GUERRA et al., 1999).

Essas características do solo, conjuntamente analisadas, determinam a maior ou menor capacidade de propiciar a erosão laminar, isto é, a sua erodibilidade. O fator erodibilidade do solo tem seu valor quantitativo determinado experimentalmente em parcelas unitárias expresso como a perda de solo por unidade de índice de erosão da chuva (GUERRA et al., 1999).

O uso e manejo do solo tem a propriedade de atenuar ou agravar os fatores anteriores (VERSTRAETEN et al., 2006). A alteração da cobertura vegetal natural para o uso agrícola, por exemplo, pode modificar a produção de sedimento em várias ordens de magnitude, em comparação com uma área não perturbada (MORGAN, 2005).

Quando ocorre o planejamento correto de uma propriedade agrícola, utilizando técnicas adequadas de ocupação e manejo do solo, de acordo com sua aptidão agrícola, a PS pode se aproximar aos valores de áreas preservadas (MORGAN, 2005).

3.4. Produção de sedimento na bacia hidrográfica

Os sedimentos em uma bacia hidrográfica são gerados por diversas fontes naturais ou antrópicas. Contudo, a preocupação com o significativo impacto ambiental causado pelos sedimentos se dá pelas fontes antrópicas, já que nas fontes naturais a taxa de erosão do solo é muito baixa (RAMOS-SCHARRÓN e MCDONALD, 2007).

No Brasil, a crescente preocupação com as fontes produtoras de sedimentos em uma bacia hidrográfica também acarreta no desenvolvimento de estudos focados na avaliação de sedimentos em fontes geradoras de uma bacia.

ZIEGLER et al. (2004) reportaram que a geração de sedimento em vias não pavimentadas e em campos agrícolas localizados em uma bacia florestal no norte da Tailândia mostra que as vias são responsáveis por 120 Mg·ha⁻¹ por ano de sedimento que atinge a malha hidrográfica da bacia, enquanto que os campos agrícolas contribuem com 9 Mg·ha⁻¹ por ano de sedimentos. Todavia, as vias não pavimentadas ocupam uma área de 0,5% da área total da bacia, enquanto que os campos agrícolas ocupam 12% da área. Dessa forma, os autores afirmam que tanto as vias como os campos agrícolas possuem a mesma ordem de importância na contribuição de sedimentos para o rio.

MINELLA (2003) aplicou métodos estatísticos multivariados (fingerprinting approach) para identificar fontes produtoras de sedimentos em uma bacia hidrográfica rural localizada no município de Arvorezinha, Rio Grande do Sul. Os resultados encontrados mostraram que os poteiros contribuem com 77,9% dos sedimentos suspensos nos rios, já as vias não pavimentadas contribuem com 21,3% e as lavouras com 0,8% de sedimentos suspensos.

Entretanto, de acordo com a autora, os resultados foram inconsistentes com os observados em campo, visto que as lavouras contribuem com mais material do que o estimado, e os poteiros contribuem com menor magnitude para os sedimentos em suspensão. Dessa forma, a autora considera as vias e as lavouras como as fontes principais de sedimentos, e esclarece que esse fato é uma suposição razoável comparada com as análises de campos.

Segundo TIECHER et al. (2014) o conhecimento das principais fontes difusas de produção de sedimento pode aumentar a eficiência de utilização dos recursos investidos em estratégias de gestão em bacias hidrográficas. No seu estudo realizado em uma bacia hidrográfica rural de cabeceira, no Rio Grande do Sul, os autores verificaram que a baixa adoção de sistemas de manejo conservacionistas como terraços, plantio em nível, rotação de culturas e cobertura do solo nas áreas de lavoura da bacia potencializou a emissão de sedimentos dessas áreas em condições de excesso de chuvas.

Dessa forma, fica claro que há necessidade de estudos voltados para avaliar a produção de sedimentos em áreas rurais e analisar os principais fatores que interferem na produção de sedimentos.

3.5. Tolerância à perda de solo

A tolerância à perda do solo pode ser definida como um valor de erosão que possibilita a manutenção das atividades de funções produtivas do solo, ou seja, uma taxa de perda de solo compatível com um valor máximo que pode variar no tempo e no espaço (LI et al., 2009; VERHEIJEN et al., 2009).

Para CHAVES (2010) a análise de risco a erosão requer a avaliação entre duas variáveis: perda de solo e tolerância à perda de solo.

O estabelecimento dos valores de tolerância à perda do solo para as condições brasileiras foi examinado por vários autores. No estado de São Paulo, LOMBARDI NETO e BERTONI (1975) estabeleceram a tolerância média de perda do solo variando entre 4,5 a 13,4 e de 9,6 a 15,0 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, para solos com horizontes B textural e B latossólico, respectivamente.

BERTOL e ALMEIDA (2000) estabeleceram a tolerância de perda de solo por erosão hídrica para 73 perfis de solo do estado de Santa Catarina, agrupados em 19 classes. Os valores de tolerância de perda de solo variaram de 0,15 a 1,16 $\text{mm}\cdot\text{ano}^{-1}$ (equivalente a 1,88 a 14,50 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, respectivamente) para os solos estudados, dependendo do tipo de solo e do método utilizado na estimativa.

MANNIGEL et. al. (2002) calcularam o fator erodibilidade e a tolerância de perda de solos do Estado de São Paulo, com base no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos de 1999, para 25 perfis representativos das novas classes dos solos. A determinação da tolerância de perda de solo foi calculada com base em SMITH e STAMEY (1964), a qual variaram entre 14,70 (Cambissolo/Neossolo) e 3,00 (Argissolo) $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$.

Visando identificar as áreas de risco potencial de erosão na bacia de Itiquira, no estado do Mato Grosso, OKA-FIORI et. al. (2004) elaboraram o mapa de limite de tolerância às perdas de solo para identificar área com problemas especiais, notadamente no que diz respeito à inadequada utilização do solo no período de 1985 a 1996. As perdas de solo acima do tolerável ocuparam 0,43% do total da área em 1966, passando para 5,86% em 1985 e para 5,43% em 1996.

OLIVEIRA et. al. (2008) determinaram a tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado da Paraíba, identificando que os Latossolos apresentaram maiores valores médios de tolerância de perdas, enquanto os Luvisolos apresentaram menores valores, em consonância com seus atributos diferenciais.

Em geral, a tolerância é definida pela FAO (1965) de 12,5 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ para solos bastante profundos, permeáveis e bem drenados.

De acordo com LOMBARDI NETO e BERTONI (1975), os valores de tolerância à perda de solo não impõem restrições arbitrárias ao uso e manejo do solo, mas simplesmente estabelecem limites dentro dos quais as escolhas das técnicas de conservação do solo adotadas devam ser feitas.

Para SKIDMORE (1982), as informações sobre tolerância de perda de solo podem ser utilizadas na Equação Universal de Perda de Solo (USLE) de forma usual e para testar a eficácia dos sistemas de manejo do solo. Na qual as práticas conservacionistas, avaliadas por meio da USLE, deverão resultar em perdas de solo menores que o limite tolerável, controlando satisfatoriamente o processo de erosão, ou seja, garantindo valores adequados de perda de solo.

CHAVES (2010) buscou identificar a probabilidade de a perda de solo ser maior que o limite tolerável, ou seja, a probabilidade de falha no sistema. O autor utilizou uma gleba de estudo original (sem estrutura conservacionista) e com introdução da estrutura (terraços). O resultado foi de 42,6% de falha no sistema no caso de estudo original e de 11,9% para a situação de introdução da estrutura, redução essa considerada mais aceitável do ponto de vista conservacionista.

Assim, a partir dos fatores da USLE e do valor de tolerância à perda de solo é possível verificar se as práticas conservacionistas são adequadas, de forma que não haja degradação permanente do solo.

A identificação dos limites de tolerância à perda de solo é um avanço importante para a avaliação dos impactos e das ameaças dos processos erosivos em áreas de cultivo, bem como na estimativa da efetividade das práticas de conservação do solo. Sendo que, essas práticas formam uma ferramenta estratégica para o manejo adequado e sustentável das atividades agrícolas.

3.6. Produção de água na bacia hidrográfica

A estimativa de produção de água em uma bacia hidrográfica pode ser feita de várias maneiras. Os métodos incluem: mapa de escoamento, equações de regressão e balanço hídrico, os quais dependem da disponibilidade de dados, do período de tempo desejado, e se as médias ou estimativas de longo prazo para um determinado período podem ser feitas. O método mais abrangente para estimar a produção de água é quantificar os termos da equação do balanço hídrico (NRCS, 2009).

Em termos do balanço hídrico de uma bacia hidrográfica (Figura 6), a produção de água representa a fração da precipitação que não é perdida por evapotranspiração, nem por outras perdas intermediárias (KOBAYAMA et al., 2014).

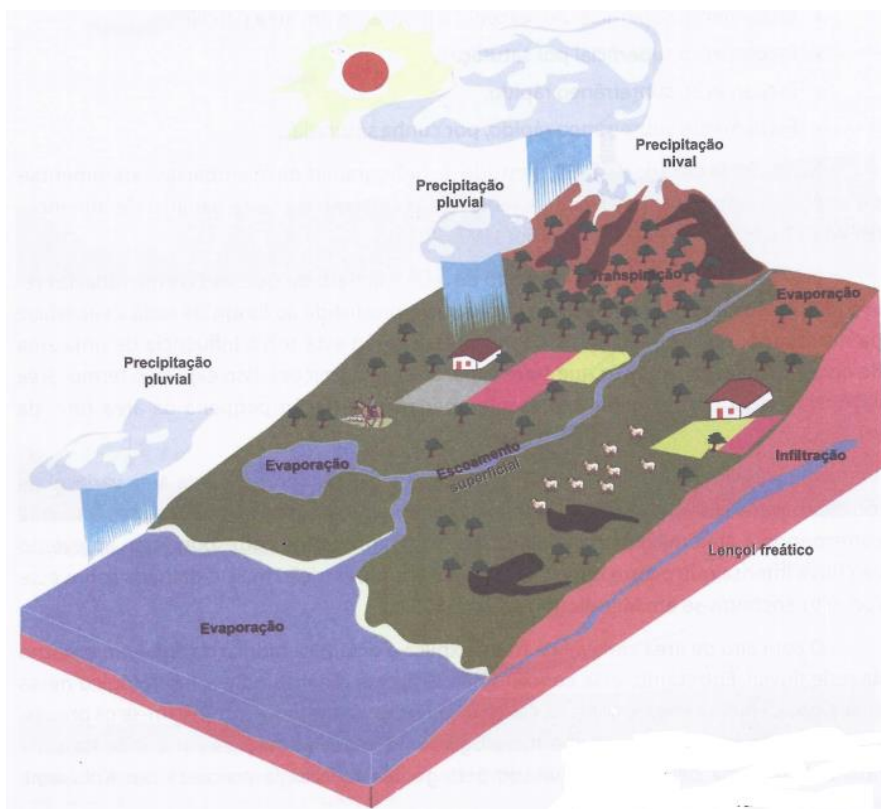


Figura 6: Balanço hídrico em uma bacia hidrográfica. Fonte: KOBIYAMA et al. (2014)

O termo "balanço hídrico" é amplamente aceito por climatologistas, hidrólogos, agrônomos, geógrafos e gestores para estudos e gestão de recursos hídricos. É um balanço entre a entrada de água; isto é, precipitação e as perdas; isto é, evapotranspiração, escoamento e infiltração dentro da área da bacia hidrográfica (BHAGAT, 2014).

A precipitação é muitas vezes o maior termo na equação do balanço hídrico e pode ser medida diretamente usando estações pluviométricas (ZHANG, 2002).

A evapotranspiração refere-se ao efeito combinado da evaporação e ao uso de água pela vegetação (MANSELL e ROLLET, 2006). A determinação quantitativa da evapotranspiração real como um componente do balanço hídrico é necessária para uma gestão apropriada dos recursos hídricos e para a compreensão do ciclo hidrológico (BUDAGOVSKIY e NOVÁK, 2011).

O escoamento de uma bacia hidrográfica é composto por três componentes (Figura 7): o escoamento superficial (Q1) que corresponde a água que percorre a superfície do solo em direção ao canal do rio, o escoamento subsuperficial (Q2) que representa a porção da precipitação infiltrada que se move lateralmente através das camadas superiores do solo até atingir o canal do rio e o escoamento de base (Q3) que é a porção da precipitação infiltrada que atinge o lençol freático e, em seguida, descarrega nos rios (ZHANG, 2002).

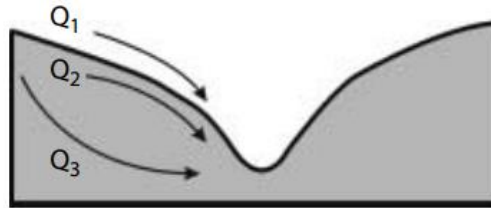


Figura 7: Componentes do escoamento. Fonte: Zhang (2002)

A infiltração geralmente descreve a passagem de água para as águas subterrâneas (MANSEEL e ROLLET, 2006).

Para CARVALHO e STIPP (2004), uma das aplicações recentes do balanço hídrico tem sido no diagnóstico do estado de conservação de recursos naturais em bacias hidrográficas.

Nesse contexto, resultados de pesquisas feitas em microbacias experimentais em diversas regiões do mundo vêm demonstrando que a remoção da floresta causa profundas alterações no balanço hídrico (Figura 8), sendo a principal delas a ampliação da vazão dos cursos d'água locais, além da redução da evapotranspiração e o aumento do escoamento superficial (TRANCOSO et al., 2007).

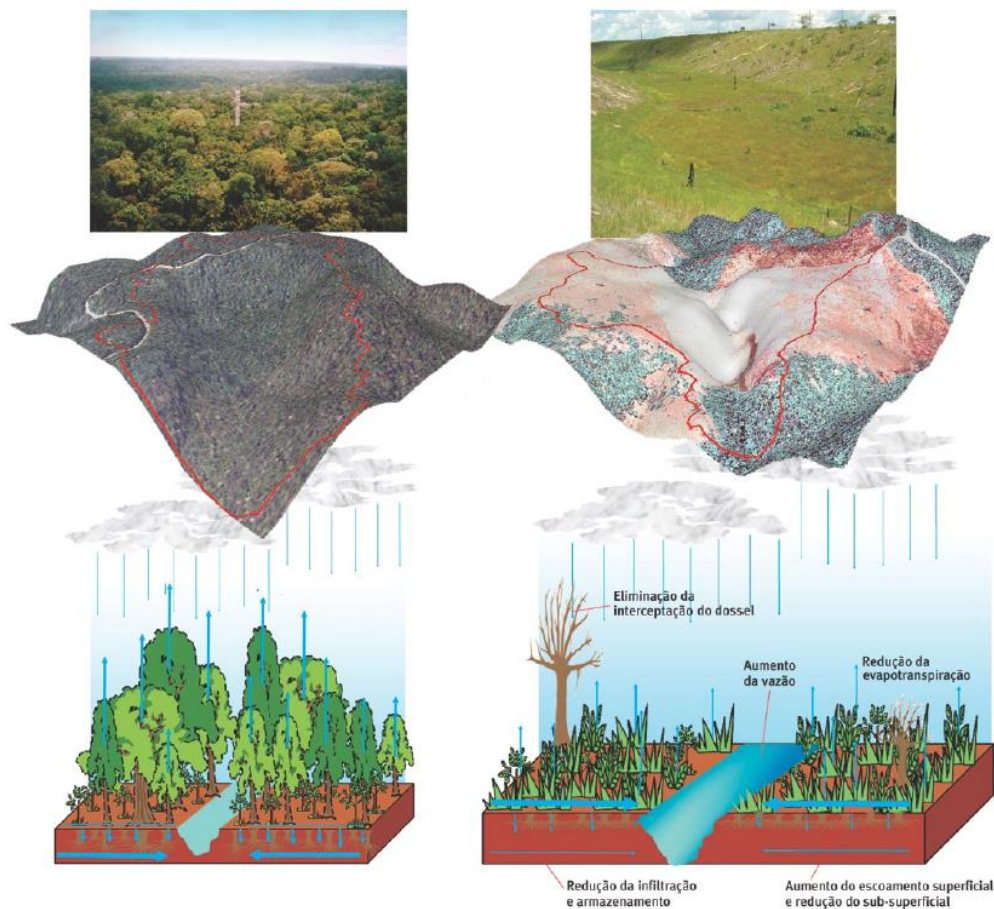


Figura 8: Microbacias experimentais com cobertura florestal e pastagem. Fonte: Trancoso et al. (2007)

Segundo TUCCI (2005), a alteração na superfície de uma bacia tem impactos significativos sobre o escoamento superficial, e este impacto normalmente é caracterizado quanto ao efeito que provoca no comportamento das enchentes, vazões mínimas e na vazão média.

Na Tabela 2 são apresentadas as principais classificações sobre a mudança e uso do solo da bacia e os impactos sobre o escoamento.

Tabela 2: Classificação sobre a mudança de uso do solo (Fonte: TUCCI, 2005).

Classificação	Tipo	Principais impactos sobre o escoamento
Mudança da superfície	Desmatamento	Aumento da vazão média, aumento ou diminuição da vazão mínima
	Reflorestamento	Redução do escoamento médio, capacidade erosiva
O uso da superfície	Urbanização	Redução da infiltração no solo, aumentando o escoamento superficial, reduzindo o escoamento subterrâneo, redução da evapotranspiração. Aumento das vazões máximas e na produção de sedimentos, e a deterioração da qualidade da água.
	Reflorestamento para exploração sistemática	Redução do escoamento médio, impacto da construção de estradas e aumento da capacidade erosiva gerada pela superfície desprotegida após a extração
	Culturas agrícolas de subsistência e permanentes	Intensidade pequena ou intermediária
	Culturas anuais	Intensidade alta, pois prevê a preparação do solo (aragem) antes do período chuvoso. O plantio sem nenhum cuidado tende a aumentar a erosão e o escoamento.
Método de alteração	Manual	Menor impacto, porém dispendioso.
	Equipamentos	Compactação do solo, reduzindo a infiltração de água no solo.

VICTORIA (2004) confirmou que bacias desmatadas apresentam maior vazão em relação a precipitação em função da redução da evapotranspiração.

Segundo TRIMBLE et al. (1987), a redução da vazão em bacias hidrográficas contendo florestas ocorre em função do aumento das perdas da água devido a evapotranspiração, sendo a redução maior nos anos secos do que nos chuvosos.

Para SCHUMACHER e HOPPER (1998), a importância das florestas no balanço hídrico não está ligada ao aumento da água no solo, ou da precipitação, mas ao efeito regulador que as florestas exercem sobre esse balanço.

Dessa forma, o balanço hídrico é o indicador chave para avaliar o equilíbrio hidrológico da bacia (CALDATO e SCHUMACHER, 2013), além de fornecer informações

importantes para o planejamento de atividades florestais e demais atividades relacionadas ao consumo de água com uso conflitivo (MOSCA, 2003).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Caracterização da área de estudo

A bacia do Ribeirão Pípiripau (Figura 9) localiza-se no nordeste do Distrito Federal na divisa com o município de Formosa/GO, ocupa uma área total de 23.527 hectares e faz parte do projeto Programa Produtor de Água (PdA) no Distrito Federal (ANA, 2010), sendo selecionada como área de estudo deste trabalho.

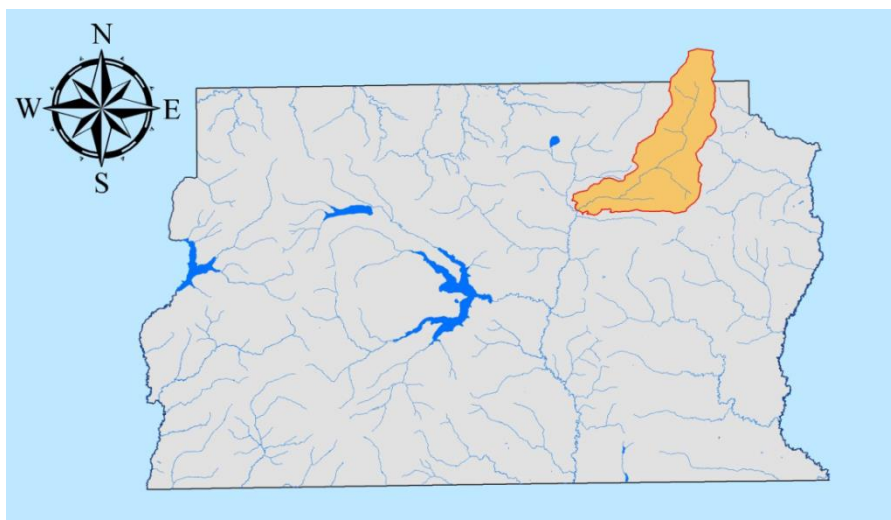


Figura 9: Mapa da área de estudo. Fonte: ANA (2010)

O Programa Produtor de Água da Agência Nacional de Águas (ANA) é uma iniciativa do Governo Federal estruturada a partir do início do ano 2000, com o objetivo principal de promover a política de Pagamento por Serviços Ambientais – PSA aos agricultores que adotam práticas que visem à conservação de recursos hídricos (ANA, 2012).

A bacia hidrográfica do Pípiripau apresenta-se como uma grande oportunidade para a implementação de um projeto de pagamentos por serviços ambientais. O alto grau de degradação ambiental faz com que a bacia apresente condições ideais para a revitalização ambiental.

De acordo com CHAVES (2012), a bacia do ribeirão Pípiripau experimentou, nos últimos 50 anos, uma forte conversão de sua vegetação natural, formada de fisionomias típicas de Cerrado, para usos antrópicos, como agricultura e pecuária. A Figura 10 apresenta essa evolução, obtida de interpretação de fotos aéreas e imagens de satélite.

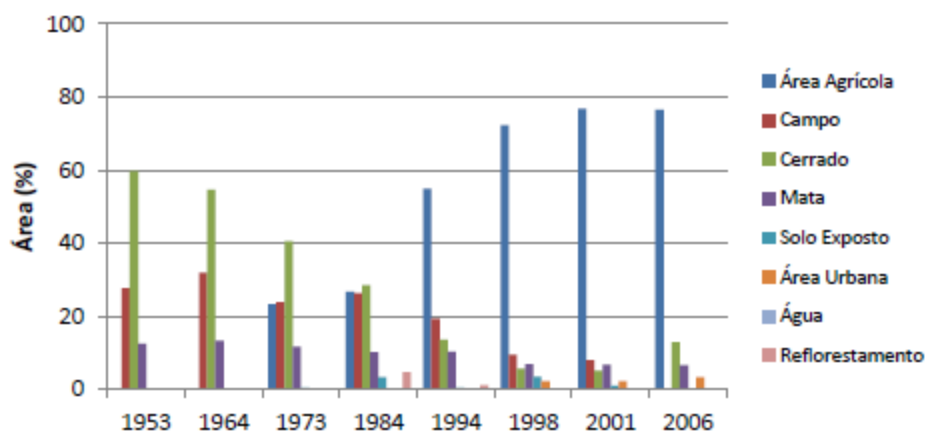


Figura 10: Evolução do uso e ocupação do solo da bacia do ribeirão Pipiripau de 1953 a 2006. Fonte: CHAVES (2012)

De acordo com os dados levantados no diagnóstico ambiental da bacia, existe atualmente na bacia um déficit florestal total de 1.632 hectares. Destes, 305 hectares estão localizados em APP e 1.327 hectares representa o déficit de reserva legal da bacia. Além disso, o mesmo diagnóstico indica que a área de reserva legal adequada para a bacia é de 4.212 hectares (ANA et al., 2010).

Diante de tal situação, o projeto iniciou-se na bacia em 2008 tendo como ações previstas a recuperação das matas ciliares degradadas, a recuperação e averbação das áreas de reserva legal, a proteção aos fragmentos florestais preservados, a execução de obras de conservação de solo nas áreas produtivas e estradas vicinais, o incentivo à utilização de práticas agrícolas menos impactantes e de uso racional da água e o pagamento aos produtores rurais participantes pelo serviço ambiental gerado.

Através dessas ações, o Projeto visa a regularização ambiental das propriedades rurais, o favorecimento da infiltração de água no solo e consequente incremento na recarga dos aquífero, aumento da vazão do rio nos períodos de estiagem e a redução da turbidez da água e consequente redução no custo do tratamento da água captada pela Caesb.

4.2. Modelo InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*)

Nesse trabalho foram utilizados os submodelos de exportação de sedimentos e de produção de água sazonal do pacote de modelos da ferramenta InVEST.

4.2.1. Submodelo de exportação de sedimentos (*Sediment delivery model – SDR*)

No contexto sedimentológico, foi aplicado o modelo de exportação de sedimentos (*Sediment delivery model – SDR*), de forma a estimar a erosão total (quantidade de solo que se desprende do seu local original) e o aporte de sedimentos (porção da erosão total que chega efetivamente aos corpos d'água) aos rios da bacia em estudo, em diferentes cenários de uso do solo.

Para tanto, o modelo é baseado na abordagem conceitual proposta por BORSELLI et al. (2008), dada pela Equação 1:

$$\text{Total exportado} = \sum_{\text{pixel}_i} \text{usle}_i \times \text{SDR}_i \quad \text{Equação 1}$$

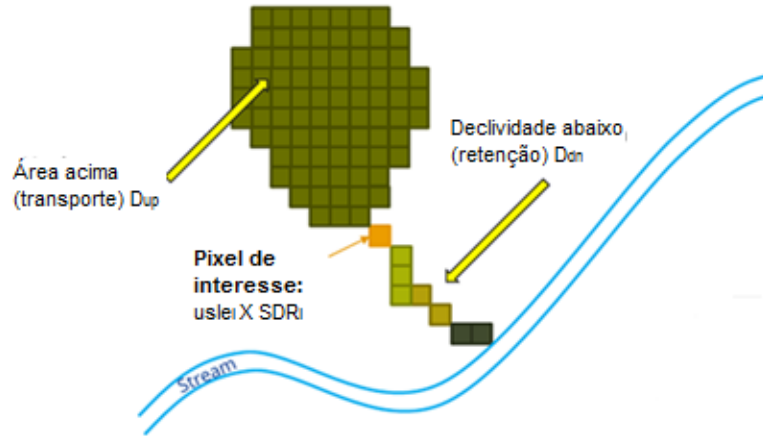


Figura 11: Abordagem conceitual proposta por Borselli et al. (2008), utilizada no modelo de exportação de sedimentos. Fonte: SHARP et al. (2016)

Dessa forma, essa abordagem calcula a quantidade de sedimento erodido (usle_i) e, em seguida, o sedimento exportado (SDR_i) que é a proporção de perda de solo que realmente alcança o exutório das bacias.

Enquanto que a carga de sedimento no pixel de interesse (E_i) é dada pela Equação 2:

$$E_i = \text{usle}_i \times \text{SDR}_i \quad \text{Equação 2}$$

O modelo utiliza a equação de perda de solo (USLE, em inglês) dada pela Equação 3:

$$\text{usle}_i = R \times K \times LS \times C \times P \quad \text{Equação 3}$$

Onde R é a erosividade da chuva ($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$), K é a erodibilidade do solo ($\text{t} \cdot \text{ha} \cdot \text{h} \cdot \text{MJ}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$), LS é o fator de gradiente de declividade, C é o fator de uso e manejo do solo e P é o fator de práticas conservacionistas (RENARD et al., 1997). O fator LS é dado pelo método desenvolvido por DESMET e GOVERS (1996) para a superfície de duas dimensões.

E a equação da taxa de sedimento exportado (SDR , em inglês) proposta por VIGIAK et al. (2012), dada pela Equação 4:

$$\text{SDR}_i = \frac{\text{SDR}_{\text{max}}}{1 + \exp\left(\frac{\text{IC}_0 - \text{IC}_i}{k}\right)} \quad \text{Equação 4}$$

Onde SDR_{max} é o SDR teórico máximo, ajustado para um valor médio de 0,8 (VIGIAK et al., 2012), e IC_0 e k são parâmetros de calibração que definem a forma da relação SDR - IC (função crescente).

O índice de conectividade (IC) dado na Equação 4 foi desenvolvido por BORSELLI et al. (2008) para reproduzir o transporte do sedimento no escoamento superficial. O índice modela a exportação ou retenção do sedimento pixel a pixel baseado na relação entre as declividades dos pixels vizinhos, dada pela Equação 5:

$$IC = \log_{10} \frac{D_{up}}{D_{dn}} \quad \text{Equação 5}$$

Onde D_{up} é a declividade do pixel acima e D_{dn} é a declividade do pixel abaixo.

4.2.2. Submodelo de produção sazonal de água (*Seasonal water yield model*)

No contexto hidrológico, foi aplicado o modelo de produção sazonal de água (*Seasonal water yield model*), de forma a estimar a geração de escoamento de base e escoamento direto da bacia, em cenário de uso do solo atual.

Para tanto, o modelo utiliza o conceito de três índices: um para o escoamento direto (QF), um para recarga (que representa a "vazão de base potencial") e um para o escoamento de base real (QB) para estimar a contribuição das parcelas de terra na geração de vazão total da bacia.

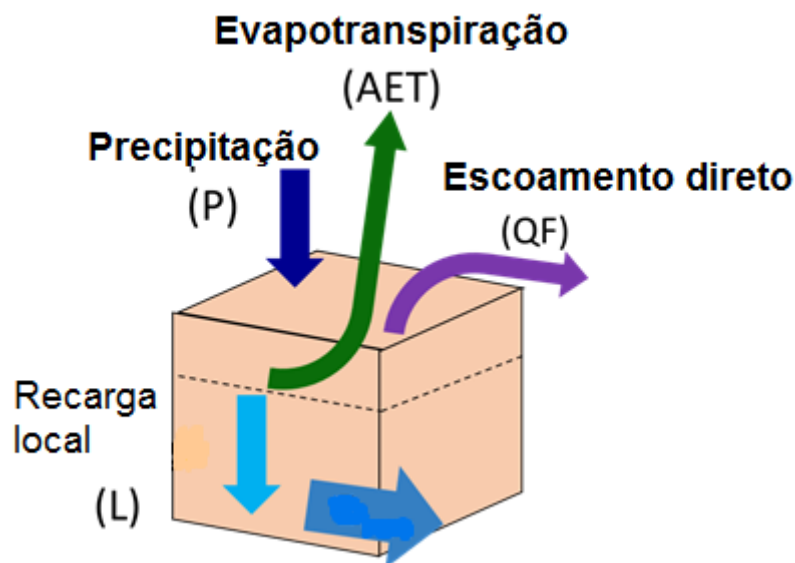


Figura 12: Balanço hídrico na escala do pixel, utilizada no modelo de produção sazonal de água. Fonte: SHARP et al. (2016)

O escoamento direto é estimado a partir da abordagem conceitual baseada no número-curva CN (curve number, em inglês) dada pela Equação 6:

$$QF_{i,m} = \left(n_m \left(a_{i,m} - \frac{1000}{CN_i - 10} \right) \exp \left(- \frac{0.2 \frac{1000}{CN_i - 10}}{a_{i,m}} \right) + \frac{\frac{1000}{CN_i - 10}^2}{a_{i,m}} \exp \left(\frac{0.8 \frac{1000}{CN_i - 10}}{a_{i,m}} \right) E_1 \left(\frac{\frac{1000}{CN_i - 10}}{a_{i,m}} \right) \right) \times \left(25.4 \left[\frac{\text{mm}}{\text{in}} \right] \right)$$

Equação 6

Onde $a_{i,m}$ (mm) é a quantidade de chuva média em um dia chuvoso no pixel i no mês m , n_m é o número de eventos de chuva no mês, CN_i é o número da curva para o pixel i , tabulado, em função do uso e cobertura do solo local e tipo de solo, E_1 é a função integral exponencial (Equação 7):

$$E_1 = \int_1^{\infty} \frac{e^{-t}}{t} dt$$

Equação 7

A recarga local (L), ou contribuição potencial para a vazão de base, de um pixel é calculada a partir do balanço hídrico local, dada pela Equação 8:

$$L_i = P_i - QF_i - AET_i$$

Equação 8

Onde AET é a evapotranspiração real anual calculada a partir da soma de AET mensal, P_i é a precipitação anual em milímetros, QF_i é o escoamento direto em milímetros.

Para cada mês, a evapotranspiração real mensal ($AET_{i,m}$) é limitada pela evapotranspiração potencial mensal (PET) ou pela água disponível, dadas pela Equação 9 e pela Equação 10:

$$AET_{i,m} = \min \left(PET_{i,m}; P_{i,m} - QF_{i,m} + \alpha_m \beta_i \sum \max(\gamma L_{avail,i}, 0) \right)$$

Equação 9

$$PTE_{i,m} = K_{c,i,m} \times ETO_{i,m}$$

Equação 10

Onde $P_{i,m}$ é a precipitação mensal no pixel i no mês m em milímetros, $QF_{i,m}$ é o escoamento direto no pixel i no mês m em milímetros, K_c é o fator de manejo mensal do solo, ETO é a evapotranspiração de referencial mensal em milímetros, $L_{avail,i}$ é a recarga do pixel e α , β e γ são parâmetros de calibração que definem a fração da recarga anual disponível, a fração da evapotranspiração e a fração de recarga do pixel, respectivamente.

O escoamento de base, Q_b (em milímetros), é a média das contribuições das recargas locais (negativas ou positivas) na bacia, dada pela Equação 11:

$$Q_b = \frac{\sum k \in [\text{pixel na bacia}] L_k}{n_{\text{pixel na bacia}}}$$

Equação 11

Onde L são os valores de recarga local em milímetros.

Essa abordagem da ferramenta InVEST permite compreender o balanço hídrico em uma bacia hidrográfica, em particular a partição entre o escoamento direto (que ocorre durante ou logo após os eventos de chuva) e o escoamento de base (que ocorre durante o tempo seco).

4.2.3. Parâmetros e dados de entrada do modelo de exportação de sedimentos e do modelo de produção sazonal de água

Para aplicação dos modelos, os dados necessários foram alimentados nos formatos shapefile e raster, com 5 metros de resolução espacial.

No modelo de exportação de sedimentos, os dados geográficos de entrada requeridos são: delimitação da bacia de contribuição, modelo digital de elevação (MDE), uso e cobertura do solo, erodibilidade do solo e erosividade da chuva. Já os dados tabulares requeridos são os fatores C e P, que são os parâmetros dependentes do uso e cobertura do solo (Tabela 3). As bases cartográficas utilizadas foram as mais recentes entre as disponíveis.

Tabela 3: Parâmetros e dados de entrada utilizados no modelo de exportação de sedimentos.

Dados	Formato do dado	Fonte
Delimitação das bacias de contribuição	Shapefile	Elaborada pela autora
MDE	Raster (5 m)	SICAD
Uso e cobertura do solo	Raster (5 m)	PdA Pipiripau
Erosividade da chuva (R)	Raster (5 m)	Estação pluviométrica
Erodibilidade do solo (K)	Raster (5 m)	Mapa pedológico e literatura específica
Fator C	Tabela	Literatura específica
Fator P	Tabela	Literatura específica

Já no modelo de produção de água sazonal, os dados geográficos de entrada requeridos são: delimitação da bacia de contribuição, modelo digital de elevação (MDE), precipitação mensal, evapotranspiração de referência mensal, uso e cobertura do solo e grupos de solo hidrológico (Tabela 4). Já os dados tabulares requeridos são: número-curva (CN) que é o parâmetro dependente do tipo do solo, o coeficiente da vegetação ou da cultura (Kc) mensal e quantidade de eventos de chuva por mês, que é definida como a chuva diária maior que 0,1mm.

Tabela 4: Parâmetros e dados de entrada utilizados no modelo de produção de água sazonal.

Dados	Formato do dado	Fonte
Delimitação das bacias de contribuição	Shapefile	Elaborada pela autora
MDE	Raster (5 m)	SICAD
Uso e cobertura do solo	Raster (5 m)	PdA Pipiripau
Precipitação mensal	Raster (5 m)	Estação pluviométrica
Evapotranspiração de referência mensal (ET _o)	Raster (5 m)	CGIAR CSI (baseado nos dados do WorldClim)

Grupos de solo hidrológico (SCS)	Raster (5 m)	Mapa pedológico e literatura específica
Fator Curva-Número (CN)	Tabela	Literatura específica
Coeficiente da vegetação ou da cultura (Kc)	Tabela	Literatura específica
Eventos de chuva por mês	Tabela	Estação pluviométrica

Além disso, os modelos requerem a definição da constante “Threshold flow accumulation” que é utilizada para estimar a densidade da rede de drenagem e o início da acumulação do fluxo. O valor adotado nesse estudo foi 5000, pois esse foi o número mínimo em que foi possível observar a formação dos caminhos preferenciais de fluxo comparado com a rede de drenagem hídrica mapeada na bacia.

4.2.3.1. Delimitação da bacia de contribuição

A bacia de contribuição avaliada neste trabalho foi a área de drenagem a montante da estação fluviométrica Frinocap (código ANA No. 60473000), situada próximo do exutório da bacia do ribeirão Pípiripau.

O foco nessa abordagem se deu por conta dos dados de vazão disponíveis para essa estação e que foram obtidos no portal HIDROWEB/ANA para o cálculo do provimento de água, usado na calibração e validação do modelo. Além dos dados de sólidos suspensos totais-SST (mg.L^{-1}), obtidos na bacia pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal-CAESB, para o cálculo do aporte de sedimento, também usado na calibração e validação do modelo.

Assim, utilizou-se a delimitação automática de bacia da ferramenta “Hydrology” do software ArcGis, que permitiu traçar a bacia de contribuição apresentada na Figura 13.

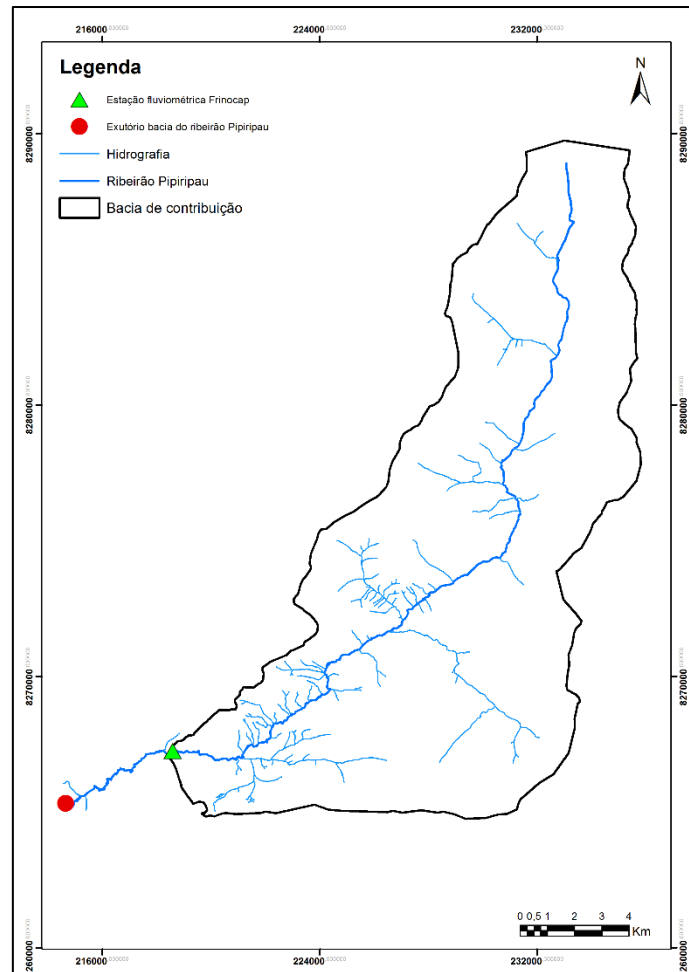


Figura 13: Bacia de contribuição a montante da estação fluviométrica Frinocap

4.2.3.2. Modelo Digital de Elevação (MDE ou DEM, em inglês)

O modelo digital de elevação (MDE) foi construído a partir das curvas de nível de 5 em 5 metros de intervalo, disponibilizada pelo Sistema Cartográfico do Distrito Federal (SICAD), utilizando a ferramenta 3D analyst do software ArcGis apresentado na Figura 14.

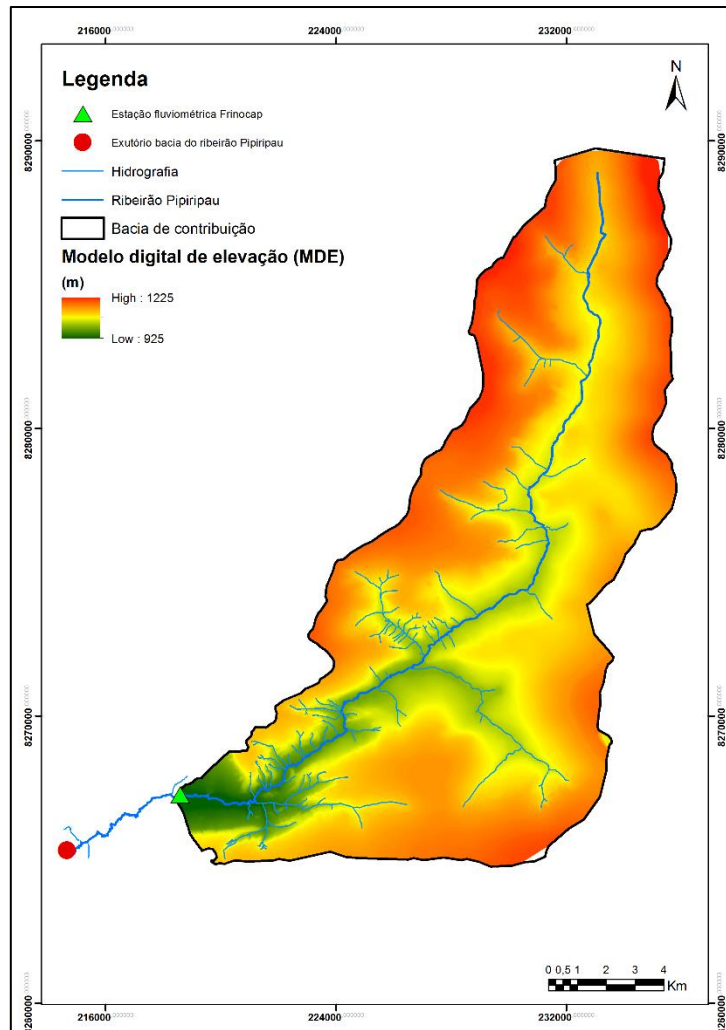


Figura 14: Modelo digital de elevação (MDE)

4.2.3.3. Uso e cobertura do solo

O mapa de uso e cobertura do solo (Figura 15) utilizado foi disponibilizado pelo Programa Produtor de Água (PdA) da bacia do ribeirão Pipiripau. Corresponde ao uso e cobertura levantado em 2009, a partir do processo de interpretação visual das imagens ALOS (sensor AVNIR2 e PRISM) fusionadas, de forma a compor uma única imagem de 2.5m de resolução espacial multiespectral, e apresenta como classes: agricultura extensiva, áreas urbanas, campos, cerrado, corpos d'água, cultura irrigada, mata, pastagem, reflorestamento, sedes e edificações, solo exposto, vegetação alterada, vias não pavimentadas e vias pavimentadas.

A espacialização do uso e cobertura do solo em formato raster foi realizada utilizando a ferramenta conversion tools do software ArcGis.

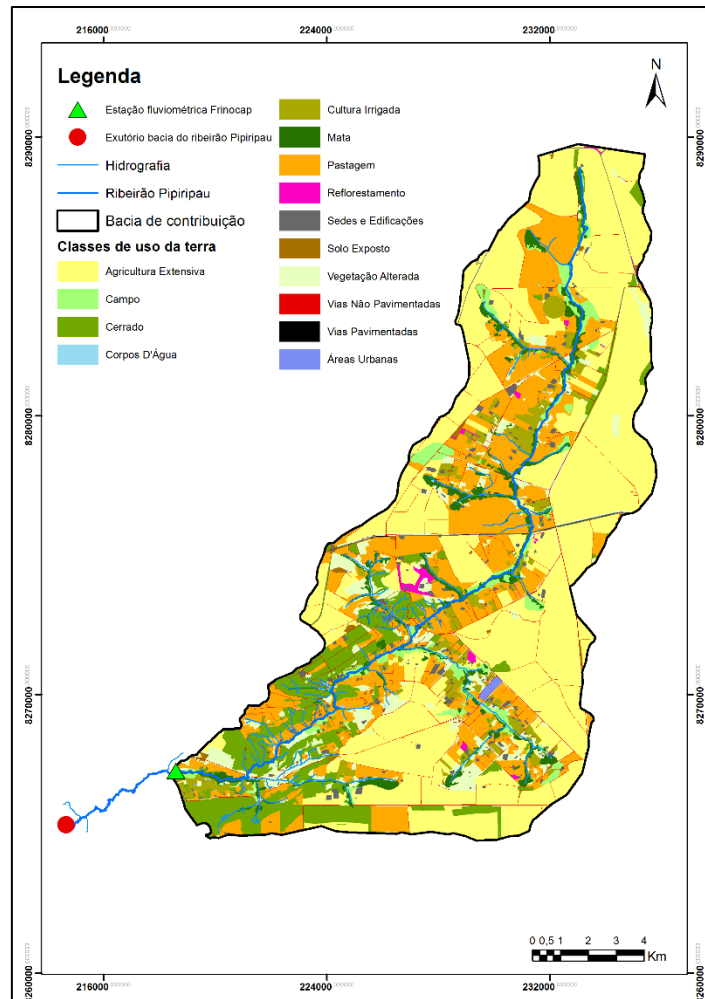


Figura 15: Mapa de uso e cobertura do solo

4.2.3.4. Erosividade da chuva (R)

A erosividade da chuva (R) para a área de estudo foi calculada utilizando-se uma equação do tipo Fournier, desenvolvida para a região Centro-Oeste por VAL et al. (1986), citado por SILVA (2004), a partir de dados de precipitação mensal e anual da estação pluviométrica Taquara (código ANA 01547013), localizada próximo ao centroide da bacia do ribeirão Pipiripau. Foram utilizadas as séries históricas de precipitação dos anos 1998 a 2009.

A Equação 12 foi utilizada para o cálculo da erosividade da chuva.

$$R = 125,59 \times \left(\frac{M_i^2}{P_a} \right)^{0,603} \quad \text{Equação 12}$$

Onde R é a erosividade anual da chuva e enxurrada em MJ·mm·ha⁻¹·h⁻¹·ano⁻¹, M_i é a precipitação mensal em milímetros e P_a é a precipitação anual em milímetros.

Os valores de precipitação total anual e os valores de erosividade determinados para cada ano de análise na área de estudo encontram-se na Tabela 5.

Tabela 5: Precipitação total anual e índice anual de erosividade da chuva na bacia

Ano	Precipitação anual (mm)	Índice anual de erosividade da chuva (MJ·mm·ha⁻¹·h⁻¹·ano⁻¹)
1998	1.380,1	6.631,2
1999	1.218	6.208,6
2000	1.077,1	5.575,1
2001	952,4	5.391,1
2002	989,4	5.394,8
2003	1.121,8	5.803,5
2004	1.706,4	7.672,9
2005	1.529,2	6.970,3
2006	1.444,5	6.605,4
2007	898,4	5.335,2
2008	1.271,6	6.313,0
2009	1.427,6	6.540,7
Média	1.251,4	6.203,5

A espacialização da erosividade da chuva foi realizada utilizando a ferramenta conversion tools do software ArcGis.

4.2.3.5. Erodibilidade do solo (K)

Uma vez que a erodibilidade do solo já foi obtida para a bacia do ribeirão Pipiripau por CHAVES e PIAU (2008), a partir do mapa pedológico (CAESB, 2001), eles foram reutilizados no presente trabalho e espacializados utilizando a ferramenta conversion tools do software ArcGis. Os valores utilizados de erodibilidade são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6: Índice de erodibilidade do solo na bacia

Tipo de solo	K (t·ha·h·MJ⁻¹·ha⁻¹·mm⁻¹)
Areias Quartzosas	0,029
Cambissolo	0,028
Laterita Hidromórfica Distrófica – A	0,03
Latossolo Vermelho-Amarelo	0,014
Latossolo Vermelho-Escuro	0,012
Solos Hidromórficos	0,041
Terra Roxa Estruturada Similar	0,027

A espacialização da erodibilidade do solo foi realizada utilizando a ferramenta conversion tools do software ArcGis.

4.2.3.6. Fatores C e P

Uma vez que os fatores C e P, parâmetros dependentes do uso e cobertura do solo, já foram obtidos para a bacia do ribeirão Pipiripau por CHAVES (2012), a partir do de uso e manejo do solo, eles foram reutilizados no presente trabalho. Tais fatores são

inseridos na forma de tabela em formato CVS. Na Tabela 7 são apresentados os fatores C e P adotados para cada classe.

Tabela 7: Fatores C e P adotados para cada classe de uso e cobertura do solo na bacia

Classe uso e cobertura	Fator C	Fator P
Agricultura Extensiva	0,13	0,33*
Áreas Urbanas	0,1	1
Campo	0,013	1
Cerrado	0,012	1
Corpos D'água	0	1
Cultura Irrigada	0,13	0,33*
Mata	0,0005	1
Pastagem	0,03	0,67*
Reflorestamento	0,03	1
Sedes e Edificações	0	1
Solo Exposto	0,25	1
Vegetação Alterada	0,01	1
Vias Não Pavimentadas	0,15	1
Vias Pavimentadas	0	1

*adoção do fator P reduzindo em ½ tendo em vistas representar as técnicas de terraços já existentes na bacia.

4.2.3.7. Precipitação mensal

A precipitação mensal para a área de estudo foi obtida a partir das séries históricas mensais de precipitação dos anos 1998 a 2009 da estação pluviométrica Taquara (código ANA 01547013), localizada próximo ao centroide da bacia do ribeirão Pipiripau. Os valores para a área de estudo encontram-se na Tabela 8.

Tabela 8: Precipitação mensal de 1998 a 2009 na estação pluviométrica Taquara

Ano/Mês	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1998	192,1	251,6	120,6	69,6	9	24,8	0	0	0	147,8	326,8	237,8
1999	233,8	55,6	292,8	33,6	11,4	0	0	0	47	125,6	162,6	255,6
2000	206	95	141,2	28,8	0	0	2,4	32,4	95,8	90	196,4	189,1
2001	55,6	40,8	192,6	10	13,8	0	0	31,6	29,8	100,6	259	218,6
2002	179,4	133	105,4	17	46,8	0	2,2	4,4	86,4	8	192,6	214,2
2003	279,6	108,2	206,2	45,8	69,4	0	0	0	58,2	22	166,4	166
2004	447,4	396,4	260,8	107,6	5,4	0	0	4,4	0	176,4	133,4	174,6
2005	160,4	174,4	351	75,8	70,4	0,2	0	36	29,6	43,4	256	332
2006	128,8	133,6	299,2	125,8	40,8	2,2	0	29,2	32,2	280,8	201,6	170,3
2007	224	205,2	35,8	45,2	3,4	0	0	0	0	31,8	177,8	175,2
2008	216	247	115,4	194,4	0	0	0	0	47,8	26,4	212,6	212
2009	185,6	250,6	107,2	23,6	20,2	61	0	54,4	61	107,6	241,8	314,6

A espacialização da precipitação mensal foi realizada utilizando a ferramenta “conversion tools” do software ArcGis, criando doze arquivos no formato raster para

cada ano de análise, sendo que cada arquivo correspondeu a um mês específico do ano.

4.2.3.8. Evapotranspiração de referência mensal (ET_o)

A evapotranspiração de referência mensal foi obtida a partir dos dados mensais disponibilizados pelo “Consortium for Spatial Information” (CGIAR-CSI), baseado nos dados do WorldClim Global Climate Data.

O modelo usado e testado pelo CGIAR-CSI para estimar a evapotranspiração de referência mensal foi HARGREAVES et al. (1985). Tal método requer um conjunto de dados mensais para determinar a evapotranspiração de referência mensal dada pela Equação 13.

$$ET_o = 0,0023 \times RA \times (T_{med} + 17,8) \times TD^{0,5} \quad \text{Equação 13}$$

Onde ET_o é a evapotranspiração de referência em mm·mês⁻¹, T_{med} é a média de temperatura, TD é a amplitude térmica diária e RA é a radiação extraterrestre (radiação no topo da atmosfera expressa em mm/mês, equivalente à evaporação).

Como os dados de evapotranspiração de referência mensal já estão disponibilizados no formato raster, foi realizado o recorte do arquivo para a área de estudo utilizando a ferramenta clip do software ArcGIS criando doze arquivos no formato raster correspondente a cada mês do ano.

4.2.3.9. Grupos de solo hidrológico (SCS)

Os grupos de solo hidrológicos foram baseados em dados tabulados apresentados por LOMBARDI NETO et al. (1994), a partir do mapa pedológico (CAESB, 2001) da bacia do ribeirão Pipiripau (Figura 16). Os dados são inseridos na forma de tabela em formato CVS. Na

Tabela 9 são apresentados os grupos de solos hidrológicos adotados para a bacia.

Tabela 9: Grupos de solos hidrológicos para cada tipo de solo na bacia

Tipo de solo	Grupo hidrológico (SCS)
Areias Quartzosas	B
Cambissolo	C
Laterita Hidromórfica Distrófica – A	B
Latossolo Vermelho-Amarelo	A
Latossolo Vermelho-Escuro	A
Solos Hidromórficos	D
Terra Roxa Estruturada Similar	A

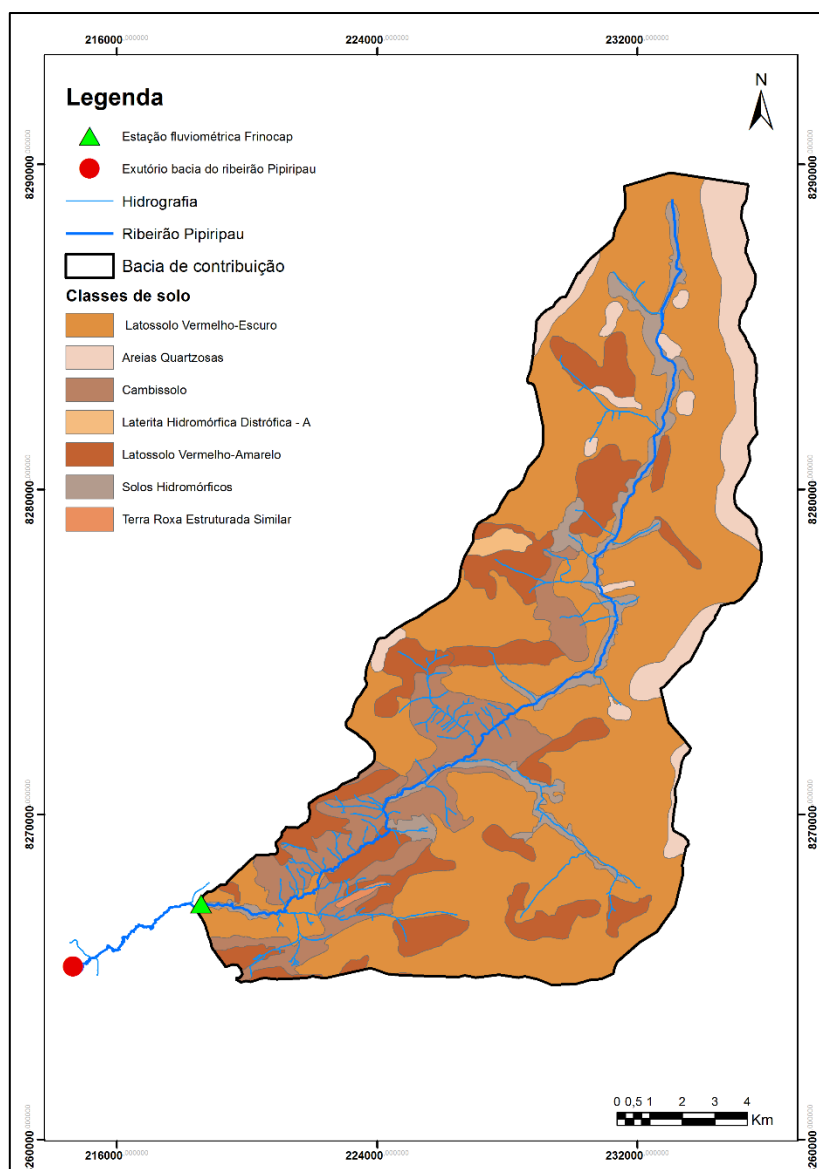


Figura 16: Mapa pedológico

4.2.3.10. Fator Curva-Número (CN)

O fator CN foi obtido para as classes de uso do solo existente na bacia do ribeirão Pipiripau de acordo com o grupo hidrológico de cada solo a partir dos valores tabulados apresentados por MAIDMENT (1993). Tais fatores são inseridos na forma de tabela em formato CVS. Na Tabela 10 são apresentados o fator CN adotados para cada classe.

Tabela 10: Fator CN adotados para cada classe de uso e cobertura do solo na bacia.

Uso do solo/Grupo Hidrológico	A	B	C	D
Agricultura Extensiva	70	79	84	88
Áreas Urbanas	68	79	86	89
Campo	48	67	77	83
Cerrado	43	65	76	82
Corpos D'água	100	100	100	100
Cultura Irrigada	66	74	80	82

Mata	36	60	73	79
Pastagem	68	79	86	89
Reflorestamento	45	66	77	83
Sedes e Edificações	68	79	86	89
Solo Exposto	77	86	91	94
Vegetação Alterada	48	67	77	83
Vias Não Pavimentadas	72	82	87	89
Vias Pavimentadas	98	98	98	98

4.2.3.11. Coeficiente da vegetação ou da cultura (Kc)

O fator Kc mensal foi obtido para as classes de uso do solo existentes na bacia do ribeirão Pipiripau a partir dos valores tabulados apresentados por ALLEN et al. (1998). Tais fatores são inseridos na forma de tabela em formato CVS. Na Tabela 11 são apresentados o fator Kc mensal adotados para cada classe.

Tabela 11: Fator Kc adotados para cada classe de uso e cobertura do solo na bacia.

Uso do solo/Mês	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Agricultura Extensiva	1,15	1,15	0,8	0,4	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,8	1	1
Áreas Urbanas	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
Campo	0,75	0,5	0,5	0,5	0,5	0,3	0,3	0,3	0,75	0,75	0,75	0,75
Cerrado	1	1	1	0,8	0,8	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	1
Corpos D'água	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cultura Irrigada	0,8	0,8	0,8	1,15	1,15	1,15	1,15	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
Mata	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Pastagem	0,75	0,5	0,5	0,25	0,25	0,15	0,15	0,15	0,37	0,75	0,75	0,75
Reflorestamento	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Sedes e Edificações	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Solo Exposto	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
Vegetação Alterada	0,75	0,5	0,5	0,5	0,5	0,3	0,3	0,3	0,75	0,75	0,75	0,75
Vias Não Pavimentadas	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Vias Pavimentadas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

4.2.3.12. Eventos de chuva por mês

Os eventos de chuva por mês dos anos 1998 a 2009 foram obtidos a partir das séries históricas diárias de precipitação da estação pluviométrica Taquara (código ANA 01547013). Em cada mês foi identificado o dia em que ocorreu precipitação acima de 0,1 mm e ao final realizou a somou-se da quantidade de dias em que tal condição foi encontrada. Esse valor foi inserido na forma de tabela em formato CVS para cada ano de análise, sendo que cada arquivo correspondeu a um mês específico do ano.

Os valores para a área de estudo encontram-se na Tabela 12.

Tabela 12: Eventos de chuva por mês dos anos 1998 a 2009 da estação pluviométrica Taquara

Ano/Mês	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1998	18	17	9	4	2	1	0	0	0	16	24	18

1999	15	8	16	5	3	0	0	0	5	8	21	20
2000	21	19	17	7	0	0	1	2	7	5	21	23
2001	9	7	19	2	4	0	0	2	10	13	22	21
2002	18	14	11	4	2	0	1	1	5	5	12	18
2003	18	9	20	4	6	0	0	0	5	9	18	14
2004	26	24	19	13	2	0	0	1	0	12	11	18
2005	19	11	24	9	2	1	0	1	6	1	19	20
2006	12	16	20	11	3	2	0	4	5	24	14	20
2007	18	17	7	5	1	0	0	0	0	9	16	16
2008	19	18	16	9	0	0	0	0	6	4	18	18
2009	18	17	13	8	3	4	0	3	9	18	16	25

4.3. Calibração do modelo da exportação de sedimentos e do modelo da produção de água em cenário de uso do solo atual

Uma vez que todos os dados necessários para uso dos modelos foram criados, foi realizada a calibração do modelo de exportação de sedimentos e do modelo de produção de água sazonal.

Para o presente trabalho, o período escolhido para estudo foi compreendido entre 1998 a 2009, de acordo com a análise dos dados pluviométricos disponíveis para a bacia do ribeirão Pípiripau. A definição desse período deu-se pelo fato de que, durante esses anos, a bacia não sofreu mudanças significativa de uso e cobertura do solo, sendo considerada uma bacia consolidada nesse período de estudo.

Dessa maneira, para o modelo de exportação de sedimentos o processo de calibração foi realizado manualmente apenas para o parâmetro k , conforme sugerido por SHARP et al. (2016). A calibração manual do parâmetro k buscou atingir a melhor performance do modelo de exportação de sedimentos.

O parâmetro k foi calibrado da seguinte forma: para cada ano par do período de análise (1998-2009), os valores do parâmetro k foram modificados e aplicados na simulação do modelo. Os resultados de cada simulação foram comparados estatisticamente com os dados de aporte de sedimento calculados por SILVA et al. (2011) até que o parâmetro k atingisse a menor diferença entre os resultados simulados e os observados por meio do erro mínimo local (E_{min}), dado pela seguinte Equação 14.

$$E_{min} = \text{Absoluto} (Y_{cal} - Y_{obs}) \quad \text{Equação 14}$$

Onde Y_{cal} é o aporte de sedimento calculado pelo modelo, e Y_{obs} é o aporte de sedimento observado no estudo SILVA et al. (2011).

A busca pelo conjunto de valores do parâmetro k em cada ano par do período de análise ocorre por meio de tentativas de ajuste do parâmetro. Foram realizadas aproximadamente 38 tentativas, com uma média de 6 simulações em cada ano.

As faixas de variação testadas no parâmetro k estão apresentadas na Tabela 13, bem como o valor adotado em cada ano de calibração do modelo de exportação de sedimentos na bacia.

Tabela 13: Valores do parâmetro k utilizados na calibração do modelo de exportação de sedimentos

Ano	Faixa de variação	Valor de calibração
1998	1 -1,50	1,20
2000	1 – 1,28	1,28
2002	1 – 1,25	1,25
2004	1,5 – 2,00	1,90
2006	1 – 1,45	1,41
2008	1 – 1,07	1,06

Para a calibração do modelo de exportação de sedimentos, utilizou-se a metodologia aplicada por SILVA et al. (2011) na mesma bacia, ou seja, utilizou-se séries de dados hidrossedimentológicos locais para a verificação da qualidade da calibração.

SILVA et al. (2011) calibraram o coeficiente da MUSLE por meio do ajuste entre os valores observados e calculados de aporte de sedimento de eventos individuais, correspondentes ao período entre 1999 e 2005, usando dados hidrológicos observados. No presente estudo, com o modelo de exportação de sedimentos, utilizou-se os anos 1998, 2000, 2002, 2004, 2006 e 2008. Portanto, o período de calibração utilizado com foi o mesmo aplicado no estudo por SÁ (2014), totalizando seis anos de dados.

Por fim, os resultados de cada simulação do modelo de exportação de sedimentos, para cada ano par do período de análise (1998-2009), foram comparados estatisticamente por meio do gráfico de dispersão de cada ano simulado e pelo erro percentual dos valores médios anuais calculados e observados para os seis anos do período de calibração.

O gráfico de dispersão mostra o desempenho do modelo no período de calibração por meio da aderência dos dados observados aos dados simulados.

O Erro Percentual (E) mede a tendência média dos dados simulados serem maiores ou menores do que os dados observados. O valor ótimo de E é zero, os valores próximos de zero indicam mais acurácia do modelo. Valores positivos indicam que o modelo subestimou as vazões medidas e valores negativos indicam que o modelo superestimou as vazões medidas. Na simulação os resultados são considerados satisfatórios quando E é inferior a 10% e excelentes quando E é menor do que 5%. O Erro Percentual é dado pela Equação 15 (SARMENTO, 2010).

$$E = \frac{\sum_{t=1}^n Y_{cal} - \sum_{t=1}^n Y_{obs}}{\sum_{t=1}^n Y_{obs}} \times 100 \quad \text{Equação 15}$$

Onde Ycal é o valor médio anual calculado pelo modelo, e Yobs é o valo médio anual observado.

Para TONG e CHEN (2002), se o erro percentual varia entre 10-20% o modelo é aceitável .

Considerando que os demais parâmetros e dados de entrada do modelo de exportação de sedimentos foram mantidos de forma a representar o uso do solo atual na bacia, foram gerados os valores totais de sedimento exportado em cada ano par para a área de estudo, obtidos pela tabela de atributos do shapefile resultante do modelo, em toneladas por ano (t/ano).

Para o modelo de produção de água sazonal, o processo de calibração foi realizado apenas para o parâmetro α , conforme sugerido por SHARP et al. (2016). Os autores esclarecem que para regiões de clima altamente sazonal, os valores mensais do parâmetro α devem ser estabelecidos a partir da precipitação mensal antecedente em relação a precipitação total conforme a Equação 16.

$$\alpha = \frac{P_{m-1}}{P_{anual}} \quad \text{Equação 16}$$

Onde P_{m-1} (mm) é a precipitação mensal antecedente ao mês i e P_{anul} (mm) é a precipitação total anual.

Uma vez testado o ajuste do parâmetro α , conforme a Equação 16, foi realizada posteriormente uma segunda tentativa de calibração utilizando os valores de parâmetros fornecidos pelo próprio modelo ($\alpha=1/12$, $\beta=1$ e $\gamma = 1$ - default).

Nesse sentido, os resultados de cada simulação do modelo de produção de água sazonal, para cada ano par do período de análise (1998-2009), foram comparados utilizando apenas a comparação por meio do gráfico de dispersão de cada ano simulado e pelo erro percentual (E) com as medições de vazão líquida obtidas do portal HIDROWEB/ANA para a estação fluviométrica Frinocap.

Por fim, considerando que os demais parâmetros e dados de entrada do modelo de produção de água sazonal foram mantidos de forma a representar o uso do solo atual na bacia, foi obtida a vazão de base em cada ano par, para a área de estudo, por meio tabela de atributos do shapefile resultante do modelo, em milímetros (mm). E o escoamento direto foi obtido a partir do valor médio do arquivo raster gerado pelo modelo em mm, a qual permitiu calcular a vazão total (QT), em m^3/s , para a área de aplicação do modelo dada pela seguinte equação:

$$QT = (QB + QF) \times \left(\left(\frac{A_{bacia} \times 10^6}{365 \times 24 \times 3600} \right) \div 1000 \right) \quad \text{Equação 17}$$

Onde A_{bacia} é a área da bacia de contribuição em estudo, em Km^2 .

4.4. Validação do modelo de exportação de sedimentos e do modelo de produção de água em cenário de uso do solo atual

No processo de validação do modelo de exportação de sedimentos e do modelo de produção de água sazonal foi utilizado período diferente daqueles utilizados na calibração, correspondendo aos anos ímpares do período de análise (1998-2009).

No modelo de exportação de sedimentos, a primeira tentativa de validar o parâmetro k foi realizada a partir da utilização do valor médio do parâmetro calibrado (Tabela 13), ou seja, 1,352.

Uma segunda tentativa de validação do parâmetro k por meio do uso de “proxy” foi realizada, visando contornar os resultados insatisfatórios encontrados na primeira tentativa de validação.

O uso da “proxy” justificou-se pois ficou evidente, durante a calibração do modelo de exportação de sedimentos, o comportamento não linear do parâmetro k em relação à precipitação anual. Esse fato pode ter sido ocasionado pelo método utilizado na determinação da erosividade da chuva (R), pois a equação do tipo Fournier (Equação 12) não leva em consideração eventos extremos de chuva, sendo essa uma limitação encontrada no cálculo para estimar a erosividade da chuva no modelo.

Assim, foi realizada a construção de um proxy linear entre os valores do parâmetro k e a precipitação anual (Figura 17) o que permitiu obter um novo grupo de parâmetro k a ser utilizado novamente na validação do modelo de exportação de sedimentos.

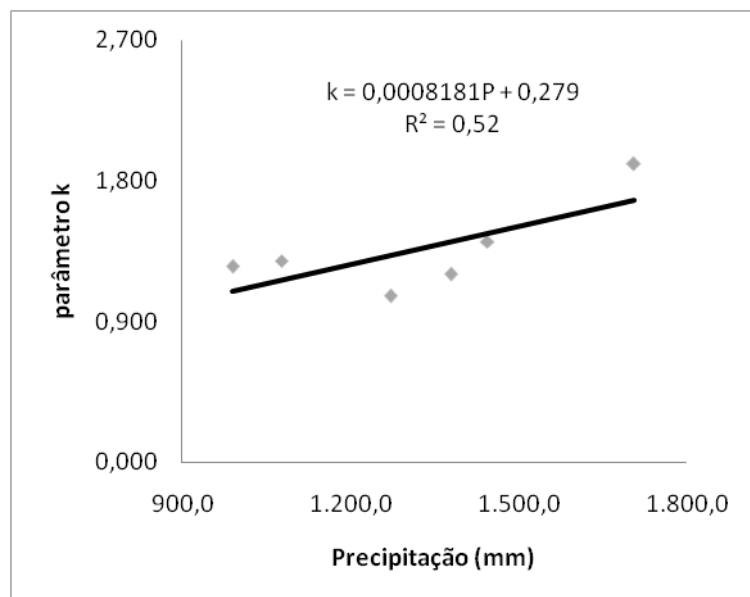


Figura 17: “Proxy” linear entre os valores do parâmetro k e a precipitação anual utilizada na validação do modelo de exportação de sedimentos.

O valor do parâmetro k, obtido da correlação entre o parâmetro k na calibração do modelo e a precipitação, está apresentado na Tabela 14. **Erro! Fonte de referência não encontrada.**

Tabela 14: Valores do parâmetro k utilizados na validação do modelo de exportação de sedimentos

Ano	Valor de calibração
1999	1,28
2001	1,06
2003	1,20
2005	1,53
2007	1,01
2009	1,45

A validação do modelo de exportação de sedimentos foi feita pela comparação entre o aporte de sedimento simulado pelo modelo e o aporte de sedimento observado por SILVA et al. (2011), utilizando o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) e o coeficiente de determinação (R^2), como também o gráfico de dispersão de cada ano simulado e o erro percentual (E) da mesma forma que utilizados na calibração. A mesma comparação foi realizada para modelo de produção de água sazonal entre os resultados simulados e as medições de vazão líquida obtidas do portal HIDROWEB/ANA para a estação fluviométrica Frinocap.

O NSE descreve o desvio da razão entre o quadrado da diferença dos valores observados e simulados e a variância das observações. O valor do coeficiente pode variar de menos infinito a 1, sendo este último valor indicando concordância perfeita entre os dados observados e simulados. Um valor baixo de NSE mostra pobre relação entre os dados observados e simulados. Segundo ZAAPA (2002), os valores acima de 0.5 qualificam o modelo para a simulação.

O valor de NSE é dado pela Equação 18:

$$E = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (Y_0 - Y_c)^2}{\sum_{t=1}^T (Y_0 - \bar{Y}_0)^2} \quad \text{Equação 18}$$

Onde Y_0 (t) é o valor anual observado; Y_c (t) é o valor anual calculado pelo modelo corrigido; \bar{Y}_0 (t) é o valor médio, observado nos anos analisados; e T é o número total de anos analisados.

O coeficiente de determinação (R^2) indica a proporção da variável observada explicada pela calculada. O R^2 varia entre 0 e 1, em que valores mais próximos a 1 indicam melhor ajuste (FERRIGO, 2014).

4.5. Simulações de exportação de sedimentos e de produção de água em diferentes cenários

Como um dos objetivos do estudo foi simular a exportação de sedimentos e a produção de água sazonal em diferentes cenários de uso e ocupação do solo na bacia

do ribeirão Pípiripau, utilizou dois cenários distintos para avaliar os impactos da alteração de uso do solo por meio da adoção de práticas conservacionistas na bacia.

Nesse sentido, o cenário intitulado linha de base representa o uso e cobertura do solo atual na bacia, considerando a manutenção das classes de uso do solo conforme Figura 15.

No cenário 1 foi considerado um uso do solo em conformidade com o Código Florestal, Lei nº 4771, de 15 de setembro de 1965, ou seja, simulou a bacia com uma faixa de área de preservação permanente (APP) de 30 metros em toda a extensão dos cursos d'água e com uma área de reserva legal (RL) condominial visando recompor o déficit de 1.327 hectares informado no diagnóstico ambiental da bacia (ANA et. al., 2010).

Assim as áreas de APP foram substituídas pela classe de uso definida como "mata" quando a condição atual de uso do solo fosse agricultura e pastagem (áreas antropizadas). E a área de RL condominial, situada próximo a cabeceira da bacia, teve seu uso e ocupação do solo substituído para a classe definida como "cerrado" quando a condição atual fosse agricultura e pastagem (áreas antropizadas).

Além disso, como a pastagem e a agricultura ocupam áreas significativas da bacia, ou seja, áreas declivosas e em solos com maior erodibilidade foi considerada adoção de boas práticas agrícolas em 50% das áreas que esses usos ocupam na bacia. Para efeitos desse estudo, esse cenário foi intitulado PdA 50%.

Para que essa substituição fosse representada nos dados de entrada do modelo de exportação de sedimentos foi feita a alteração dos parâmetros C e P dessas classes de uso do solo. Sendo que nas áreas de pastagem alterou-se o valor do parâmetro P de 0,67 para 0,13 e nas áreas de agricultura alterou-se o valor do parâmetro C de 0,13 para 0,065, de forma a representar as ações de conservação do solo adotadas no programa produtor de água na bacia.

No modelo da produção de água sazonal, para que essa substituição fosse representada nos dados de entrada do modelo, foi feita a alteração do parâmetro CN dessas classes de uso do solo. Sendo que nas áreas de pastagem alterou-se o valor do parâmetro CN em cada grupo hidrológico de 68 (A), 79 (B), 86 (C), 89 (D) para 13(A), 20 (B), 25 (C), 27 (D), e nas áreas de agricultura alterou-se o valor do parâmetro CN em cada grupo hidrológico de 70(A), 79(B), 84 (C), 88(D) para 20(A), 23(B), 26(C), 27(D), de forma a representar as ações de conservação do solo adotadas no programa produtor de água na bacia.

No cenário 2 foram adotadas as mesmas considerações referentes a área de preservação permanente (APP) e a área de reserva legal (RL) condominial do cenário 1. Contudo, foi considerada a alteração de 100% das áreas de pastagem e agricultura por áreas com boas práticas agrícolas. Essa alteração caracteriza a intenção de adoção de

práticas conservacionistas de maneira completa na bacia. Para efeitos desse estudo, esse cenário foi intitulado PdA 100%.

Dessa forma, foram criados os dois cenários futuros de uso e ocupação do solo na bacia do ribeirão Pipiripau, com o auxílio da ferramenta conversion tools do software ArcGis, e posteriormente realizada as simulações para os cenários futuros no modelo InVEST.

As classes de uso do solo do cenário atual e para os dois cenários futuros na bacia estão expressas em área e porcentagem na Tabela 15.

Tabela 15: Uso do solo na bacia do ribeirão Pipiripau no cenário atual e nos cenários futuros.

Classe de uso do solo	Cenário atual		Cenário 1 (PdA 50%)		Cenário 2 (PdA 100%)	
	Área (ha)	(%)	Área (ha)	(%)	Área (ha)	(%)
Agricultura extensiva	9.938,1	46,2	6.645,70	30,9	0	0,0
Áreas urbanas	27,4	0,1	27,42	0,1	27,42	0,1
Campo	643,0	3,0	643,02	3,0	643,02	3,0
Cerrado	2.176,4	10,1	2.176,4	10,1	2.176,4	10,1
Corpos d'água	26,2	0,1	26,25	0,1	26,25	0,1
Cultura irrigada	866,0	4,0	866,0	4,0	866,0	4,0
Mata	898,3	4,2	898,3	4,2	898,3	4,2
Pastagem	4.670,6	21,7	0,02	0,0	0	0,0
Reflorestamento	88,4	0,4	88,4	0,4	88,4	0,4
Sedes e Edificações	314,1	1,5	314,1	1,5	314,1	1,5
Solo exposto	89,5	0,4	89,5	0,4	89,5	0,4
Vegetação alterada	1.380,5	6,4	1.380,5	6,0	1.380,5	6,0
Vias não pavimentadas	329,7	1,5	326,40	1,5	326,40	1,5
Vias pavimentadas	50,7	0,2	50,7	0,2	50,7	0,2
Agricultura - melhores práticas	0	0,0	2.333,76	10,9	8.979,46	41,8
Pastagem - melhores práticas	0	0,0	4.150,61	19,3	4.150,63	19,3
APP	0	0,0	210,61	1,0	210,61	1,0
Reserva legal	0	0,0	1.363,29	6,3	1.363,29	6,3
Área total	21.499	100	21.499	100	21.499	100

Nos 2 cenários prospectados, com a adoção das melhores práticas agrícolas, o uso do solo “agricultura extensiva” e “pastagem” foram reduzidos. Além disso, houve o aumento de 234,92 hectares de mata representada pela classe “APP” e o aumento de 1.363 hectares de cerrado representado pela classe “reserva legal”.

Visando representar condições climáticas variáveis, as simulações para os cenários futuros foram realizadas para o ano mais seco, médio e úmido do período de análise (1998-2009) com base no desvio padrão da série histórica de precipitação total da estação pluviométrica Taquara. Com base na Tabela 8 o ano mais seco, médio e úmido foram 2007 (898,4 mm), 2008 (1.271,6 mm) e 2004 (1.706,4 mm), respectivamente.

4.6. Avaliação de benefícios das ações na bacia

A ferramenta InVEST permite que diferentes cenários de uso e ocupação do solo possam ser construídos e avaliados.

SHARP et al. (2016) destacam que as estimativas realizadas pelo modelo InVEST podem apresentar resultados em termos absolutos, caso sejam realizadas a calibração e validação do modelo, ou em termos relativos, caso elas não sejam realizadas.

Assim, a avaliação dos benefícios foi realizada a partir da comparação entre as simulações dos cenários futuros com as condições do cenário atual de uso e ocupação do solo em termos de redução do aporte de sedimentos e incremento no provimento de água.

Tal avaliação é importante no sentido de definir estratégias de manejo e conservação do solo em bacias hidrográficas, como a recomposição das áreas de preservação permanente e reserva legal e o manejo adequado do solo por meio do plantio direto, plantio em nível, terraceamento e manejo de pastagem.

Além disso, para a avaliação dos benefícios no modelo de exportação de sedimentos buscou-se analisar os limites de tolerância à perda de solo na bacia, em termos de identificar os benefícios “on-site”, e os benefícios ‘off-site’ relativos ao controle da poluição difusa.

TELLES et al. (2013) esclarece que benefícios ‘on-site’ são aqueles que afetam diretamente o local ou a propriedade. Já os efeitos ‘off-site’ da erosão são aqueles observados fora do local ou propriedade, como por exemplo a própria bacia.

Nesse sentido, estabeleceu-se os valores de tolerância à perda de solo para cada tipo de solo existente a partir do mapa pedológico (CAESB, 2001) da bacia do ribeirão Pipiripau (Figura 16). Os valores foram obtidos do estudo desenvolvido por MANNIGEL et. al. (2002), os quais estabeleceram a tolerância de perda do solo para o Estado de São Paulo.

Na Tabela 16 são os valores de tolerância à perda de solo que foram usados nos principais tipos de solos da bacia.

Tabela 16: Valores de tolerância à perda de solo para cada tipo de solo na bacia

Tipo de solo	Tolerância à perda de solo (t/ha.ano)
Neossolos Quartzarênicos	14,7
Cambissolo	7,9
Plintossolos	6,0
Latossolo Vermelho-Amarelo	11,5
Latossolo Vermelho	12,4
Gleissolos	5,8
Nitossolos	7,26

Uma vez selecionados os valores de tolerância à perda de solo, identificou se a produção de sedimentos estava abaixo ou acima do limite de tolerância, a partir do cruzamento entre os mapas de erosão do solo para cada cenário simulado e o mapa de solo na bacia.

Nesse sentido, caso a erosão do solo estiver abaixo do limite de tolerância, a condição de uso do solo no local estaria de acordo com a capacidade suporte do solo (CHAVES, 2010). Caso contrário, o uso do solo no local pode ser responsável pela degradação permanente do solo, e resultar em significativas perdas ambientais e econômicas.

Para o critério 'off-site', a identificação se a produção de sedimentos está abaixo ou acima do limite de tolerância foi realizada a partir da comparação entre o valor de aporte de sedimento nos cenários futuros simulados na bacia e o valor de limite de tolerância sugerido na literatura, de 1,0t/ha.ano (MORGAN, 2005; MOLDENHAUER e ONSTAD, 1975 e VERHEIJEN et al., 2009).

Adicionalmente, para a avaliação dos benefícios do modelo de produção de água sazonal, buscou-se avaliar as zonas de saturação da bacia, conforme teoria consolidada por HEWLETT e NUTTER (1969). Essa teoria incorpora a dimensão espacial na produção de escoamento superficial em bacias hidrográficas, conforme Figura 18.

Considera-se então que o escoamento superficial por áreas saturadas provém de uma porcentagem variável da área da bacia hidrográfica, que sofre contração (em períodos de estiagem) e expansão (em períodos chuvosos) mediante a sinergia dos processos de fluxo subsuperficial, a intensidade de precipitação e a umidade antecedente no solo. Assim, pela teoria considera-se que existem áreas mais propensas à geração de escoamento superficial por saturação, sendo variáveis no espaço-tempo e que tendem a expandir-se e contrair-se de forma sazonal, conforme Figura 18.

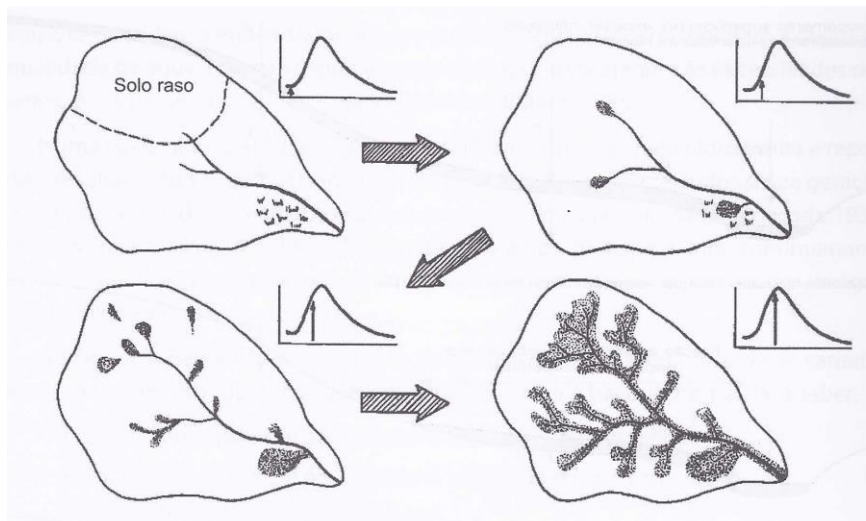


Figura 18: Área variável em uma bacia hidrográfica. Fonte: Hewlett e NUTTER (1969)

Segundo WALTER et al., (2000) a importância dessas áreas é evidente pois essas áreas surgem como um elemento de ligação entre as vertentes e os corpos de água, propiciando o rápido transporte de poluentes por meio do processo de escoamento.

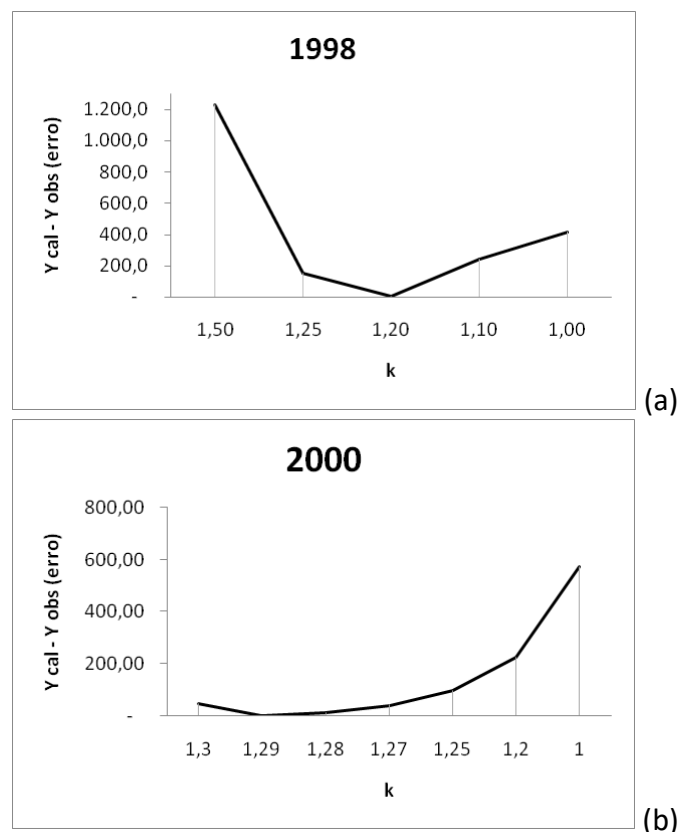
Dessa forma, considerou que a zona de saturação como sendo as áreas que apresentam valor de escoamento superficial acima de 100 mm, pois nessas áreas ocorrem com maior frequência fenômenos de enxurrada, deslizamento e inundações que podem afetar os processos hidrológicos no rio.

Por fim, realizou-se o cruzamento entre o resultado das simulações de aporte de sedimento e as zonas de saturação identificadas na bacia de modo a integrar os resultados dos dois modelos utilizados nesse estudo.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Calibração do modelo da exportação de sedimentos e do modelo da produção de água em cenário de uso do solo atual

O resultado das tentativas de ajuste do parâmetro k , na calibração manual, avaliado pelo erro mínimo local promoveu um bom ajuste do parâmetro k relativamente ao aporte de sedimento observado na bacia. A Figura 19 mostra o erro mínimo local obtido com os parâmetros de k ajustados para cada ano par do período de análise da calibração.



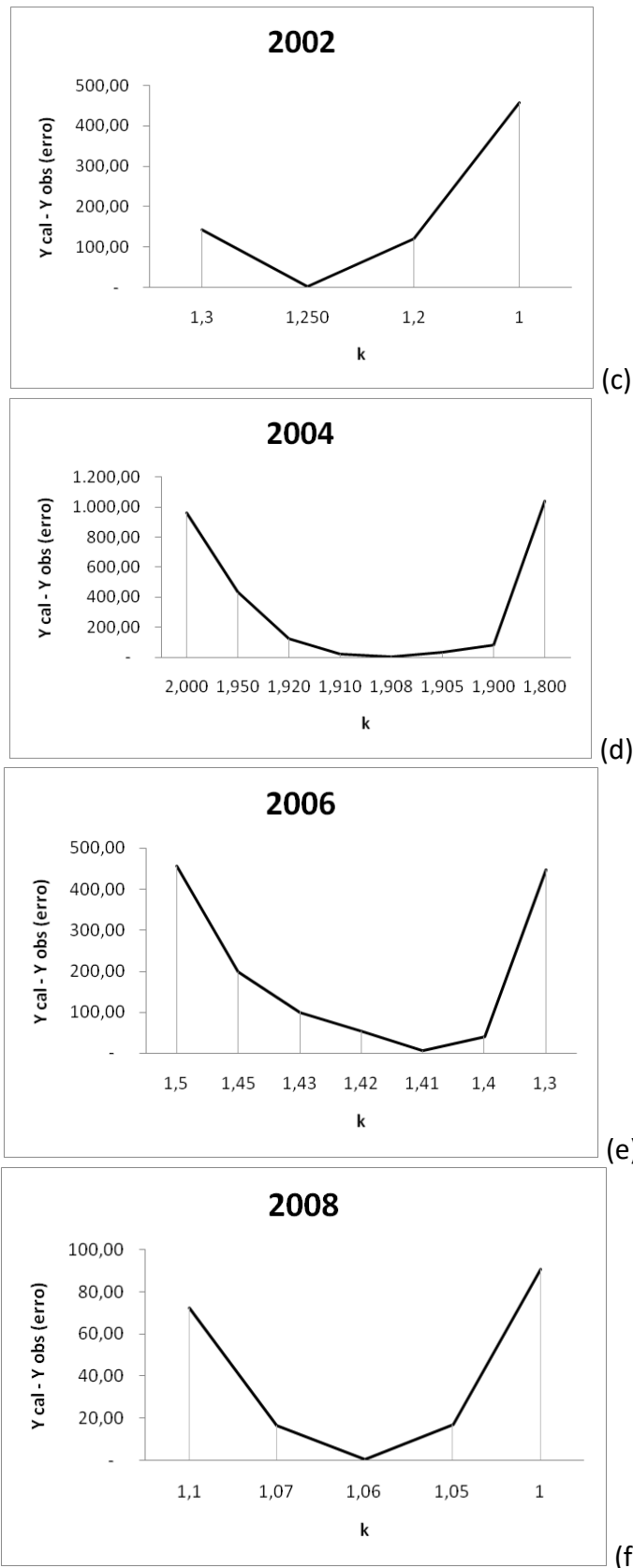


Figura 19: Gráfico do erro mínimo local para o ano 1998 (a), 2000 (b), 2002 (c), 2004 (d), 2006 (e) e 2008(f) na etapa de calibração do modelo de exportação de sedimentos.

Na Figura 20 são apresentados os valores de aporte de sedimento anual observado na série de dados hidrossedimentológicos locais (Y_{obs}) e o aporte de

sedimento anual simulado pelo modelo (Y_{cal}) no período de calibração, comparados com a reta 1:1.

Por meio da figura, nota-se que o ajuste no parâmetro k da calibração do modelo de exportação de sedimentos resultou em um bom ajuste entre os valores calculados e observados.

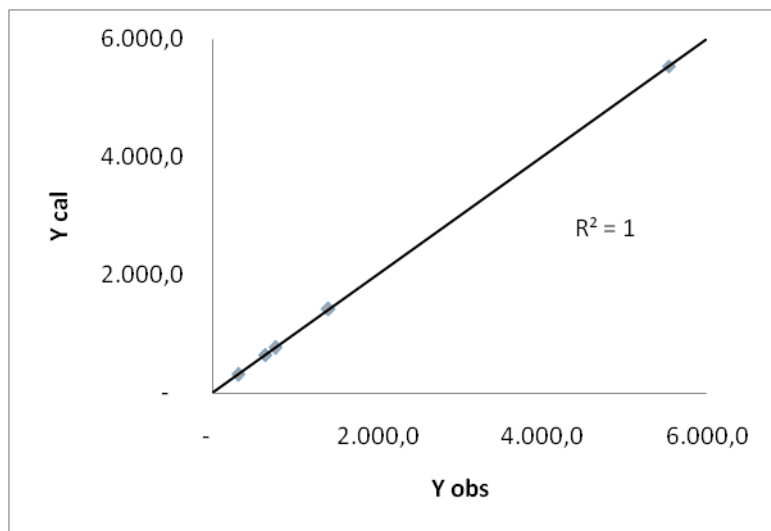


Figura 20: Correlação entre aporte de sedimento anual observado e o resultado simulado pelo modelo de exportação de sedimentos no período de calibração.

O erro percentual estimado pela Equação 15 na etapa de calibração do modelo de exportação de sedimentos foi de -0,1%, indicando que o modelo foi capaz de simular o aporte de sedimento de maneira adequada.

Já a calibração do parâmetro α do modelo de produção sazonal de água buscou atingir uma calibração mais fina, indicado por SHARP et al. (2016). Dessa maneira, os valores do parâmetro α utilizados em cada ano de calibração do modelo de produção sazonal de água na bacia estão apresentados na Figura 21.

Conforme esclarecido anteriormente, não foi possível realizar a metodologia de erro mínimo local (E_{min}) nesse modelo, assim o resultado da calibração para o parâmetro α foi avaliado pelo gráfico de dispersão entre a vazão líquida observada (Q_{obs}) na série de dados da estação fluviométrica Frinocap e a vazão líquida simulada (Q_{cal}) em cada ano comparada com a reta 1:1.

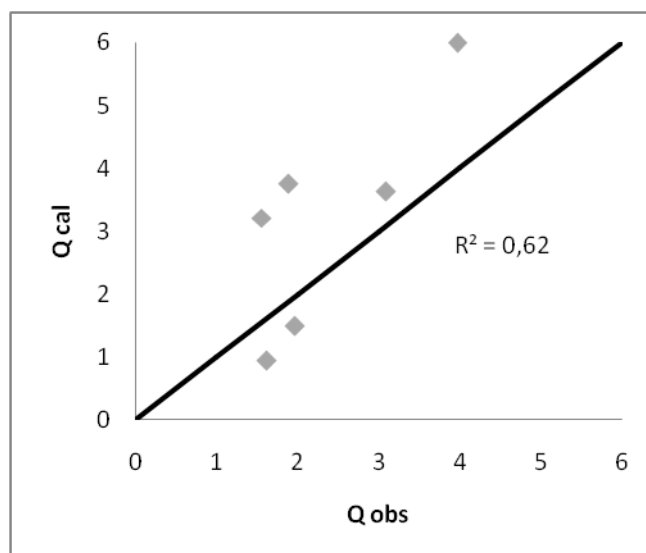


Figura 21: Correlação entre vazão líquida observada (Q_{obs}) e a vazão líquida simulada (Q_{cal}) pelo modelo de produção sazonal de água no período de calibração do parâmetro α .

O valor erro percentual estimado pela Equação 15 foi de -35%, ou seja, o modelo superestimou os valores de vazão líquida. E de acordo com TONG e CHEN (2002), este valor está acima do limite considerado aceitável.

Pela Figura 21 observa-se que o ajuste do modelo de produção sazonal de água foi inferior ao modelo de exportação de sedimentos.

A vazão líquida anual simulada variou entre 0,95 e 5,99 m³/s, com uma média de 3,17 m³/s, sendo que para a vazão líquida anual observada a variação foi de 1,56 e a 3,97 m³/s, com uma média de 2,35 m³/s.

STRAUCH et al. (2013) investigou o uso de diferentes fontes de dados de precipitação para calibrar a estimativa de produção de água com o modelo SWAT na mesma bacia em estudo. Os autores sugerem que, nas bacias hidrográficas com alta variabilidade pluviométrica e dados insuficientes, como a bacia do Ribeirão Pipiripau, a distribuição das chuvas temporais pode ser melhor representada por uma série temporal suavizada ou por uma série temporal filtrada do que pela série temporal medida pontualmente.

Diante disso na Figura 22 apresenta-se a dispersão dos dados simulados (Q_{cal}) em relação aos dados observados (Q_{obs}) na segunda tentativa de calibração do modelo de produção sazonal de água utilizando os valores de parâmetros default.

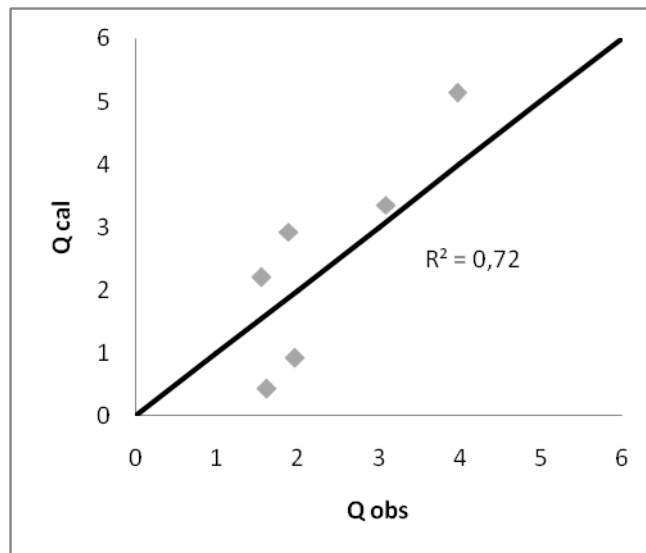


Figura 22: Correlação entre vazão líquida observada (Qobs) e a vazão líquida simulada (Qcal) pelo modelo de produção sazonal de água no período de calibração dos parâmetros default.

Na segunda tentativa de calibração, obteve-se uma melhora na calibração do modelo de produção sazonal de água, evidenciada pelo melhor ajuste na Figura 22.

Em relação ao erro percentual, a segunda tentativa de calibração apresentou valor de -6%, o qual é considerado adequado por TONG e CHEN (2002).

5.2. Validação do modelo da exportação de sedimentos e do modelo da produção de água em cenário de uso do solo atual

O parâmetro k calibrado no modelo de exportação de sedimentos foi aplicado nos anos ímpares do período de análise (1998-2009) com o objetivo de validá-los. Essa etapa é importante pois permite avaliar se o modelo é capaz de simular o aporte de sedimentos em um período diferente do utilizado na etapa de calibração.

Na primeira tentativa de validar o parâmetro k obteve-se um NSE de 0,10, considerado insatisfatório por MORIASI et al. (2007). E o erro percentual foi de -25%, não sendo aceitável de acordo com TONG e CHEN (2002).

Analisando o gráfico de dispersão (Figura 23) observa-se que o modelo superestima o aporte de sedimento abaixo de 1.000 t/ano enquanto que para o aporte de sedimento maior de 1.000 t/ano, o modelo subestima.

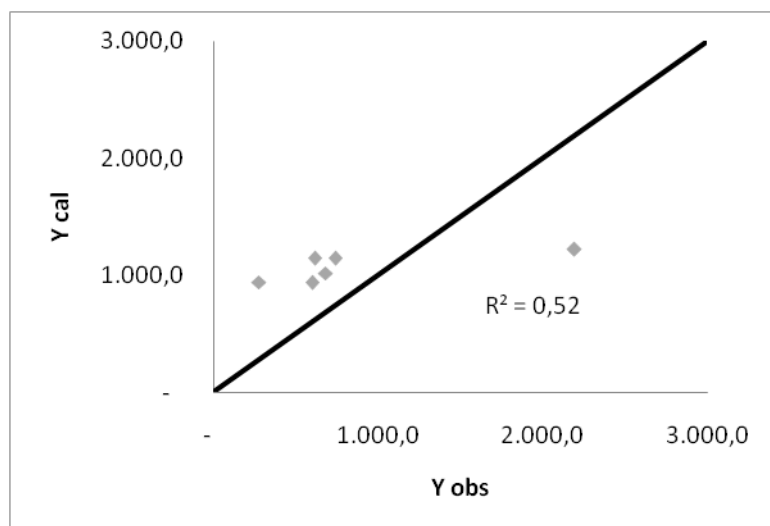


Figura 23: Correlação entre aporte de sedimento anual observado e o resultado simulado pelo modelo de exportação de sedimentos no período de validação.

Apesar desses resultados ruins para a validação do modelo de exportação de sedimentos, o valor de R^2 encontrado foi de 0,52, enquadrando-se na categoria satisfatório de acordo com ZAAPA (2002).

O aporte de sedimento anual simulado variou entre 934,6 t/ano e 1.221,1 t/ano, com uma média de 1.068,1 t/ano, sendo que para a aporte de sedimento anual observado a variação foi de 276,8 e 2.193,8 t/ano, com uma média de 852,1 t/ano. Esse resultado mostra a necessidade de ajustes na validação para tentar melhorar a eficiência das simulações do modelo de exportação de sedimentos.

Resultados insatisfatórios entre os valores calculados pelo modelo SWAT e aqueles observados em campo em uma bacia hidrográfica agrícola do Cerrado brasileiro também foram encontrados por CARVALHO (2014), em que o autor concluiu que o modelo não simulou adequadamente a produção de sedimentos na bacia, com grande subestimativa dos resultados.

Quanto ao desempenho da validação do modelo de exportação de sedimentos que apresentou resultados insatisfatórios, na segunda tentativa de validar o modelo de exportação de sedimentos, após a utilização da “proxy”, obteve-se melhor desempenho do modelo, com NSE de 0,68, sendo considerado por DA SILVA et al. (2015) um bom resultado e o valor de R^2 foi de 0,74, uma melhora significativa.

Na Figura 24 encontra-se o gráfico de dispersão entre aporte de sedimento anual observado e o aporte de sedimento anual pelo modelo no período de validação, comparados com a reta 1:1.

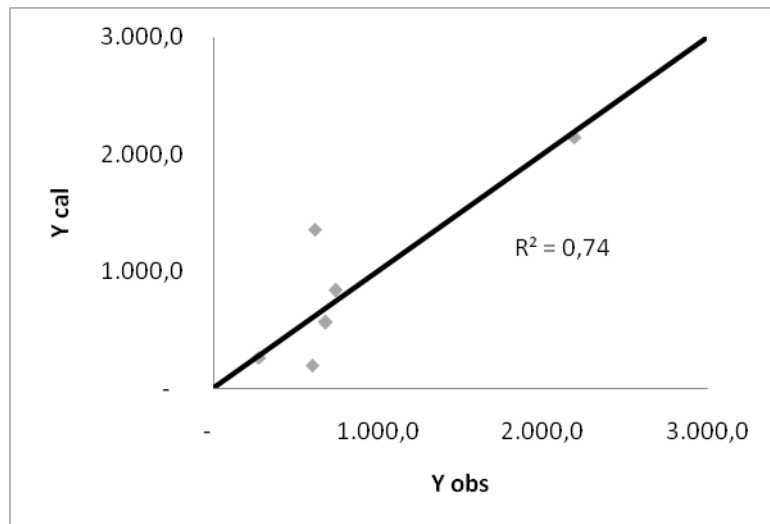


Figura 24: Correlação entre aporte de sedimento anual observado e o resultado simulado pelo modelo de exportação de sedimentos no período de validação.

Percebe-se pela figura que o ajuste entre os valores observados e simulados foi melhorado.

O erro percentual foi de -5%, indicando que o modelo replicou o aporte de sedimento bem próximo da realidade observada.

Já os parâmetros α , β e γ calibrados no modelo de produção sazonal de água foram aplicados nos anos ímpares do período de análise (1998-2009) com o objetivo de indicar se o modelo é capaz de reproduzir a série de dados não utilizada no período de calibração.

Os dados de vazão observada e a vazão simulada para o período de validação foram comparados por meio do gráfico de dispersão (Figura 25).

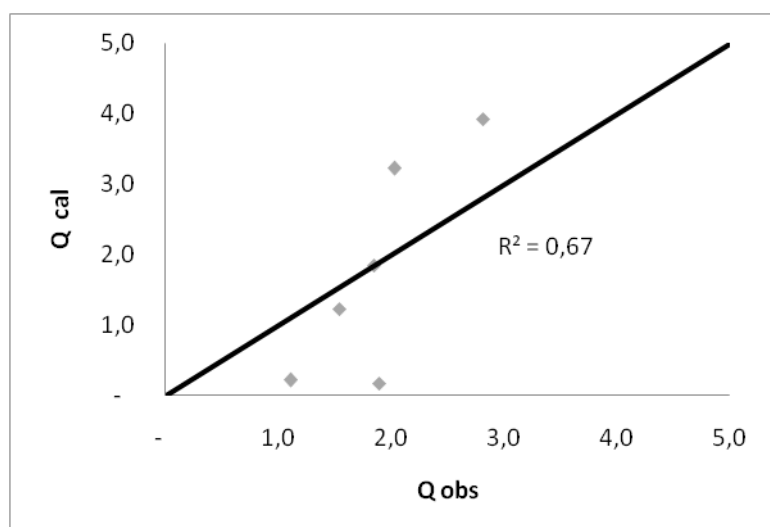


Figura 25: Correlação entre vazão anual observada e a vazão simulada pelo modelo de produção sazonal de água no período de validação.

A dispersão dos dados simulados em relação aos dados observados demonstra que a distribuição dos dados ocorre de maneira proporcional, apesar de ainda haver subestimativa dos dados simulados no modelo.

O erro percentual quantificado na validação do modelo de produção sazonal de água apresentou valor igual a 5%, mostrando uma melhora do desempenho do modelo comparado com a etapa de calibração.

Apesar do resultado na validação do modelo de produção sazonal de água obter NSE negativo, o coeficiente de determinação (R^2) o valor encontrado foi de 0,67, considerado aceitável por MORIASI (2007).

Resultado semelhante foi verificado por CASTRO (2013) que obteve NSE de -0,84 e um R^2 de 0,66 para a validação da vazão no modelo SWAT em uma bacia agrícola típica do bioma cerrado no Distrito Federal, intensamente monitorada.

Contudo, verifica-se que a vazão líquida média simulada no período de validação foi de 1,8 m³/s, sendo que a vazão líquida média observada foi de 1,9 m³/s, uma excelente correspondência entre os valores observados e aqueles simulados pelo modelo.

Esse resultado demonstra que o modelo foi capaz de simular com certa eficiência as vazões líquidas médias registradas na estação fluviométrica Frinocap, mesmo que superestimando ou subestimando alguns anos da série de dados do período de validação.

Observa-se que o comportamento da bacia em relação aos anos secos e aos anos úmidos é subestimar a vazões líquidas anuais, enquanto que o modelo superestima as vazões líquidas anuais para esses anos.

Por outro lado, seja na calibração como na validação do modelo de produção sazonal de água, o erro relativo foi próximo de zero, ou seja, em relação aos valores médios observados o modelo se apresentou adequado.

Com esses resultados, conclui-se que o modelo foi capaz de representar o comportamento médio de aporte de sedimentos e de produção de água na bacia do Ribeirão Pipiripau e pode ser aplicado na análise de cenários futuros visando conhecer os benefícios biofísicos para os serviços ecossistêmicos.

5.3. Simulações de exportação de sedimentos e de produção de água em cenários futuros e avaliação de benefícios biofísicos

O aporte de sedimentos simulado para a bacia do ribeirão Pipiripau pelo modelo de exportação de sedimentos em cada cenário futuro é apresentado na Figura 26.

Em termos percentuais, percebe-se pela figura que a redução do aporte de sedimento nos cenários futuros variando de 27% no cenário PdA 50% no ano úmido até 44% no cenário PdA 100% no ano seco.



Figura 26: Benefícios biofísicos em termos de redução do aporte de sedimento nos cenários futuros simulados

A avaliação dos benefícios biofísicos, em termo de redução do aporte de sedimentos, foi estimada em cada cenário futuro para os anos 2007 (seco), 2008 (médio) e 2004 (úmido) e comparada com o cenário atual. Os resultados dessa comparação foram expressos em termos absolutos e relativos, tendo em vista a calibração e validação do modelado realizada anteriormente de forma satisfatória.

No ano seco, o aporte de sedimento gerado na bacia do ribeirão Pipiripau no cenário atual foi de 197,59 t/ano e nos cenários futuros foi 136,20 t/ano e 111,18 t/ano, no cenário PdA 50% e PdA 100% respectivamente. Portanto, nesse contexto a redução de sedimentos pode chegar em até 86,41 t/ano.

No ano médio, o aporte de sedimento gerado na bacia do ribeirão Pipiripau no cenário atual foi de 310,3 t/ano, enquanto que no cenário PdA 50% foi 214,89 t/ano e no cenário PdA 100% 175,49 t/ano. Ou seja, nesse contexto pode reduzir a geração de até 134,86 t/ano de sedimentos na bacia, correspondendo a 43%.

No ano úmido, o aporte de sedimento gerado na bacia do ribeirão Pipiripau no cenário atual foi de 5.544,2 t/ano, já no cenário PdA 50% foi 4.048,37 t/ano e no cenário PdA 100% 3.374,63 t/ano. Fato esse que se mostra importante, tendo em vista que é no período úmido que os problemas com aporte de sedimentos são evidenciados e esse resultado mostra o ganho de benefícios ambientais como também econômicos, com a adoção de boas práticas agrícolas na bacia.

Os resultados de aporte de sedimento simulados nos cenários futuros mostram que há uma redução significativa do sedimento. Porém mesmo com a adoção de boas práticas agrícolas em 100% da bacia o sedimento aportado não é eliminado por completo. Esse resultado mostra que para o melhor desempenho do programa

produtor de água na bacia do ribeirão Pipiripau há necessidade de realizar o manejo adaptativo para que os resultados alcancem maior eficiência.

STRAUCH et al. (2013) aplicaram o modelo SWAT para investigar como as boas práticas agrícolas, tais como terraços e barraginhas impactam a vazão e a carga de sedimentos na bacia do ribeirão Pipiripau. Nos cenários avaliados pelos autores, a redução média de sedimento foi de 20,7%. Contudo, no estudo não foram avaliados o impacto da recomposição florestal nas APPs e reserva legal.

MONTEIRO (2016) modelou o efeito da restauração em APP no transporte de sedimento em uma bacia hidrográfica do estado de Minas Gerais. O resultado encontrado pelos autores mostrou uma redução de 29,4% no aporte de sedimento anual na bacia, enfatizam a importância da restauração florestal.

A erosão média do solo na bacia do ribeirão Pipiripau em cada cenário futuro é apresentada na Tabela 17.

Tabela 17: Valores da erosão média do solo simulados em cada cenário futuro

Cenários	Erosão média do solo (t/ha.ano) em cada ano de análise		
	2007 (seco)	2008 (médio)	2004 (úmido)
Atual	9,66	11,42	13,89
PdA 50%	7,59	8,99	10,92
PdA 100%	6,67	7,89	9,59

Em relação a erosão média do solo na bacia, os resultados variaram entre 6,67 t/ha.ano no cenário PdA 50% no ano seco (2007) e 13,89 t/ha.ano no cenário PdA 100% no ano úmido (2004), repercutindo as simulações de menor impacto e a de maior impacto. Esses cenários demonstram o impacto que a intensidade da chuva e a adoção das ações conservacionistas podem gerar na produção de sedimentos gerados na bacia.

Nota-se também que no ano úmido (2004), apesar do alto potencial de erosividade da chuva, com a aplicação de melhores práticas conservacionistas na bacia a erosão do solo pode ser minimizada a níveis de baixa taxa média anual de erosão (<10 t/ha.ano).

Na Figura 27 é apresentado um resumo dos resultados de erosão média do solo em cada cenário futuro. E na Figura 28, Figura 29 e Figura 30 é apresentada a erosão do solo na bacia em cada cenário futuro, em termos de classes de erosão.

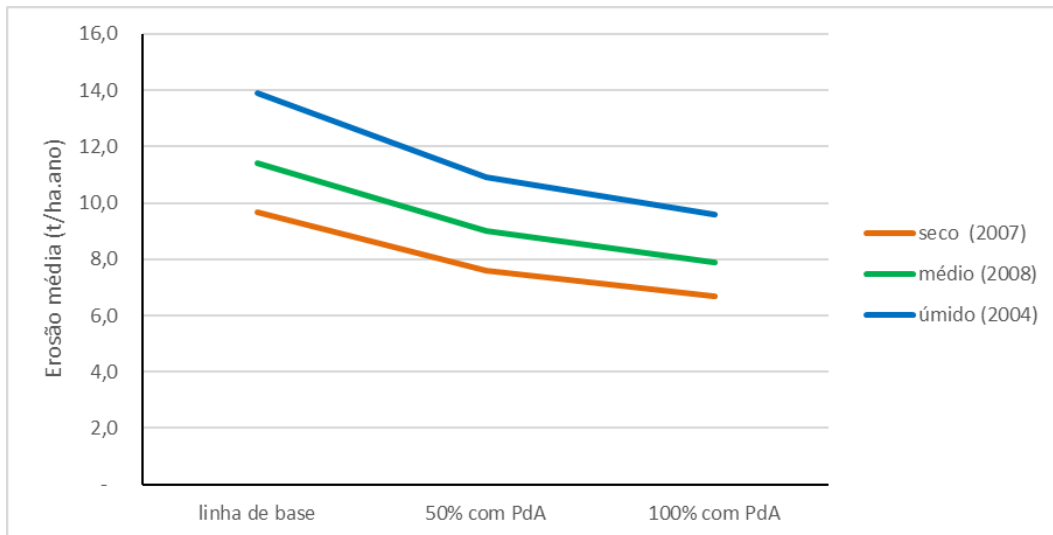
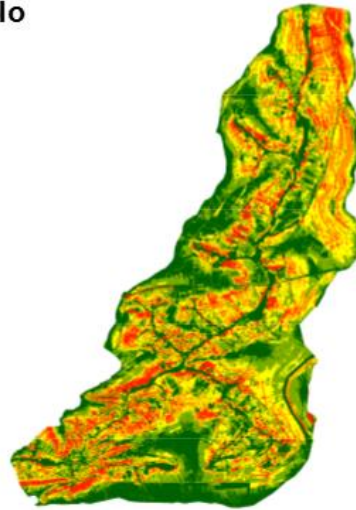
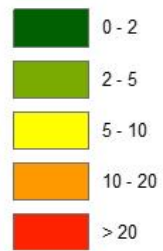


Figura 27: Resultados de erosão média do solo simulado em cada cenário futuro

Erosão do solo

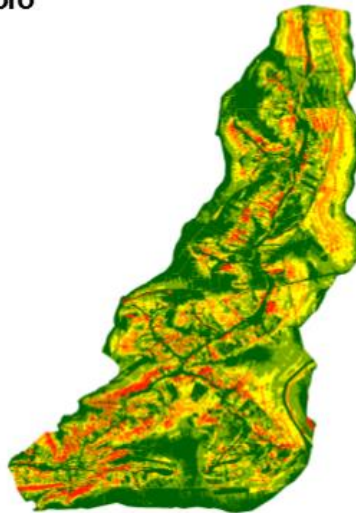
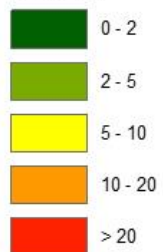
(t/ha.ano)



(a)

Erosão do solo

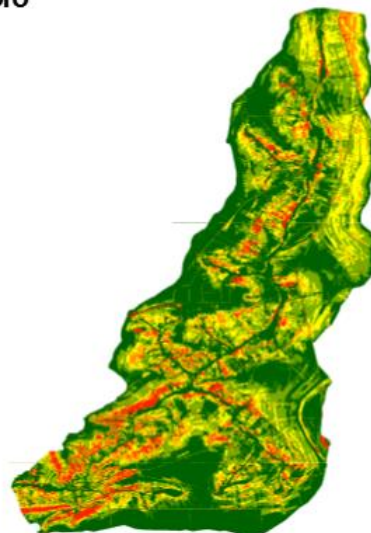
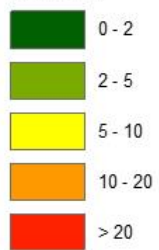
(t/ha.ano)



(b)

Erosão do solo

(t/ha.ano)

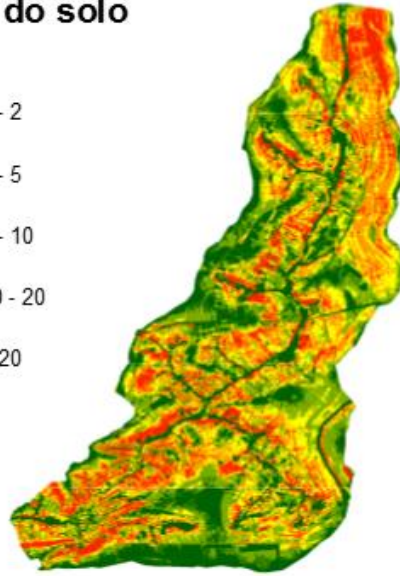
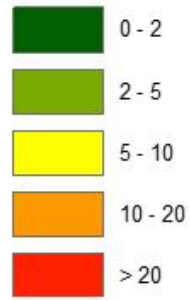


(c)

Figura 28: Erosão média na bacia em 2007 - ano seco - no cenário atual (A), no cenário PdA 50% (B) e no cenário PdA 100% (C).

Erosão do solo

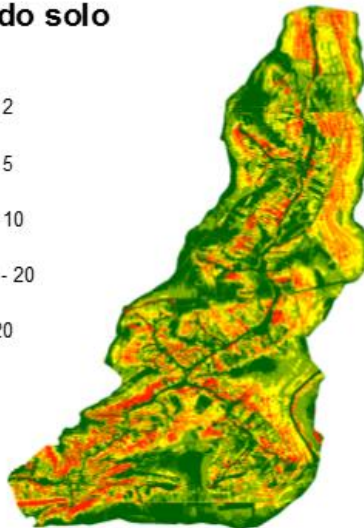
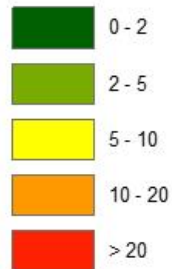
(t/ha.ano)



(a)

Erosão do solo

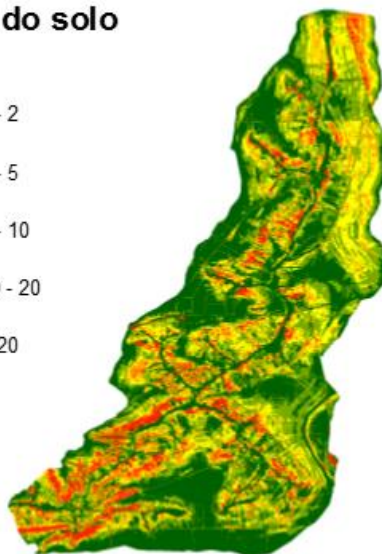
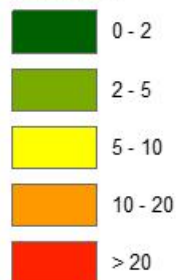
(t/ha.ano)



(b)

Erosão do solo

(t/ha.ano)

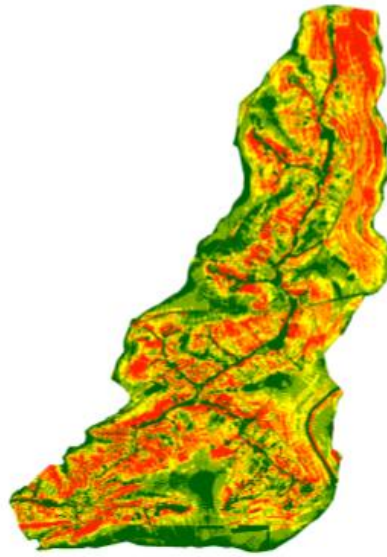
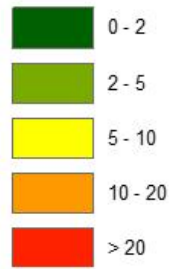


(c)

Figura 29: Erosão média na bacia em 2008 - ano médio - no cenário atual (A), no cenário PdA 50% (B) e no cenário PdA 100% (C).

Erosão do solo

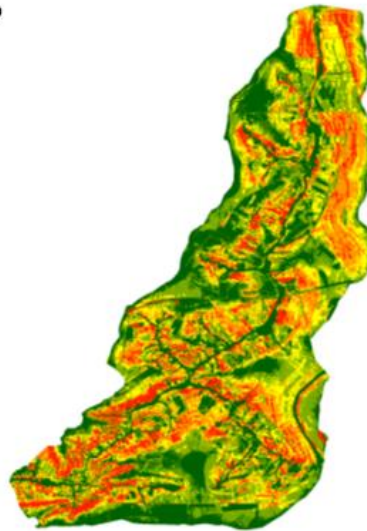
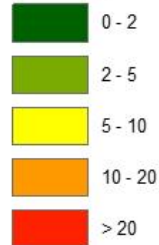
(t/ha.ano)



(a)

Erosão do solo

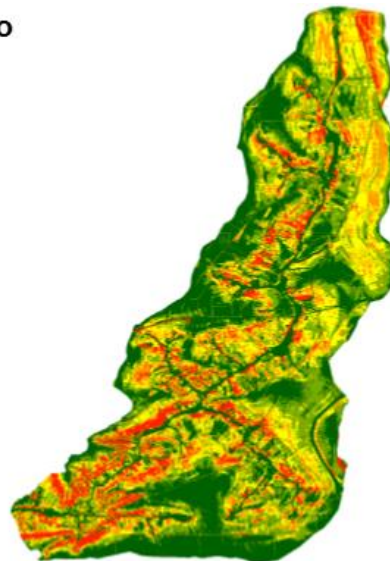
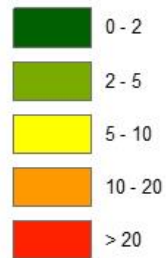
(t/ha.ano)



(b)

Erosão do solo

(t/ha.ano)



(c)

Figura 30: Erosão média na bacia em 2004 - ano úmido - no cenário atual (A), no cenário PdA 50% (B) e no cenário PdA 100% (C).

Percebe-se pelas figuras que as áreas com maior perda de solo estão localizadas nas regiões de maior declive da parte média e baixa da bacia, conforme observado por LIMA et. al. (2013).

CHAVES (2012) reportou uma erosão média de 0,7 t/ha.ano dos solos da bacia no Pipiripau antes do início da sua antropização, em 1953. Ou seja, a conversão da vegetação natural para usos antrópicos trouxe impactos significativos nos processos erosivos na bacia.

Para a bacia do ribeirão Pipiripau, o valor da perda de solo média determinado por CHAVES (2012) foi de 8,2 t/ha.ano, e 23,8% da área da bacia apresentaram taxas aceleradas de erosão, próximos aos valores de erosão simulados no presente estudo.

A análise da tolerância à perda do solo no critério “off-site” para a bacia do ribeirão Pipiripau é apresentada na Figura 31, esse resultado mostra que no período seco e úmido o aporte de sedimento da bacia está no limite de suporte da bacia, ou seja até 1 t/ha.ano de sedimento aportado. Contudo, no período úmido essa capacidade é extrapolada em todos os cenários futuros.

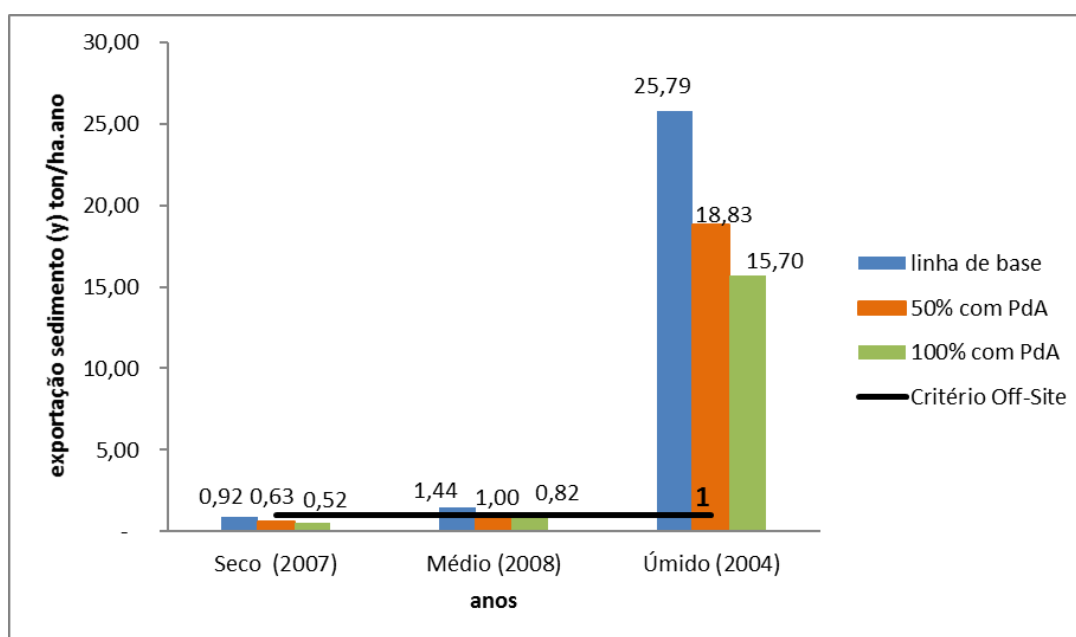


Figura 31: Tolerância à perda do solo no critério off-site

A análise da tolerância à perda do solo no critério “on-site” para a bacia do ribeirão Pipiripau, obtida pelo cruzamento entre os mapas de erosão do solo (A) para cada cenário simulado e os tipos de solo na bacia, é apresentado na Tabela 18, na Tabela 19 e na Tabela 20.

Tabela 18: Tolerância à perda do solo no ano 2007 (seco) no critério on-site

Condição/Cenário	Tolerância à perda do solo no ano 2007 (seco)					
	Atual		PdA 50%		PdA 100%	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
A>T	4.910,11	23%	3.481,76	16%	2.715,89	13%
A<T	16.588,89	77%	18.017,24	84%	18.783,11	87%

Tabela 19: Tolerância à perda do solo no ano 2008 (médio) no critério on-site

Condição/Cenário	Tolerância à perda do solo no ano 2008 (médio)					
	Atual		PdA 50%		PdA 100%	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
A>T	5.891,63	27%	4.240,66	20%	3.196,06	15%
A<T	15.607,37	73%	17.258,34	80%	18.302,94	85%

Tabela 20: Tolerância à perda do solo no ano 2008 (médio) no critério on-site

Condição/Cenário	Tolerância à perda do solo no ano 2004 (úmido)					
	Atual		PdA 50%		PdA 100%	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
A>T	7.123,58	33%	5.249,96	24%	3.905,25	18%
A<T	14.375,42	73%	16.249,04	76%	17.593,75	82%

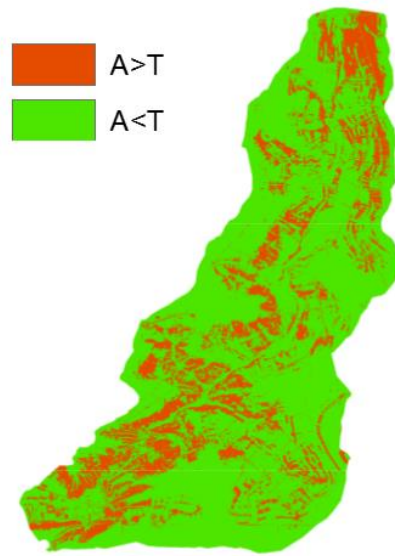
Para todos os cenários simulados, observa-se que em mais de 70% da área da bacia, a perda de solo (A) está abaixo do limite de tolerância (T).

Para as áreas nas quais a perda de solo está acima do limite de tolerância, os resultados da simulação nos cenários futuros mostram que as ações de conservação do solo proporcionaram um ganho significativo em termos de reduzir o percentual de área da bacia em que as perdas estão acima do limite de tolerância.

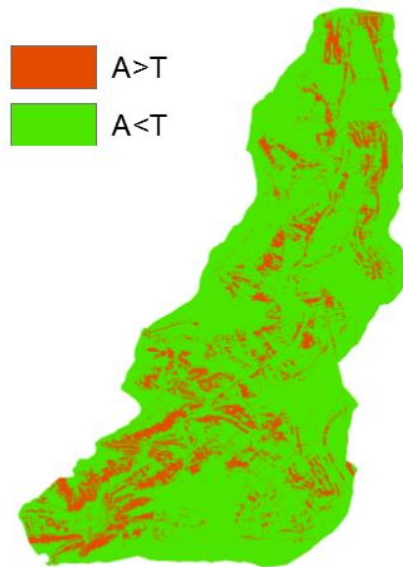
No ano úmido, se nota que as perdas por erosão acima do limite de tolerância ocorreram em 33% da área da bacia no cenário atual (7.123,58 ha) e reduzindo para 18% no cenário PdA 100% (3.905,25 ha).

Resultados semelhantes aos deste estudo foram encontrados por SOARES (2015), em que das 70 propriedades avaliadas pelo autor, 80% apresentaram perda de solo está abaixo do limite de tolerância.

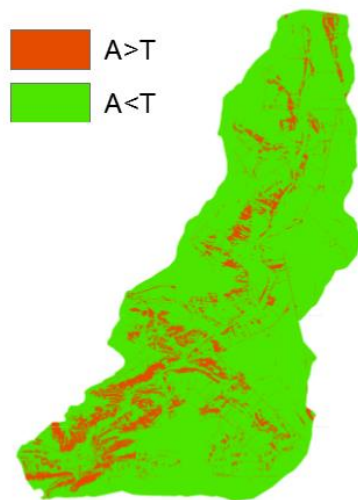
Na Figura 32, na Figura 33 e na Figura 34 observa-se as áreas da bacia em que a perda de solo (A) está acima do limite de tolerância (T) em cada cenário futuro simulado.



(a)



(b)



(c)

Figura 32: Tolerância à perda do solo no critério on-site na bacia em 2007 - ano seco - no cenário atual (A), no cenário PdA 50% (B) e no cenário PdA 100% (C).

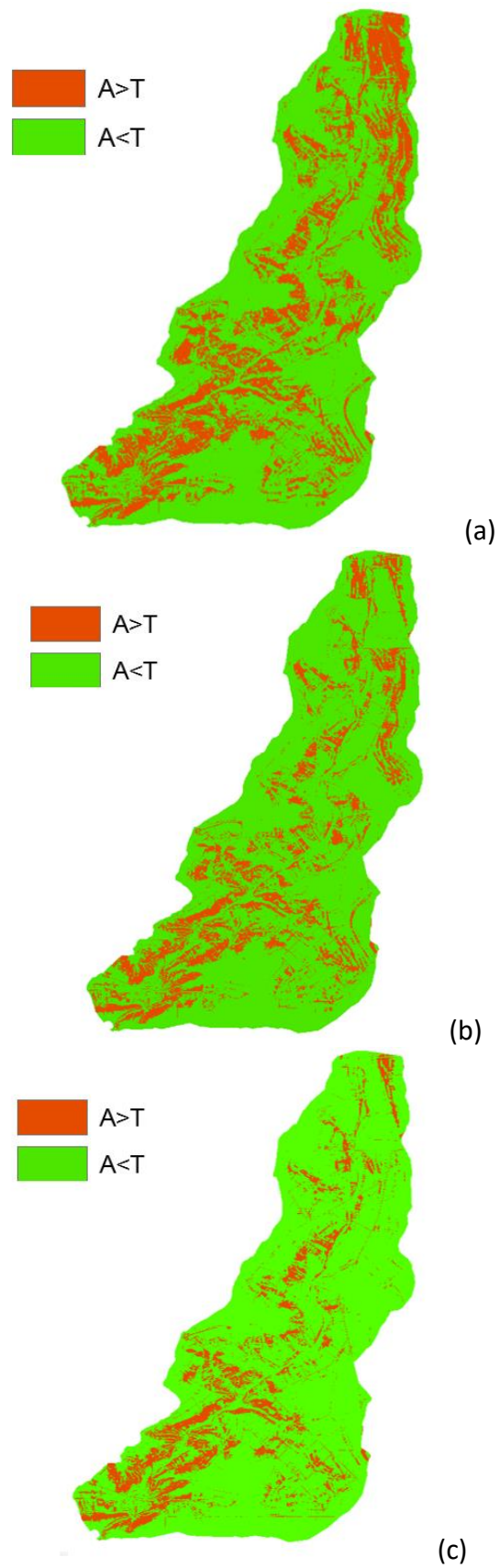


Figura 33: Tolerância à perda do solo no critério on-site na bacia em 2008 - ano médio - no cenário atual (A), no cenário PdA 50% (B) e no cenário PdA 100% (C).

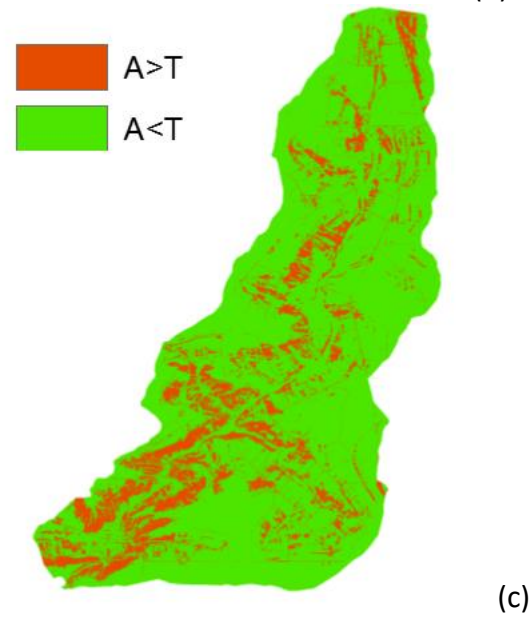
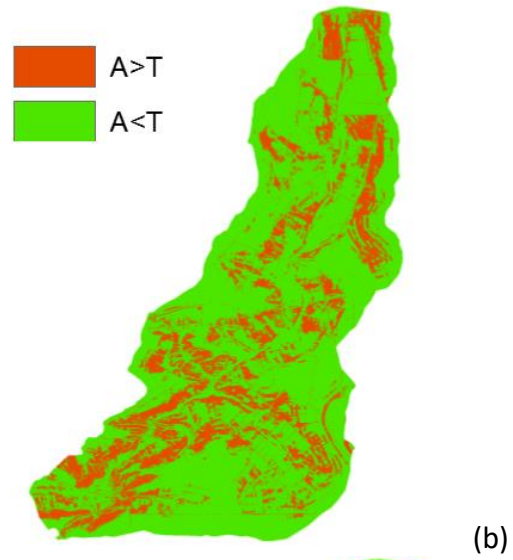
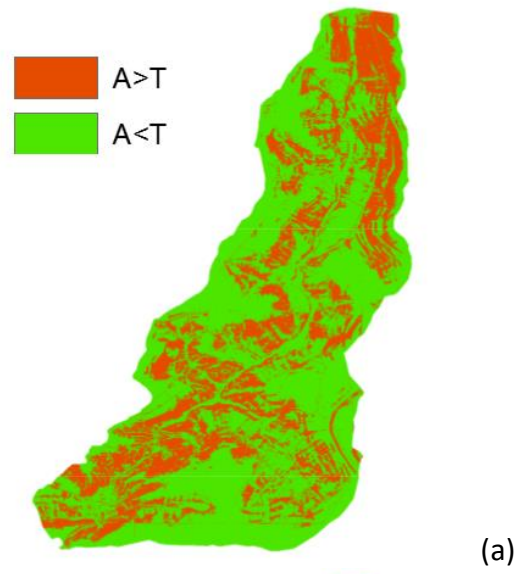


Figura 34: Tolerância à perda do solo no critério on-site na bacia em 2004 - ano úmido - no cenário atual (A), no cenário PdA 50% (B) e no cenário PdA 100% (C).

A produção de água para a bacia do ribeirão Pipiripau estimada pelo modelo de produção sazonal de água em cada cenário futuro é apresentado na Tabela 21.

Tabela 21: Valores produção de água simulados em cada cenário futuro

Cenários	Produção de água (mm) em cada ano de análise					
	2007 (seco)		2008 (médio)		2004 (úmido)	
	Escoamento superficial	Vazão de base	Escoamento superficial	Vazão de base	Escoamento superficial	Vazão de base
Atual	36,4	-	70,08	255,47	111,19	643,32
PdA 50%	21,39	-	40,72	261,62	63,86	667,13
PdA 100%	15,96	-	26,90	275,25	41,20	690,20

De acordo com a Tabela 21, nota-se que o escoamento superficial seguiu uma tendência de redução, à medida que se aumentou as ações conservacionistas em cada cenário futuro simulado, tanto no período seco quanto no período chuvoso.

É possível perceber também que no ano 2004 (úmido) e no ano 2008 (médio) a vazão de base simulada em cada cenário futuro apresentou valores mais altos quando comparados com o cenário atual. Isso evidencia que as ações conservacionistas adotadas nos cenários futuros proporcionaram um maior armazenamento de água no solo da bacia. É importante ressaltar que para bacias hidrográficas pequenas sem reservatórios de armazenamento, como é o caso da bacia do ribeirão Pipiripau, as vazões de base são importantes, pois representa a água que fica armazenada na bacia.

Porém, no ano 2007 (seco) em nenhum dos cenários futuros simulados houve o armazenamento de água no solo. Esse fato pode ser explicado pela reduzida recarga. Um fator importante a ser considerado nessa análise é que o fator Kc mensal, que representa a evapotranspiração no modelo, é um parâmetro complexo e difícil de se obter, sendo muito dependente das condições de cada bacia.

STRAUCH et al. (2013) avaliaram o impacto da implantação de terraços e barraginhas na produção de água na mesma bacia em estudo e os resultados encontrados mostrou que essas ações não afetaram a produção de água na bacia.

Na Figura 35 é apresentado um resumo dos resultados de produção de água em cada cenário futuro. E na Figura 36, Figura 37 e Figura 38 são apresentados os escoamentos superficiais na bacia em cada cenário futuro, em termos de classes.

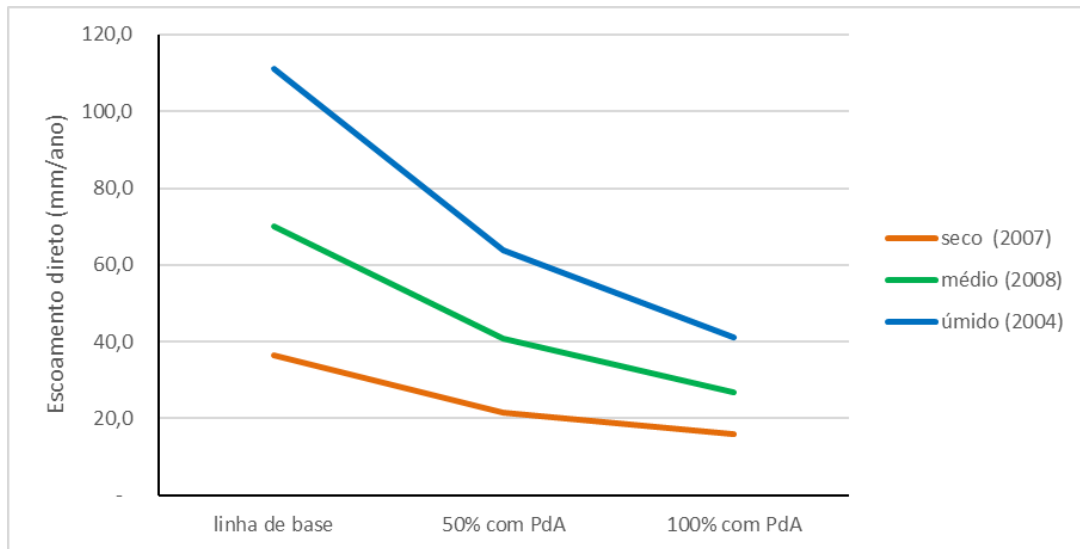
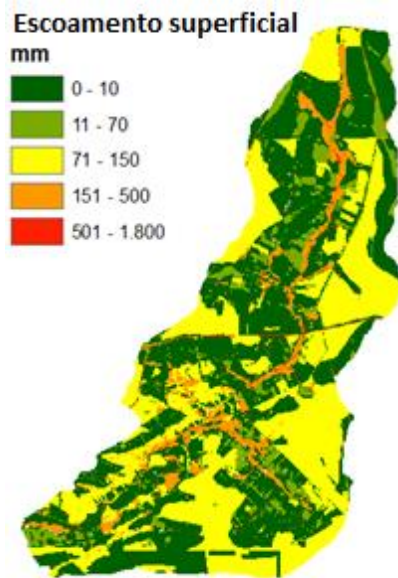
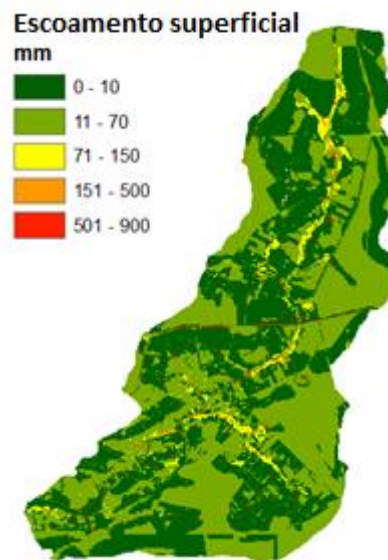


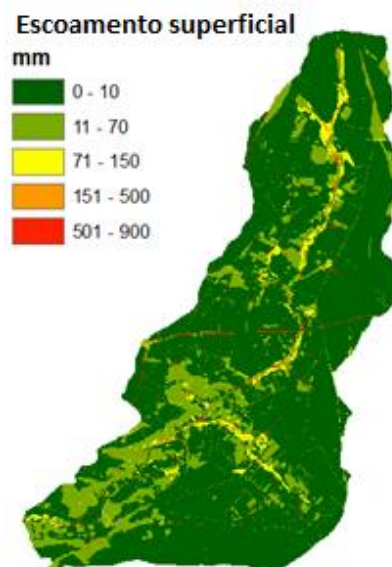
Figura 35: Resultados de produção de água simulada em cada cenário futuro



(a)



(b)



(c)

Figura 36: Escoamento superficial na bacia em 2007 - ano seco - no cenário atual (A), no cenário PdA 50% (B) e no cenário PdA 100% (C).

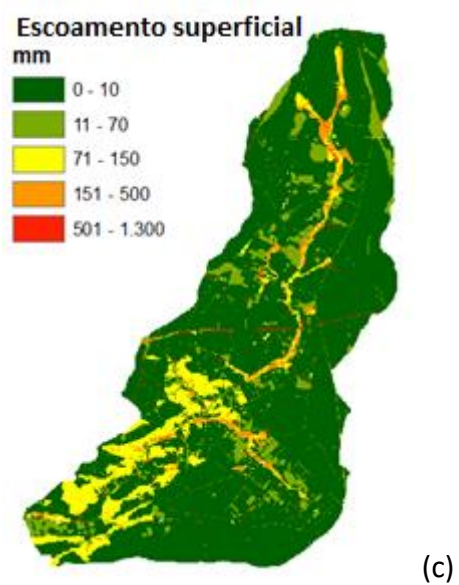
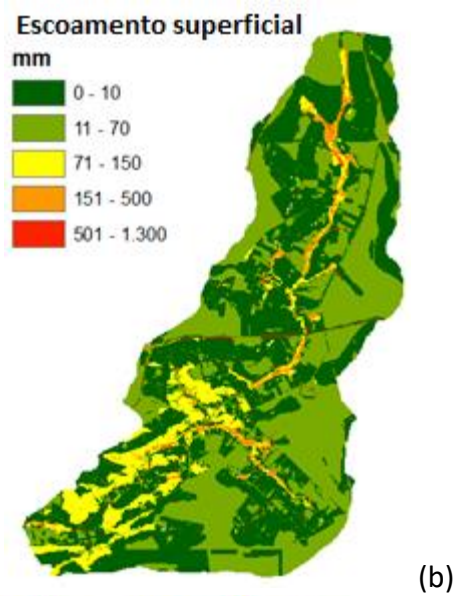
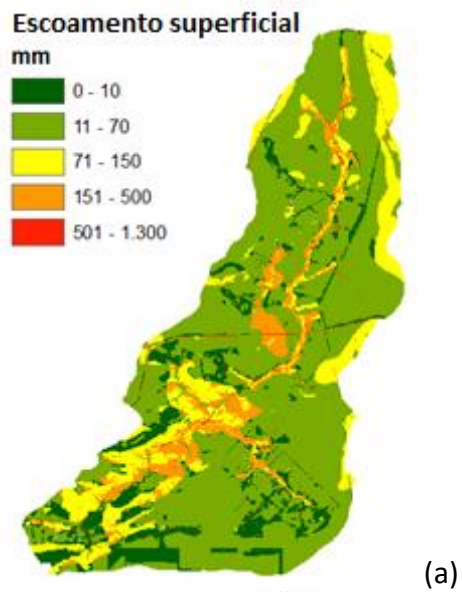


Figura 37: Escoamento superficial na bacia em 2008 - ano médio - no cenário atual (A), no cenário PdA 50% (B) e no cenário PdA 100% (C).

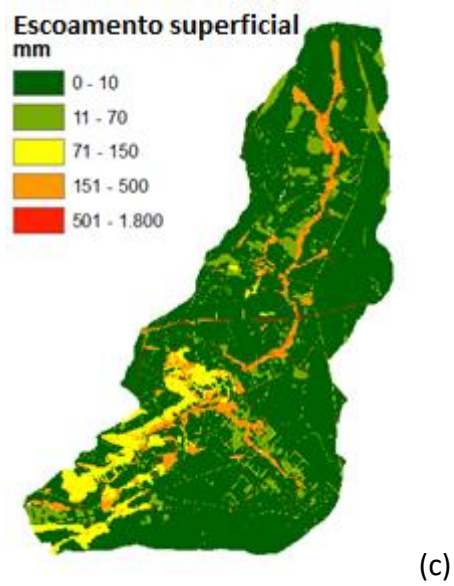
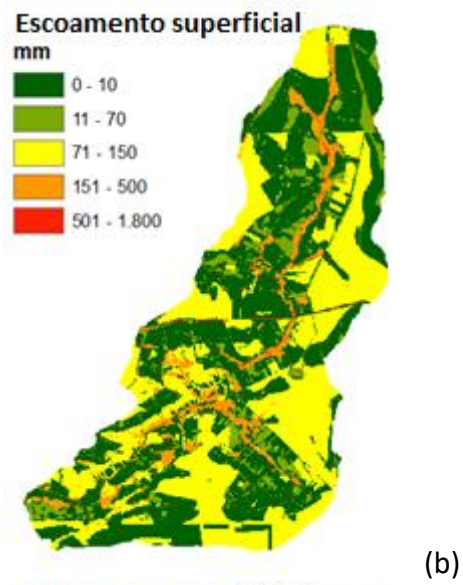
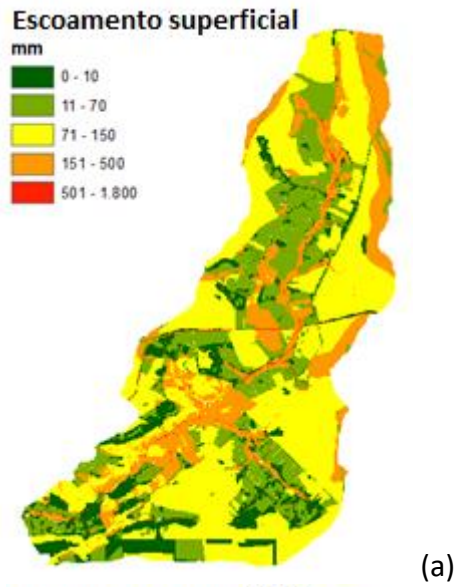


Figura 38: Escoamento superficial na bacia em 2004 - ano úmido - no cenário atual (A), no cenário PdA 50% (B) e no cenário PdA 100% (C).

Na Figura 37 é possível observar as áreas de expansão ligadas as zonas de saturação próximas aos canais dos rios na bacia, conforme hipótese de HEWLETT (1982).

A análise da zona de saturação para a bacia do ribeirão Pípiripau, obtida pelo cruzamento entre o “buffer” com 100 metros ao longo dos rios mapeados na bacia e o mapa de vazão superficial simulado no ano 2008 (médio) em cada cenário futuro, é apresentada na Tabela 22.

Tabela 22: Zona de saturação para a bacia do ribeirão Pípiripau no ano 2008 (médio)

Vazão superficial (QS)/Cenário	Zona de saturação no ano 2008 (médio)					
	Atual		PdA 50%		PdA 100%	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
< 100 mm	4.630,84	71%	5.423,99	83%	5.423,99	83%
> 100 mm	1.879,83	29%	1.086,68	17%	1.086,68	17%

No cenário atual, a zona de saturação definida foi de 1.879,33 ha, representando 29% da área total do buffer de 100 metros. E no cenário PdA 50% e PdA 100% a zona de saturação definida foi de 1.086,68 ha, representando 17% da área total do buffer de 100 metros.

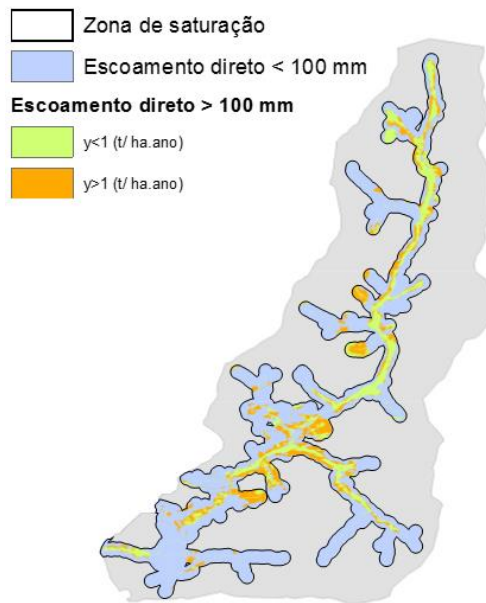
A integração do resultado de aporte de sedimento (Y) no critério off-site e a análise da zona de saturação é apresentada na Tabela 23.

Tabela 23: Aporte de sedimento (Y) no critério off-site e a zona de saturação no ano 2008 (médio)

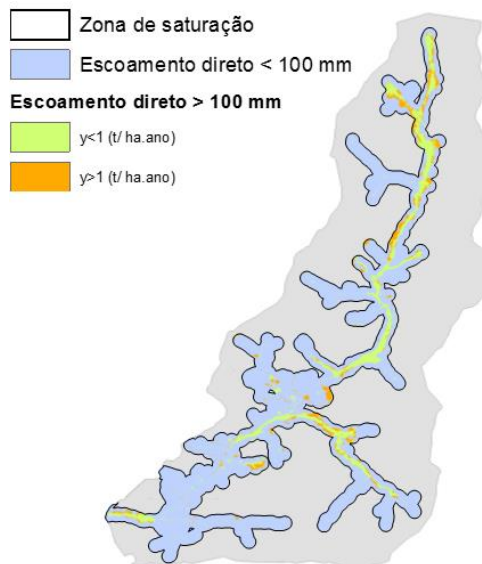
Condição	Atual		PdA 50%		PdA 100%	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Y > 1 t/ha.ano	860,96	46%	330,34	30%	325,21	30%
Y < 1 t/ha.ano	1.019,14	54%	756,34	70%	761,47	70%

No cenário atual, observa-se que 46% da área da zona de saturação está acima do limite de tolerância (T), e nos cenários futuros essa área foi reduzida para 30%, uma redução significativa. Mas ainda há a possibilidade de uma intervenção pontual nessas áreas como uma maneira de prevenir degradação da qualidade do ribeirão Pípiripau.

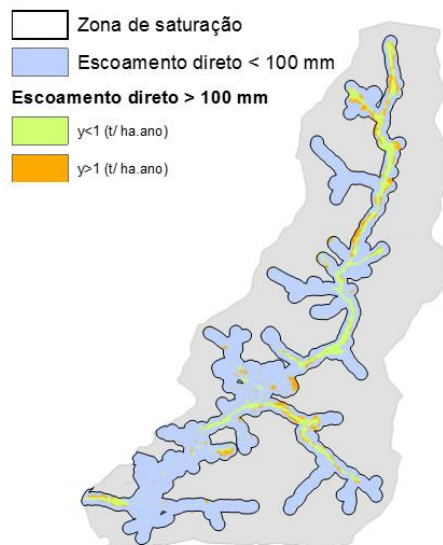
Na Figura 39 é possível observar as áreas da bacia em que o aporte de sedimento na zona de saturação está acima do limite de tolerância.



(a)



(b)



(c)

Figura 39: Aporte de sedimento (Y) no critério off-site e a zona de saturação no ano 2008 (médio)- no cenário atual (A), no cenário PdA 50% (B) e no cenário PdA 100% (C).

6. CONCLUSÃO

No modelo de exportação de sedimentos e no modelo de produção de água sazonal, os dados gerados pela calibração e validação apresentaram resultados que acompanham os dados hidrossedimentológicos da bacia do ribeirão Pipiripau.

Na calibração do modelo de exportação de sedimentos, os resultados mostraram que o modelo é altamente não linear, esse resultado foi evidente devido ao comportamento não linear do parâmetro k diante da precipitação anual. Já no modelo de produção de água sazonal, o fator K_c mensal se mostrou como um dos limitadores para as simulações em períodos secos.

Nas simulações realizadas, o modelo comportou-se de forma adequada. O aporte de sedimento médio na bacia foi de 1.555 t/ano e a vazão líquida foi 2.49 m³/s.

Todos os valores simulados foram muito próximos dos valores reais observados na área de estudo. A partir da calibração e validação, o modelo poderá ser usado para caracterizar as condições hidrológicas da bacia em estudo sob diferentes cenários da paisagem.

Os resultados desse trabalho demonstram que o modelo de exportação de sedimentos e o modelo de produção de água sazonal, após suas calibrações e validações, são ferramentas capazes de analisar o comportamento hidrológico da bacia do ribeirão Pipiripau.

Nos cenários conservacionistas, as simulações geraram uma redução de até 44% do aporte de sedimento na bacia, uma redução de até 69 mm na produção de água superficial e um aumento de até 46 mm na produção de água de base.

Adicionalmente, em períodos extremos como um período úmido, foi quando se observou os maiores ganhos da adoção das práticas conservacionistas na bacia.

Assim, o uso do modelo InVEST pode auxiliar na predição de consequências hidrológicas a partir de mudanças de uso do solo, tais como as alterações promovidas pelo Programa Produtor de Água, que visam reduzir o aporte de sedimentos e aumentar a infiltração de água no solo.

Tendo em vista que, tanto o modelo de exportação de sedimento como o modelo de produção sazonal de água, são preditores das respostas do programa produtor de água na bacia do Ribeirão Pipiripau de médio prazo, conclui-se que os resultados gerados foram adequados em termo de impacto hidrológico.

REFERÊNCIAS

- AGASSI, M. **Soil erosion, conservation and rehabilitation**. M Dekker, New York, 402 p., 1996.
- AKAY, A. E., ERDAS, O., REIS, M., e YUKSEL, A. Estimating sediment yield from a forest road network by using a sediment prediction model and GIS techniques. **Building and Environment**, 43(5), 687-695, 2008.
- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMUTH, M. **Crop Evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements**, Rome: FAO, 1998, 301p. Irrigation and Drainage Paper 56.
- ANA. **Manual Operativo do Programa Produtor de Água / Agência Nacional de Águas**. 2ª Edição. Brasília: ANA, 2012.
- ANA; TNC; EMATER/DF; SEAPA/DF. **Relatório de Diagnóstico Socioambiental da Bacia do Ribeirão Pípiripau**. Janeiro, 2010. 59 p.
- ANA. Edital de Chamada Pública nº 001/2017. **Seleção de propostas de projetos no âmbito do programa produtor de água**.
- ANDRIOLO, M.V.; SANTOS, I.; GIBERTONI, R.C. & CAMARGO, A.S.G. **Calibração do modelo SWAT para a produção e transporte de sedimentos**. In: Simpósio sobre pequenas e médias centrais hidrelétricas. Belo Horizonte. Anais SPMCH, 2008. p.1-17
- ARNOLD, J. G.; MUTTIAH, R. S.; SRINIVASAN, R.; ALLEN, P. M. Regional estimation of base flow and groundwater recharge in the Upper Mississippi river basin. **Journal of Hydrology**, v. 227, n. 1-4, p. 21-40, 2000.
- AYRES, A.; GERDES, H.; GOELLER, B.; Catalinas, M; Cantón, A.G.; Brouwer, R.; Sheremet, O.; Vermaat, J.; Angelopoulos, N.; Cowx, I. **Inventory of river restoration measures: effects, costs and benefits**. 2015.
- BAHREMAND, A.; SMEDT, F. DE. Distributed Hydrological Modeling and Sensitivity Analysis in Torysa Watershed , Slovakia. **Water Resources Management**, v. 22, p. 393–408, 2008.
- BAI, Y.; ZHUANG, C.; OUYANG, Z.; ZHENG, H.; JIANG, B. Spatial characteristics between biodiversity and ecosystem services in a human-dominated watershed. **Ecological Complexity**, v. 8, n. 2, p. 177–183, 2011.
- BALBINOT, R.; OLIVEIRA, N. K. DE; VANZETTO, S. C.; PEDROSO, K. O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas. **Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 1, p. 131–149, 2008.
- BALDISSERA, G. C. **Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and water assessment tool), para a bacia hidrográfica do rio Cuiabá/MT**. Instituto de Ciências Exatas e da Terra da Universidade Federal do Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Física e Meio Ambiente, 2005.

BARDWELL, B. **The Benefits of Restoring Our River Ecosystems**. 55th Annual NM Water Conference. Anais. p.53–57, 2009.

BARNES, M. C.; TODD, A. H.; LILJA, R. W.; BARTEN, P. K. **Forests, Water and People: Drinking water supply and forest lands in the Northeast and Midwest United States**. 2009.

BHAGAT, V. Agriculture water balance of micro-watershed using GIS techniques. **Journal of Earth Science Research**, v. 2, 1, p. 1-12 , 2014.

BENNETT, N D.; CROKE, B. F.W.; GUARISO, G.; GUILLAUME, JOSEPH H.A. S.; HAMILTON, H.; JAKEMAN, A. J.; MARSILI-LIBELLI, S.; NEWHAM, L. T.H.; NORTON, J. P.; PERRIN, C.; PIERCE, S. A.; ROBSON, B.; SEPPELT, R.; VOINOV, A. A.; FATH, B. D.; ANDREASSIAN V. Characterising performance of environmental models. Environmental Modelling & Software. **Environmental Modelling & Software**, v. 40 p 1 -20, 2013.

BERTOL, I.; ALMEIDA, J.A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do Estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24. p. 657-668, 2000.

BORSELLI, L.; BORSELLI, L.; CASSI, P.; TORRI, D. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape : A GIS and field numerical assessment numerical assessment. **Catena**, v. 75, n. 3, p. 268–277, 2008. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2008.07.006>>. .

BOYD, J., AND S. BANZHAF. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics** v. 63 p. 616-626, 2007.

BRANCO, N. **Avaliação da Produção de Sedimentos de Eventos Chuvosos em uma Pequena Bacia Hidrográfica Rural de Encosta**. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, 1998.

BRASIL. Decreto nº 55,947, de 24 de junho de 2010. Regulamenta a Lei nº 13.798, de 9 de novembro de 2009, que **dispõe sobre a Política Estadual de Mudanças Climáticas**. Diário Oficial, Brasília, DF, 25 jun. 2001. Seção 1, p. 1.

BRASIL. Lei nº 13.798, de 09 de novembro de 2009, **Institui a Política Estadual de Mudanças Climáticas** - PEMC. Diário oficial da União, Brasília, DF, 10 nov. 2009. Seção 1, p. 1.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965., **Institui o Código Florestal**. Diário oficial da União, Brasília, DF, 16 set. 1965. Seção 1, p. 1.

BRASIL. Projeto de Lei nº 792, DE 2007. **Dispõe sobre a definição de serviços ambientais e dá outras providências**.

BRAUMAN, K. A.; DAILY, G. C.; DUARTE, T. K.; MOONEY, H. A. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. **Annual**

Review of Environment and Resources, v. 32, n. 1, p. 67–98, 2007. Disponível em: <http://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758>.

BROUWER, R.; BRANDER, L.; KUIK, O.; PAPYRAKIS, E.; BATEMAN, I. **A synthesis of approaches to assess and value ecosystem services in the EU in the context of TEEB**. TEEB follow-up study for Europe, 2013.

BUDAGOVSKYI, A.I., NOVÁK, V. Theory of evapotranspiration: Transpiration and its quantitative description. **Journal of Hydrology and Hydromechanics**, v.59, 1, p 3–23, 2011.

CALDATO, S.L; SCHUMACHER, M. V. O uso de água pelas plantações florestais – Uma revisão. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 3, p. 507-516, jul.-set., 2013

CAMPBELL, M. **Benefits of forest restoration**. Coalition for the upper south platte. 2012.

CARVALHO, F. H. **Uso do modelo SWAT na estimativa da vazão e da produção de sedimentos em bacia agrícola do Cerrado brasileiro**. Brasília, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2014, 154p. Dissertação de Mestrado.

CARVALHO, N. O. (1994). **Hidrossedimentologia Prática**. CPRM, Rio de Janeiro, 372 p.

CARVALHO, S. M. & STIPP, N. A. F. Contribuição ao estudo do Balanço Hídrico no estado do Paraná: uma proposta de classificação qualitativa. **Geografia - Revista do Departamento de Geociências** - v.13, n.1 jan/jun, 2004 (revista eletrônica).

CAESB. Companhia de Saneamento do Distrito Federal - **Plano de Proteção Ambiental da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Pípiripau**. Brasília: 2001.

CASTRO, K. B.E. **Avaliação do modelo SWAT na simulação da vazão em bacia agrícola do cerrado intensamente monitorada**. Brasília, Instituto de Geociências Aplicadas, Universidade de Brasília, 2013. Dissertação de Mestrado.

CHAVES, H. M. L. **Avaliação econômica e socioambiental do retorno do investimento da implantação do projeto produtor de água na bacia do ribeirão Pípiripau (DF/GO)**. Relatório de consultoria preparado para o The Nature Conservancy do Brasil – TNC, contrato No. AFCS-BR 00293-2012, 2012

CHAVES, H.M.L. & PIAU, L.P. Efeito da variabilidade da precipitação pluvial e do uso e manejo do solo sobre o escoamento superficial e o aporte de sedimento de uma bacia hidrográfica do Distrito Federal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32 p. 333-343, 2008.

CHAVES, H.M.L. Incertezas na predição da erosão com a USLE: Impactos e mitigação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 2021-2029, 2010.

CHAVES, H.M.L.; BRAGA, B.; DOMINGUES, A.F. & SANTOS, D.G. Quantificação dos benefícios ambientais e compensações financeiras do Programa do Produtor de Água/ANA: I. Teoria. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 9, p. 5-14, 2004.

DA SILVA, M.; NETTO, A. A.; NEVES, R. J.; VASCO, A.; ALMEIDA, C. E.; FACCIOLI, G. Sensitivity Analysis and Calibration of Hydrological Modeling of the Watershed Northeast Brazil. **Journal of Environmental Protection**, 6, 837-850. 2015. doi: 10.4236/jep.2015.68076.

DANIELS, R. B.; GILLIAM, J. W. Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. **Soil Science Society of America Journal**, 1996.

DENNEDY-FRANK, P. J.; MUENICH, R. L.; CHAUBEY, I.; ZIV, G. Comparing two tools for ecosystem service assessments regarding water resources decisions. **Journal of Environmental Management**, v. 177, n. April, p. 331–340, 2016.

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

ERNST, C. **Protecting the Source: Land Conservation and the Future of America's Drinking Water**. Trust for Public Land, 2004.

FARLEY, J. Ecosystem service: the economics debate. **Ecosystem services**, v. 1 (1), p. 40-49, 2012.

FERRIGO, S. (2014). **Análise de consistência dos parâmetros do modelo SWAT obtidos por calibração automática – Estudo de caso da bacia do lago Descoberto – DF**. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 164 p.

FICHINO, S. B. **Trade-off entre serviços ecossistêmicos de provisão, suporte e regulação em Floresta de Araucária**. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia, 2014.

FISHER, B.; TURNER, R.K. Ecosystem services: classification for valuation. **Biological Conservation**, v. 141, p. 1167–1169, 2008.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Soil Erosion by water: some measures for its control on cultivated lands**. Rome: FAO, 1965. 284p.

FUNBIO, 2014. **Estado da arte de metodologias e ferramentas voluntárias de compensação pelo setor privado**. Bruna Stein Ciasca. Rio de Janeiro.

GARCIA, J. R.; ROMEIRO, A. R. **Modelagem Econômico-Ecológica com InVEST model como subsídio para a implantação de esquemas de pagamentos por serviços**

ambientais (PSA's). Anais Encontros Nacionais da Anpur, p. 1–23, 2013. Disponível em: <<http://unuospedagogia.com.br/revista/rbeur/index.php/anais/article/view/4386>>. .

GHARABAGHI, B.; RUDRA, R. P.; WHITELEY, H. .; DICKINSON, W. T. Sediment-removal efficiency of vegetative filter strips. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, 2000.

GOLMOHAMMADI, G.; PRASHER, S.; MADANI, A.; RUDRA, R. Evaluating Three Hydrological Distributed Watershed Models: MIKE-SHE, APEX, SWAT. **Hydrology**, v. 1, p.20-39; 2014.

GUERRA, A. J. T., SILVA, A. S. d e BOTELHO, R. G. M. **Erosão e conservação dos solos : conceitos, temas e aplicações** Bertrand Brasil, Rio de Janeiro, 339 p, 1999.

HARGREAVES G.L., HARGREAVES G.H. E RILEY J.P. History and evaluation of Hargreaves evapotranspiration equation. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**. v. 111, 3, p. 265-275, 1985.

HEWLETT, J.D. & NUTTER, W.L. (1969). **An Outline of Forest Hydrology**. University of Georgia Press. 137 p.

HILLEL, D. (1998). **Environmental soil physics**. Academic Press, San Diego, p.771.

KOBIYAMA, M.; CHAFFE, P. L. B.; NETTO, A. O. A. **Manejo de bacias hidrográficas na produção de água**. 2014. p 579-598.

LI, L.; Du, S.; WU, L.S.; LIU, G. An overview of soil loss tolerance. **Catena** Amsterdam, v.78, p 93-99, 2009.

LIMA, J. E. F. W.; Di SILVA, F. D. M.; MARTINS, P. R.; CARVALHO SOBRINHO, H. de; OLIVEIRA, N. B. **Modelagem da erosão como subsídio a implantação do Programa Produtor de Águas na Bacia do Ribeirão Pibiripau**. Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE.

LOMBARDI NETO, F.; BELLINAZZI JÚNIOR, R.; LEPSCH, I.F.; OLIVEIRA, J.B.; BERTOLINI, D.; GALETI, P.A.; DRUGOWICH, M.I. **Terraceamento agrícola. Campinas: Secretaria da Agricultura e do Abastecimento do Estado de São Paulo**, Coordenadoria de Assistência Técnica Integral, 1994. 39p. Boletim Técnico CATI, 206

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Tolerância de perdas de terras para solos do Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônômico, 1975.

LOWRANCE, R.; STATES, U.; PROTECTION, E. Riparian Forests as Nutrient Filters in Agricultural Watersheds. **Bioscience Journal**, v. 34, p. 374-377, 1984.

MACHADO, C. C., GARCIA, A. R., FONTES, E. S. e MACHADO, A. (2003). Comparação de taxas de erosão em estradas florestais estimadas pelo modelo WEPP (Water Erosion Prediction Project) modificado em relação a medições experimentais. **Revista Árvore**, vol.27, n.3, pp.295-300, 2003.

Mães, J. Egoh B., Willemen, L., Liqueete, C., Vihervaara, P., Schägner, J.P., Grizzetti, B., Drakou, E.G., Notte, A.L., Zulian, G., Bouraoui, F., Paracchini, M. L., Braat, L. Bidoglio. G. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. **Ecosystem Services**, v. 1, p. 31–39, 2012.

MAIDMENT, D.R., (Editor in Chief), (1993), **Handbook of Hydrology**, McGraw-Hill, 1424 pages.

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

MANSELL M, ROLLET. F. Water balance and the behaviour of different paving surfaces. **Water and Environment Journal**, v. 20, p. 7–10, 2006.

MATOTT, L. S.; BABENDREIER, J. E.; PURUCKER, S. T. Evaluating uncertainty in integrated environmental models : A review of concepts and tools. **Water Resources Research** v. 45, p. 1–14, 2009.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005.

MINELLA, J. P. G. **Identificação de Fontes de Produção de Sedimentos em uma pequena Bacia Rural**, Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, 2003.

MOLDENHAUER, W. C., ONSTAD, C. A. Achieving specified soil loss levels. **Journal of Soil and Water Conservation**, vol. 30, p.166–8, 1975.

MONEGATI, C. **Plantas de cobertura do solo: características e manejo em pequenas propriedades**. Chapecó (SC): Ed. Do autor, 1991.

MONTEIRO, J. A. F., Bahareh ., Srinivasan,R., Abbaspour, K., Gücker, B. Modelling the effect of riparian vegetation restoration on sediment transport in a human-impacted Brazilian catchment. **Ecohydrology**, v 9, p. 1289–1303, 2016.

MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and Conservation**. National Soil Resources Institute, Cranfield University. Third Edition. 2005.

MORIASI D. N.; ARNOLD J. G.; VAN LIEW M. W.; BINGNER R. L.; HARMEL R. D.; VEITH T. L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**. 2007. Vol.50 (3): 885 – 900.

MORIASI, D. N.; WILSON, B. N.; ARNOLD, J. G.; GOWDA, Hydrologic and water quality models: Use, calibration, and validation. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**. v. 55, n. 4, p. 1241–1247, 2012.

MOSCA, A.A.O., **Caracterização hidrológica de duas microbacias visando a identificação de indicadores hidrológicos para o monitoramento ambiental do manejo de florestas plantadas**. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" da Universidade de São Paulo, 2003.

MUELLER, J. M.; SWAFFAR, W.; NIELSEN, E. A.; SPRINGER, A. E.; LOPEZ, S. M. Estimating the value of watershed services following forest restoration. **Water Resources Research**, v. 49, n. 4, p. 1773–1781, 2013.

NEARING, M. A., LANE, L. J., ALBERTS, E. E. e LAFLEN J. M. Prediction Technology for Soil Erosion by Water: Status and Research Needs. **Soil Science Society of America journal**. v. 54, p. 1702-1711, 1990

NEITSCH, S.L; ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R. **Soil and water assessment tool – User`s Manual: Version 2000**. Temple: Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, 2000.458p.

NELSON, E.; MENDOZA, G.; REGETZ, J.; POLASKY, S.; TALLIS, H.; CAMERON, D. R.; CHAN, K. M. A.; DAILY, G. C.; GOLDSTEIN, J.; KAREIVA, P. M.; LONSDORF, E.; NAIDOO, R.; RICKETTS T. H. e SHAW, M. R. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 1, p. 4–11, 2009.

NRC National Research Council 2008. **Hydrologic Effects of a Changing Forest Landscape**. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/12223>.

NRCS. 2009. National Resources Conservation Service. United States Department of Agriculture (Org.). **National Engineering Handbook: Part 630 Hydrology**. Washington, Dc: United States Department of Agriculture.

Oka-Fiori, C. Pio Fiori, A. Hasui. Y. **TOLERÂNCIA DE PERDAS DE SOLO NA BACIA DO RIO ITIQUIRA, MATO GROSSO, BRASIL**. Boletim Paranaense de Geociências, n. 54, p. 83-99, 2004.

OLIVEIRA, F.P.;SANTOS,D.; SILVA M.L.N. Tolerância de Perda de Solo por Erosão para o Estado da Paraíba. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, João Pessoa, v.8, n.2, p. 60-71, 2008.

OSBORNE, L. L. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. **Freshmler Biology**, v. 29, p. 243–258, 1993.

PETERJOHN, W. T.; CORRELL, D. L. Nutrient Dynamics in an Agricultural Watershed: Observations on the Role of A Riparian Forest. **Ecology**, v. 65, p. 1466–1475, 2016.

PIRES, F.R. **Práticas mecânicas de conservação do solo e da água**. Viçosa, 2003.

PODOLAK, K., EDELSON, D., KRUSE, S., AYLWARD, B., ZIMRING, M. e N. WOBROCK. **Estimating the Water Supply Benefits from Forest Restoration in the Northern Sierra Nevada**. An unpublished report of The Nature Conservancy prepared with Ecosystem Economics. San Francisco, CA. 2015

RAMOS-SCHARRON, C. E., e MACDONALD, L. H. Measurement and prediction of natural and anthropogenic sediment sources, St. John, U.S. Virgin Islands. **Catena**, v. 71(2), p. 250-266, 2007.

REFSGAARD, J. C.; STORM, B. Validation and applicability of distributed hydrological models. **Modelling and Management of Sustainable Basin-scale Water Resource Systems**, n. 231, p. 387–397, 1995.

RENARD, K., FOSTER, G., WEESIES, G., MCCOOL, D., YODER, D. **Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the revised soil loss equation**. 1997.

SENARATH, S., OGDEN, F. L., DOWNER C. W., SHARIF H. O. On the calibration and verification of twodimensional distribute, Hortonian, continuous watershed models. **Water Resources Research** , v. 36,6, p. 1495-1510, 2000.

SILVA, C.; CHAVES, H. L. M.; CAMELO, P. Calibração e validação da equação universal de perda de solo modificada (MUSLE) utilizando dados hidrossedimentológicos locais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, n.4, p.1431-1439, 2011.

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

SÁ, E. A. S. **Estudo do modelo TOPMODEL na bacia hidrográfica do Alto Canoas – SC**. 2014. 103 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2014.

SALLES, L. A. 2012. **Calibração e validação do modelo SWAT para predição de vazões na bacia do ribeirão Pipiripau**. Dissertação de mestrado em ciências florestais – Universidade de Brasília, DF.

SAMMONS, N. e NEITSCH, S. L. **Until interface for SWAT2000 – User guide**. SERVICE, G. U. A. R.: 14p. 2000.

SARMENTO, L. **Análise de incertezas e avaliação dos fatores influentes no desempenho de modelos de simulação de bacias hidrográficas**. Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, 2010.

SCHUMACHER, M. V.; HOPPE, J. M. **A floresta e a água**. Vol 2. Porto Alegre: AFUBRA, 1998. 70p.

SHARP, R., TALLIS, H.T., RICKETTS, T., GUERRY, A.D., WOOD, S.A., CHAPLIN-KRAMER, R., NELSON, E., ENNAANAY, D., WOLNY, S., OLWERO, N., VIGERSTOL, K., PENNINGTON, D., MENDOZA, G., AUKEMA, J., FOSTER, J., CAMERON, D., ARKEMA, K., LONSDORF, E., KENNEDY, C., VERUTES, G., KIM, C.K., GUANNEL, G., PAPENFUS, M., TOFT, J., MARIK, M., BERNHARDT, J., GRIFFIN, R., GLOWINSKI, K., CHAUMONT, N., PERELMAN, A., LACAYO, M. MANDLE, L., HAMEL, P., VOGL, A.L., ROGERS, L., 3 BIERBOWER, W. 2016. **InVEST +VERSION+ User's Guide**. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.

SKIDMORE, E.L. **Soil loss tolerance**. In: KRAL, D.M., ed. Determinants of soil loss tolerance. Madison: American Society of Agronomy, Cap. 8, p. 87-93, 1982.

SLATTERY, M.; GREINER, J. **Chesapeake Forest Restoration Strategy**. United States Department of Agriculture Forest Service, 2012.

SOARES, L.V. B., **Análise multicritério dos serviços hidro-ambientais do programa produtor de água/ANA: um estudo de caso na bacia do ribeirão Pípiripau (DF/GO)**. Brasília, Departamento de Engenharia Florestal da Universidade de Brasília, 2015.

SOUZA, C.M; PIRES, F.R. **Práticas mecânicas de controle da erosão**. Brasília: SENAR, 2003.

STRAUCH, M.; BERNHOFER, C.; VOLK, M.; LORZ, C. Using Precipitation Data Ensemble for Uncertainty Analysis in SWAT Streamflow Simulation. **Journal of Hydrology**, v. 414-415, n. January 2012, p. 413–424, 2017. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.11.014>>. .

STRAUCH, M.; VOLK, M.; LORZ, C. The impact of Best Management Practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment. **Journal of Environmental Management**, v. 127, p. S24-S36, 2013.

TELLES, S. T., DECHEN, S. C. F., Souza, L. G. A. & GUIMARÃES, M.F. Valuation and assessment of soil erosion cost. **Scientia Agricola**, vol.70, p.209-216, 2013.

TIECHER, T., MINELLA, J. P. G., MIGUEL, P., ALVAREZ; J. W. R., PELLEGRINI, A., CAPOANE, V., CIOTTI, L. H., SCHAEFER, G. L., SANTOS, D. R. Contribuição das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 2, p. 639–649, 2014.

TONG, S. T. Y. e CHEN, W. Modeling the Relationship Between Land Use and Surface Water Quality Modeling the relationship between land use and surface water quality. **Journal of Environmental Management** v. 66, p. 377-393. 2002.

TRANCOSO, R.; CARNEIRO FILHO, A.; TOMASELLA, J. (2007). “Amazônia, desflorestamento e água”. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 40, n 239, p. 30-37.

TRIMBLE, S.W.; WEIRICH, F.H.; HOAG, B.L. Reforestation and the reduction of water yield on the southern Piedmont since circa 1940. **Water Resources Research**, Washington, v.23, p.425-437, 1987.

TUCCI, C. E. M. (2004). **Hidrologia: ciência e aplicação**. Coleção ABRH de Recursos Hídricos, Porto Alegre, 943 p.

TUCCI, C. E. M. (2005). **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre: UFRGS. 678 p.

VAL, L.A.; BAHIA, V.G.; FREIRE, J.C. & DIAS JUNIOR, M.S. Erosividade das chuvas em Lavras, MG. *Ciência & Prática*, v. 10 p. 199-209, 1986.

VAN OUDENHOVEN, A. P. E.; PETZ, K.; ALKEMADE, R.; HEIN, L.; DE GROOT, R. S. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 21, p. 110-122, special issue, 2012.

VERHEIJEN, F. G. A., JONES, R. J. A., RICKSON, R. J. & SMITH, C. J. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. **Earth Science Reviews**, n.o. 1-4, v. 94, p. 23-38, 2009.

VERSTRAETEN, G., POESEN, J., GILLIJNS, K., GOVERS, G. The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads: an overestimated control measure? **Hydrological Processes**, v. 20, p. 4259-4267, 2006.

VIGIAK, O.; COMMISSION, E.; POTOS, S. L. Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. **Geomorphology**, v. 138, p 74-88, 2012.

WALTER, M.T.; WALTER M.F.; BROOKS E.S.; STEENHUIS, T.S.; BOLL, J.; WEILER, K.R. Hydrologically Sensitive Areas: Variable Source Area Hydrology Implications for Water Quality Risk Assessment. **Journal of Soil and Water Conservation**. v. 55, p. 277-284, 2000.

WILSON, L. G. Sediment Removal from Flood Water by Grass Filtration. **American Society of Agricultural Engineers Engineers**, v. 10, p. 37-40, 1967.

ZAAPA, M. **Multiple-response verification of a distributed hydrological model at different spatial scales**. Swiss Federal Institute of Technology, 2002.

ZHANG, L., WALKER, G.R., DAWES W.R. **Water Balance Modelling: Concepts and applications**. T.R. McVicar, L. Rui, J. Walker, R.W. Fitzpatrick, L. Changming (Eds.), Regional Water and Soil Assessment for Managing Sustainable Agriculture in China and Australia, ACIAR Monograph Canberra, Australia (2002), pp. 31-47

ZIEGLER, A. D., GIAMBELLUCA, T. W., SUTHERLAND, R. A., NULLET, M. A., YARNASARN, S., PINTHONG, J., PREECHAPANYA, P., and JAIAREE, S. "Toward understanding the cumulative impacts of roads in upland agricultural watersheds of

northern Thailand." **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 104(1), p. 145-158, 2004.

WARD, A. D. e ELLIOT, W. J. **Environmental Hidrology**. New York: Lewis Publishers, 1995.